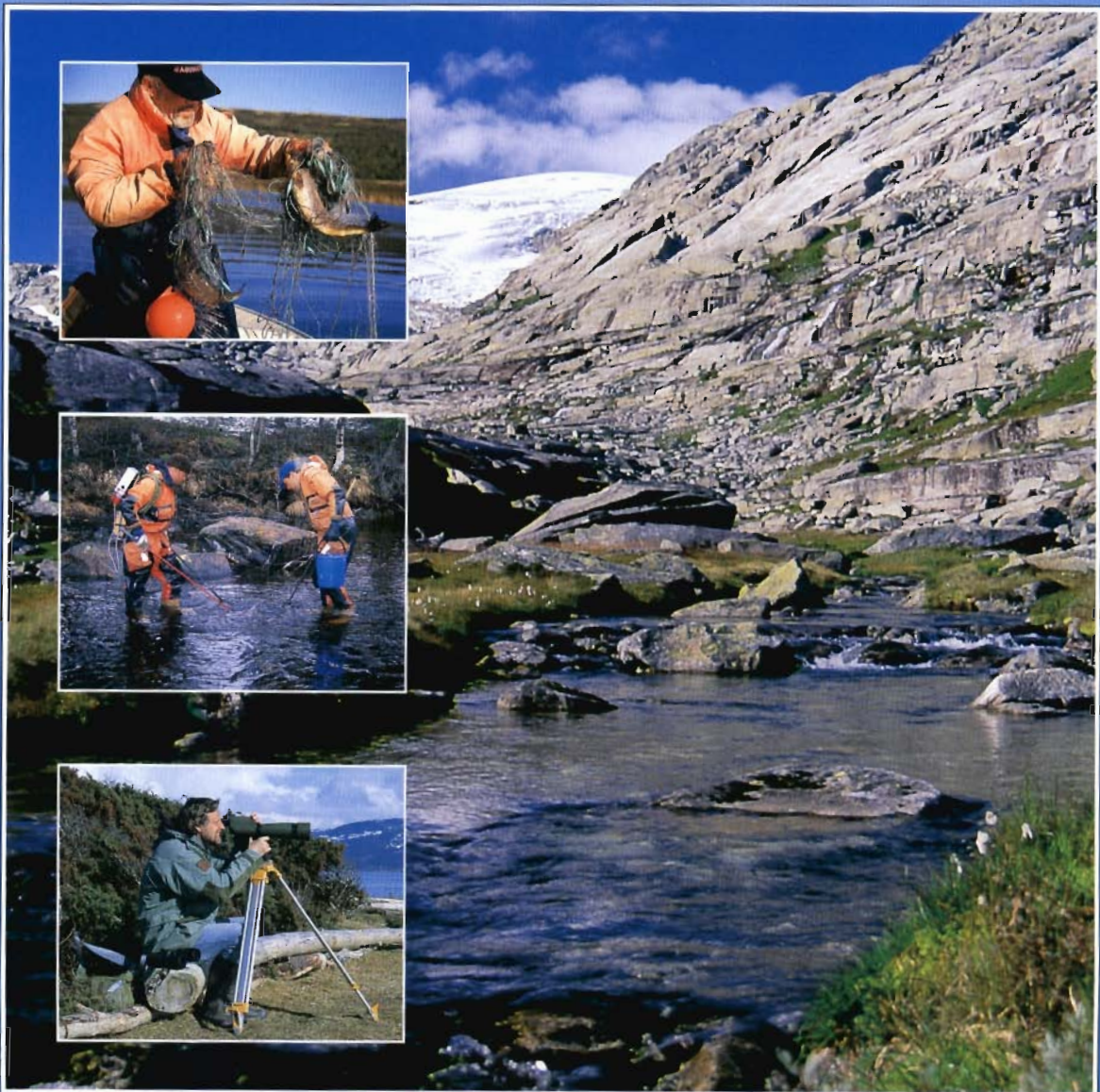




TAUTRA MED SVAET NATURRESERVAT OG  
FUGLEFREDNINGSOMRÅDER.  
ORNITOLOGISK OG MARINBIOLOGISK STATUS FØR  
BRUÅPNINGEN I VEIMOLOEN OVER SVAET

Per Gustav Thingstad, Otto Frengen, Stein Hokstad & Øystein Stokland



**VITENSKAPSMUSEET**  
**ZOOLOGISK OPPDRAGSTJENESTE**

**Utredning og forskning innen  
anvendt zoologisk miljøproblematikk**

Helt siden 1969 har Vitenskapsmuseet, NTNU, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet Zoologisk avdeling. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Vitenskapsmuseet har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- **forskningsoppgaver i forbindelse med naturinngrep og naturforvaltning**
- **konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep**
- **for- og etterundersøkelser ved naturinngrep**
- **faunakartlegging, overvåking og biologisk ressursevaluering**
- **biodiversitetsanalyser**

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- **ferskvannsbiologi**
- **fiskeribiologi**
- **herpetologi (amfibier/krypdyr)**
- **ornitologi og mammalogi (fugl og pattedyr)**
- **viltøkologi**

Vitenskapsmuseets geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse:	NTNU	Tlf.nr.:
	Vitenskapsmuseet	73 59 22 80 (generell zoologi)
	Institutt for naturhistorie	73 59 22 89 (LFI - ferskvannsekologi, fisk)
	7491 Trondheim	73 59 22 80 (ornitologi/viltøkologi)

Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2003-1

TAUTRA MED SVAET NATURRESERVAT OG  
FUGLEFREDNINGSOMRÅDER.  
ORNITOLOGISK OG MARINBIOLOGISK STATUS FØR  
BRUÅPNINGEN I VEIMOLOEN OVER SVAET

av

Per Gustav Thingstad, Otto Frengen, Stein Hokstad & Øystein Stokland

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Vitenskapsmuseet  
Trondheim, februar 2003

ISBN 82-7126-664-0  
ISSN 0802-0833

## REFERAT

Thingstad, P.G., Frengen, O., Hokstad, S. & Stokland, Ø. 2003. Tautra med Svaet naturreservat og fuglefredningsområder. Ornitologisk og marinbiologisk status før bruåpningen i veimoloen over Svaet. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2003, 1*: 1-67.

De spesielle ornitologiske kvalitetene som er knyttet til øya Tautra og grunnvassområdet Svaet inn mot fastlandet har lenge vært kjent. Allerede så tidlig som i 1973 ble det framlagt et forslag om vern av dette området til Nordisk Råd. Det skulle det gå helt fram til 1984 før denne lokaliteten ble vernet. Allerede året etter ble imidlertid "Tautra med Svaet Nature Reserve" tatt opp blant de internasjonalt vernete våtmarksområdene for fugl under Ramsar-konvensjonen. Norge påtok seg dermed et internasjonalt ansvar i forhold til å sikre de betydelige biologiske kvalitetene her. Før vernestatusen ble avklart ble det imidlertid bygd en 2,5 km lang veiforbindelse over Svaet og ut til Tautra i 1976-78. Denne kompakte veimolen stengte for den kraftige tidevannstrømmen over Svaet, og dermed forsvant også mye av næringsgrunnlaget til dykkendene her. De beitet på den rike og lett tilgjengelige bunndyrfaunaen (muslinger, snegler, krepsdyr m.m.). Dessuten ga moloen muligheter for innvandring av firbeinte rovdyr som rødrev, mår, mink og grevling til Tautra. Konsekvensene av veimoloen ble da også katastrofale for mye av fuglelivet i verneområdet.

Modellkjøringer utført ved SINTEF viste at en bruåpning på vel 300 meter var nødvendig for å gjenskape en brukbar strøm over sentrale arealer av Svaet. En slik åpning av moloen, helt ned til naturlig bunnivå, muliggjør en reetablering av mye av den mest attraktive næringsfaunen for dykkendene ute i Svaet. Samtidig vil bruspennet i kombinasjon med effektive sperreanordninger stanse rovdyrinnvadringer.

Denne rapporten presenterer en status for den ornitologiske og marinbiologiske situasjonen i verneområdet nå like før det blir etablert en åpning i den kompakte veimoloen ut til Tautra. De marinbiologiske forholdene på sørsida av steinfyllingen er i dag preget av grove sedimenter med relativt få arter og individer av bløtbunnsfauna, mens det på nordsiden er finere bunn og mer arts- og individrike samfunn. Bunndyrfaunaen varierer en god del innen området grunnet både ulik eksponering for bølger og erosjon, samt akkumulering av organisk materiale i lokale dyppartier. Generelt er imidlertid bløtdyrfaunaen, som er en spesielt viktig næringsressurs for dykkender, blitt mindre tallrik etter at molen ble bygd. Negative utviklinger under overvintring-, trekk- og myttings-periodene er registrert for mange vannfuglarter som er avhengige av denne bunndyrfaunaen. Situasjonen er likevel mest akutt for hekkebestanden av ærfugl ute på Tautra. Flere av dens tradisjonelle hekkekolonier har brutt sammen, og dagens hekkebestand er trolig bare på omtrent 1/16 av det den var før moloen ble bygd. Slik situasjonen var per 2002, med effektene av en fortsatt inntakt steinmolo over Svaet, oppfyller derfor ikke området lenger de kvalitetene som rettferdiggjør den internasjonale Ramsar-statusen.

Etter at også sentrale myndigheter har innsett at situasjonen i dette verneområdet ikke er holdbar, - og etter en lengre tautrekking om finansieringen av dette restaureringsarbeidet -, ble det endelig i 2001 framskaffet midler til en 350 meter bruåpning i moloen. Dette bruspennet er nå bygd. Under forutsetning av at rovviltsperra ved brua blir effektiv, at en fortsetter bekjempelsen av rovvilt (mest trolig mink) som likevel måtte ta seg ut til Tautra, og at en får til bedre kontroll med ferdsele innenfor de forstyrrelsesutsatte hekkekoloniene, har vi derfor nå oppnådd en situasjon der forbedringspotensialet er stort. For å kunne bedømme effektene av dette nylig igangsatte restaureringstiltaket, som er helt unikt i norsk sammenheng, må det dessuten foretas undersøkelser som kan overvåke de fysiske og biologiske miljøendringene som nå vil finne sted. Dessuten må effektene av de forstyrrelsesfaktorene som fortsatt vil være tilstede fortløpende evalueres. Den kunnskapen som innhentes ved slike undersøkelser bør følges opp i den løpende forvaltningen, slik at nye forvaltningstiltak fortløpende kan være å jour med de aktuelle trusselbildene. Med en slik miljøsatsning har vi et berettiget håp om at Tautra med Svaet naturreservat og fuglefredningsområder på sikt kan bli et godt eksempel på et norsk restaureringsprosjekt der vi har fått reetablert de biologiske kvalitetene, og dermed også sikret Ramsar-statusen, av et nåværende akutt truet verneobjektet.

Emneord: Vannfugler, Ramsar-område, marint grunnvassområde, veifylling, bunndyr, rovvilt, restaurering

*Per Gustav Thingstad, Otto Frengen & Stein Hokstad, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, NO-7491 Trondheim*  
*Øystein Stokland, SINTEF, Kjemi, Avd. for Miljøteknologi, NO-7465 Trondheim*

## ABSTRACT

Thingstad, P.G., Frengen, O., Hokstad, S. & Stokland, Ø. 2003. Tautra and Svaet nature reserve and bird protected areas. Ornithological and marine biological status before the bridge opening in the stone causeway across Svaet. *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2003, 1*: 1-67.

The great ornithological values of the island Tautra and the shallow water-area Svaet toward the mainland have been known for decades. As early as 1973 this location was proposed as a protected area to the Nordic Council. However, it did not become protected until 1984, but already the following year "Tautra with Svaet Nature Reserve" was incorporated in the international protected wetland areas under the Ramsar convention. Norway thereby assumed an international responsibility for the biological qualities within this location. A compact 2,5 km long causeway was built across Svaet in 1976-78, some years before the area acquired protection. This stone causeway established a way-connection between Tautra and the mainland. This compact stone construction shut off the previous, powerful current, which caused a significant decrease in the benthic fauna, and thereby ruined most of the food resources for the diving ducks in the Svaet area. Small mammalian predators, such as red fox, marten, mink and badger were now also able to invade the island. The consequences for some of the birdlife in the protected area were catastrophic.

A model run by SINTEF showed that a minimum 300 metres opening in the causeway, down to the natural base of the sea bottom, is required to recreate an applicable current through central areas of the Svaet. Such an opening will make possible a recovery of the epifauna and a creation of a feasible barrier for predatory mammals.

This report presents the current status for the ornithological and marine biological conditions in the preserved areas. Generally there are coarser sediments with comparatively less species and individuals in the benthic fauna on the southern side of the causeway compared to the northern side. On the northern side the sediment is finer and the benthic fauna communities richer. The fauna varies within the area as a result of both exposure to swell and erosion together with accumulation of organic material in local deep areas. However, the molluscs, being the most important nourishment item for diving ducks, have become less abundant after the construction of the causeway. Therefore, not surprisingly negative trends have been registered for these duck species. This applies for the wintering-, migrating-, and moulting-situations for many of the most important species connected to this preserved area. The situation is most critical for the local breeding population of Common Eider. Many of its traditional colonies are abandoned, and probably only about 1/16 of the "pre-causeway population" is remaining. Under the prevailing situation "Tautra with Svaet Nature Reserve" does not fulfil the criteria for its Ramsar-status any longer.

Fortunately, our central authorities have finally realized this untenable situation. However, we had to go through a longer tug of war to bring about finance support for a restoration project. In 2001 capital to realize a 350 metres bridge opening was at last secured. Currently this bridge is being constructed. Given an effective game obstruct at the entrance of the bridge, a continuous combating of predators (most likely mink) still succeeding in entering Tautra, and better control of disturbances due to human activity in the remaining breeding colonies, we have now achieved a situation with a great potential for improvements. To assess the effects of this recently started restoration work, which is unique in Norway, we have to explore and monitor the physical and biological changes that will be going on, and evaluate the consequences of the different disturbances still being present. The knowledge these investigations will provide should continuously be submitted to the management authorities. In that way new adequate enterprises can immediately be initiated when any encroachment, which can threaten the protection status for this preserved object, is revealed. With such an environmental priority we have an expectation for this project to be an excellent example of a successful Norwegian restoration effort where we are recovering great biological qualities, and by doing that also consolidate the Ramsar-status of "Tautra with Svaet Nature Reserve", which currently is critically threatened.

Keywords: waterbirds, Ramsar area, marine shallow waters, causeway, epifauna, predators, restoration

*Per Gustav Thingstad, Otto Frengen & Stein Hokstad, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, Department of Natural History, NO-7491 Trondheim*  
*Øystein Stokland, SINTEF, Chemistry, Department of environmental engineering, NO-7465 Trondheim*

# INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD .....	7
1 INNLEDNING.....	8
2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG VERNESTATUS.....	10
3 ORNITOLOGISKE FORHOLD.....	12
3.1 Materiale og metode.....	12
3.2 Overvintrende bestander.....	12
3.3 Hekkebestander .....	16
3.3.1 Ærfugl.....	16
3.3.2 Fiskemåke.....	18
3.3.3 Hettemåke.....	19
3.4 Vårbestander og trekkforhold .....	20
3.5 Mytebestander .....	21
3.6 Rovviltets forstyrrelseeffekt.....	24
3.7 Bunndyrfaunaens betydning som næring for dykkender.....	26
3.7.1 Ærfugl.....	26
3.7.2 Sjørørre og svartand .....	26
3.7.3 Havelle.....	26
3.7.4 Kvinand .....	27
4 MARINBIOLOGISKE FORHOLD.....	28
4.1 Materiale og metode.....	28
4.1.1 Stasjonsnettet.....	28
4.1.2 Grabbprøvene og analyser av innsamlet materiale .....	30
4.1.3 Artsinventar før og nå .....	41
4.2 Bunndyrfauna .....	47
4.2.1 Artsantall, individantall og diversitet .....	47
4.2.2 Analyser av bunndyrsamfunnet .....	49
4.2.3 Utviklingen siden 1974 .....	51
4.3 Epifauna, makroalger og bunnsediment.....	53
4.4 Vurdering av næringsforholdene for vannfugl før bruåpningen.....	55
5 DISKUSJON.....	58
5.1 Konsekvenser av innvandrete rovdyr og andre forstyrrelser.....	58
5.2 Konsekvenser av endringer i marinbiologiske forhold ute i Svaet .....	59
5.3 Status før åpning av brua - utfordringer framover.....	60
6 LITTERATUR.....	64
VEDLEGG	





## FORORD

Det presenterte materialet i denne rapporten stammer hovedsakelig fra feltarbeidet som ble foretatt på Tautra og ute i Svaet i 1999 og 2002, men det er også supplert med opplysninger fra de marinbiologiske undersøkelsene her fra midten av 90-tallet. Dessuten er det blitt forsøkt å få samlet inn relevante ornitologiske opplysninger fra ulike personer og prosjekter som kan beskrive utviklingen for de mest sentrale vannfuglartene i tiden etter at veimoloen ut til Tautra ble etablert. Samlet gir dette materialet en god innsikt i den ornitologisk og marinbiologisk statusen i verneområdet før at veimoloen ut til Tautra blir åpnet med et 350 meter bredt bruspen. Vi vil i denne forbindelsen spesielt få takke Jo Anders Auran, Georg Bangjord, Kjell Einvik, Roar Pettersen og Eldar Ryan som har stilt upubliserte opplysninger til vår disposisjon.

Det ornitologiske feltarbeidet ble i 1999 foretatt av Otto Frengen, Magne Husby, Georg Bangjord og Per Gustav Thingstad. I 2002 ble feltarbeidet hovedsakelig gjennomført av Otto Frengen og Per Gustav Thingstad, men med assistanse fra Georg Bangjord og Trond Haugskott.

De marinbiologiske innsamlingene og bestemmelsene av det innkomne bunndyrmaterialet (av bløtbunnsfaunaen) fra grabbprøvene i 1999 er foretatt av Øystein Stokland og Stein Hokstad. I 2002 ble dette materialet supplert med en fotoundersøkelse av epifaunaen, der Jussi Evertsen og Jostein Gundersen var ansvarlige for innsamlingen. Geir Johnsen og Stein Hokstad har dessuten foretatt et videotransekt som viser sediment- og makroalge-situasjonen ute i Svaet før åpning av moloen.

Vitenskapsmuseet ved prosjektleder Per Gustav Thingstad har vært ansvarlig for gjennomføringen av dette forprosjektet. Thingstad har også hatt hovedansvaret for denne rapporten, men den marinbiologiske delen (kapitel 4) er skrevet av Stein Hokstad og Øystein Stokland. Jussi Evertsen og Geir Johnsen har også vært behjelpelige under delene av de marinbiologiske undersøkelsene. Alle de fire forfattere til rapporten står bak de faglige vurderingene og konklusjonene som blir gitt i denne forundersøkelsen.

Feltarbeidet i 1999 og deler av sorteringen/bestemmelsen av det marinbiologiske materialet er blitt finansiert av Fylkesmannen i Nord-Trøndelag ved Miljøvernavdelingen og Statens vegvesen, Nord-Trøndelag vegkontor. Undersøkelsene i 2002 er i helhet finansiert av Statens vegvesen, Nord-Trøndelag vegkontor.

Trondheim, februar 2003

Per Gustav Thingstad  
prosjektleder

## 1 INNLEDNING

Det er ikke mange øyer i Trondheimsfjorden, men utenfor Frosta finner vi en perle, Tautra, som er et av de fuglerikeste områdene i Trøndelag, og som etter hvert blir regnet med blant de "klassiske" norske ornitologiske lokalitetene. Helt siden Nils-Jarle Ytreberg drev sine undersøkelser på hettemåker på 1950-tallet (Ytreberg 1956), har fuglefolk besøkt Tautra flittig. Dette skyldes ikke minst jevnlige besøk fra det voksende ornitologiske miljøet i Trondheim. De systematiske fuglestudiene fikk en alvorlig knekk da de to unge ornitologene Oddmund Magne Aune og Erling Bjørgum druknet under sitt arbeid med å ringmerke ærfugl ute på Svaet den 28. april 1972, men likevel har det spesielle fuglelivet på og rundt Tautra fortsatt å trekke til seg mange fugleinteresserte.

Vernemessig er det områdets betydning som overvintring- og myte-område for ulike arter dykkender (spesielt ærfugl og sjørørre) som har vært viktigst. Øya var dessuten, og er til dels fortsatt, en viktig hekkeplass for ærfugl, fiskemåke og hettemåke samt for en del mer fåtallige eller sjeldne arter. Videre benytter et betydelig antall vadere, måker og andefugler seg av de store fjæreatalene rundt Tautra som beiteområder under vår- og høsttrekket (jf. Thingstad m.fl. 2000a).

Allerede i 1973 ble Tautra omtalt som et av de viktigste norske verneobjektene i en rapport om "Viktige våtmarksområder i Norden" fra Miljøverndepartementet til Nordisk Råd (Brox 1993). Imidlertid ble ikke området vernet før 14. desember 1984, da som et kombinert naturreservat og fuglefredningsområde. Samme år foreslo en arbeidsgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet at Tautra, som eneste lokalitet i Nord-Trøndelag, burde få internasjonal status som vernet våtmarksområde for fugl. Og nå skjedde ting raskt, for allerede den 24. juli 1985 fikk området såkalt Ramsar-status under "Convention of wetlands of international importance especially as waterfowl habitats" (Ramsar er den iranske byen der det internasjonale samarbeidet om vern av viktige våtmarksområder først ble fremmet). Det offisielle navnet er "Tautra and Svaet Nature Reserve". Dette gir Norge et internasjonalt ansvar for å forvalte denne lokaliteten slik at dens betydning for vannfugl kan ivaretas.

En bunndyrundersøkelse av Svaet i 1974 (Lande 1974) viste at det den gangen var et rikt samfunn av organismer der, både oppe på bunnen (epifauna) og nede i bunnsubstratet (infauna). Ikke minst var det påvist rikelig med blåskjell og saueskjell, som hører til favorittkosten til dykkendene.

Mens noen arbeidet med å få Tautra vernet, planla andre å gjøre øya landfast ved hjelp av en steinfylling tvers over Svaet. Ettersom områdets kvalitet som fugleområde er nært knyttet til Svaets biologiske tilstand (Frengen & Suul 1976), ble disse planene dårlig mottatt på biologisk hold; - og med god grunn skulle det vise seg. Det ble argumentert sterkt for at en veiforbindelse måtte knyttes opp mot en løsning som sikret en fortsatt tidevannstrøm over Svaet (Brox 1993). En kompakt steinmolo ble likevel lagt rett over Svaet i 1976, og denne ble slutført i 1978 (Trygve Isaksen, Statens vegvesen Nord-Trøndelag pers. medd.). Denne moloen stengte selvfølgelig av tidevannstrømmen, som var forutsetningen for den rike epifaunaen ute i Svaet. En annen konsekvens var at firbeinte rovdyr som rødrev, mår og grevling, fikk mulighet til å vandre over til Tautra. Tidligere hadde den sterke tidevannsstrømmen gjennom Svaet holdt selv minken unna.

Da tidevannstrømmen forsvant, endret næringsgrunnlaget seg drastisk for fugl på Svaet, for eksempel ble vekstforholdene for blåskjell dårlige. Kort sagt, den lett tilgjengelige epifaunaen ble

erstattet av et samfunn dominert av organismer som lever dypere ned i sedimentene (infauna). Disse er vanskeligere tilgjengelig for fugl. Endringene er spesielt merkbare på gruntområdene på sørsida av moloen, der strømmen opprinnelig var sterkest. Nær moloen ble situasjonen ytterligere forverret fordi bølger nå kan rive med seg alt som finnes av feste for epifaunaen under uværsperioder (Hokstad m.fl. 1995). Følgelig har antallet dykkender på Svaet gått sterkt ned (Thingstad & Frengen 1990, Thingstad m.fl. 1994, 2000a). Det var nettopp de store lokale ansamlingene av disse vannfuglarter, som var avgjørende for at området i sin tid fikk Ramsarstatus. Steinfyllingen ble derfor et praktisk talt dødelig angrep på naturreservatet (se også Ryan 1994).

Etter at dette feilgrepet, etter en lengre tautrekking, også ble innsett av ansvarlige myndigheter, lyktes det endelig å framskaffe et økonomisk grunnlag som muliggjorde ønsket om å få innplassert et åpent parti midt på moloen (over det dypeste partiet av Svaet). En buåpning på vel vel 300 meter vil i følge SINTEFs modelleringer (Brørs 1996) bidra til å gjenopprette strømmen gjennom sentrale deler av Svaet, og dermed gjenskepe noe av de økologiske forholdene som tidligere muliggjorde den store næringsproduksjonen for marine ender innen de grunne arealene av Svaet. I forbindelse med brua vil det også bli satt opp en rovviltsperre, slik at en kan stanse innvandringen av rev, mår og grevling ut til Tautra. Når denne rapporten skrives er arbeidet med dette bruprojektet nærmest slutført.

Denne rapporten presenterer en kunnskapsstatus over den ornitologiske og marinbiologiske situasjonen innen verneområdet "Tautra med Svaet". Den er primært ment som et referansegrunnlag for "før-situasjonen", noe som muliggjør at vi ved oppfølgende undersøkelser kan foreta en faglig evaluering av de biologiske effektene av den store miljøsatsningen som her er utført i og med at det nå er laget et 350 meter langt bruspenne i veimoloen ut til Tautra.

## 2 OMRÅDEBESKRIVELSE OG VERNESTATUS

Tautra er 3,5 km lang og opptil 1 km bred. Totalt utgjør øya ca 1700 dekar. Mellom de to buktene Nordhamna og Sørhamna er imidlertid øya knapt 200 meter bred (Figur 1). Det høyeste punktet, på nordvestenden av Kviningen, ligger 26 meter over havet. Tautra preges av et flatt kulturlandskap som veksler mellom dyrket mark, beitemark, busker (spesielt einer) og skogteiger. Det var 52 fastboende personer på Tautra i 1996, 15 færre enn i 1971 (Brustad m.fl. 1996).

Tautra har et lite, men meget vegetasjonsrikt tjern, Måsdammen, som dels er omgitt av skog og som dels grenser inn mot kulturmarka på Tautra Søndre. Lenger ned mot fjæra ligger den lille, grunne Sjødammen, som er preget av brakkvann. To landtanger utenfor Sjødammen, Store og Lille Grasholmen (Storholmen og Litjholmen), er i dag beitemark som benyttes av storfe og sau. Åbåten i nordøst, er preget av en steinnabb med et grustak innenfor. Vegetasjonen på strandbergene ute på Kviningen i nordvest er preget av tidligere sauebeite, med åpne partier ispedd einer, småkratt og plantet gran. Etter at beitingen opphørte på denne delen av Tautra, har ask begynt å vandre inn. Skaget helt i sør er skogkledd, men både denne skogen og den mellom Måsdammen og kirkegården på øyas østside er nå sterkt preget av hogst.

Svaet er det vidstrakte og grunne sjøområdet mellom Tautra og Frosta. Dette er 2,5-3 km bredt og bare noen få meter dypt. Ved fjære sjø tørregges store områder sør for Kuøra, forbi Grasholmene og mot Skaget. Også sør for Kviningen er fjæresonen vid. Helt sør i Svaet, ca 700 meter ut fra Frostalandet, ligger den vesle holmen Øksningen. Langs nesten hele den siden av Tautra som vender inn mot Svaet, og da spesielt området sørvest for Store Grasholmen, samt i bukta sør for Kviningen på utsida av øya, er det store arealer som felles tørt på fjære sjø.

På grunn av de store ornitologiske kvalitetene som er blitt registrert her har Tautra med Svaet har fått Ramsarstatus som et våtmarksområde av internasjonal betydning for vannfugl. Lokaliteten er enestående både når det gjelder artsammensetning og antall individer som opptrer her, sett på bakgrunn av størrelse og beliggenhet. Det er knyttet flere vesentlige funksjoner til Tautra med Svaet til alle årstider og for mange ulike vannfuglarter; det være seg som hekke-, overvintring-, myte- eller som trekkområde (Frengen & Suul 1976, Tingstad 1988).

Vernebestemmelsene for denne lokaliteten omfatter hele Tautra, Svaet og Øksningen. Ute på Tautra er Kviningen og strandarealene sør for moloen (inkludert Måsdammen/Sjødammen og kantskogen rundt disse) og arealet ute på Skaget vernet som naturreservat. Her er det ferdselsforbud i perioden 25. april - 15. juli for alle unntatt fastboende. Resten av verneområdet har status som fuglefredningsområde, og der er det ikke restriksjoner på ferdselen i hekketiden (se Tingstad 1988).

En del arter har vært spesielt sentrale i forhold til den internasjonale vernestatusen av området. Problemene i dag for mange av disse artene kan kort oppsummert sies å være knyttet til de dårligere næringsbetingelsene vi fikk ute i Svaet etter at det ble avsperrert med en kompakt steinfylling (Hokstad m.fl. 1995), og til det nye predasjonstrykket fra innvandrete rovpattedyr som oppsto da Tautra fikk sin fastlandsforbindelse. Før veimoloen ble bygd over Svaet var rovpattedyr med unntak av oter fraværende ute på Tautra (Thingstad m.fl. 1994, 2000a). Økt forstyrrelse fra ulik menneskelig aktivitet er også blitt registrert etter at øya fikk fastlandsforbindelse (Husby 1994). En status over situasjonen for de mest involverte artene blir gitt i denne rapporten.

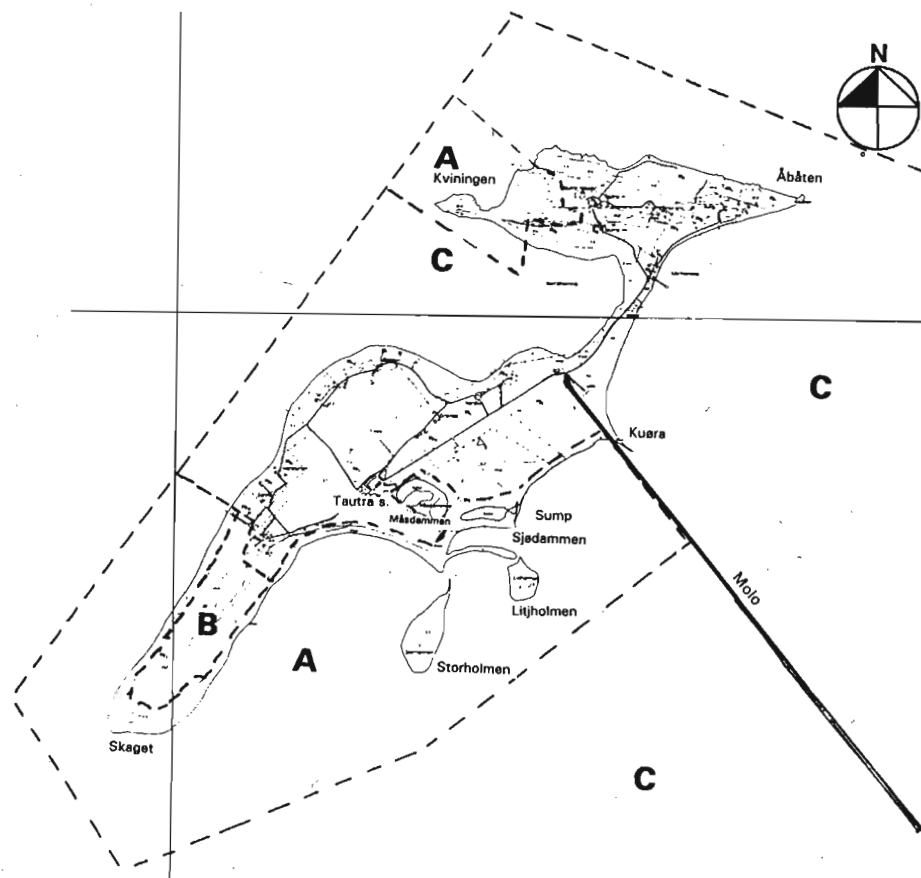


Fig. 1. Oversikt over Tautra og verneområdene.

— Grense for verneområder

A Naturreservat

B, C Fuglefredningsområde

**Figur 1.** Kart over Tautra med angivelse av vernestatus innenfor de ulike delene av øya (Fra Ryan 1994).

### 3 ORNITOLOGISKE FORHOLD

#### 3.1 Materiale og metoder

Denne rapporten har som målsetning å presentere en best mulig status for de mest sentrale vannfuglartene i det aktuelle verneområdet nå før åpningen i veifyllingen over Svaet. Data fra ulike undersøkelser og kilder, mer eller mindre systematisk innsamlet, er derfor benyttet til denne framstillingen. Ettersom de aktuelle problemstillingene er knyttet til områdets ulike funksjoner til forskjellige årstider, dvs. som overvintings-, hekke-, myte- og trekkområde, så har de anvendte registreringsmetodene måtte være forskjellige. Det blir derfor gitt en kort beskrivelse av metoden som er benyttet, der det måtte ha blitt foretatt systematiske innsamlinger, under de aktuelle delundersøkelsene.

For å få et noe mer systematisk datagrunnlag over vannfuglene bruk av Svaet nå forut for åpningen av moloen, ble det hvert av de to årene 1999 og 2002 foretatt 14 opptellinger av deres forekomster her. For at vi skal kunne følge en forventet endret utnyttelse av Svaet, når vi får reetablert en åpning i moloen, ble Svaet delt inn i 16 soner. Først ble det delt i to, "Tautrasida" og "Frostrasida", med hjelp av 4 blåser som ble utplassert som markører midt ute i Svaet. Dessuten ble midtpunktet avmerket ute på moloen. Både "Tautrasida" og "Frostrasida" ble deretter igjen delt i 4 indre og 4 ytre soner, 2 på hver side av moloen (jf. Figurene 2, 6-7). Ut fra disse referanse-punktene ble observerte vannfugler så godt som mulig innplassert i riktig sone. En samlet oversikt over antall individer av de mest aktuelle vannfuglgruppene som ble registrert ute i Svaet i løpet av disse opptellingene er angitt i Tabell 1. I Vedlegg 1 blir det dessuten gitt en fullstendig oversikt over samtlige registrerte vannfuglarter under disse opptellingene.

Vi har dessuten samlet en del data omkring utviklingen for de mest sentrale hekkebestandene av vannfugl ute på Tautra. I denne rapporten blir dette konsentrert til omtaler av ærfugl, fiskemåke og hettemåke. Til sammen fanger disse tre artene opp mange av de mest aktuelle forvaltnings-utfordringene som er knyttet til øyas status som et internasjonalt verneområde, der de ornitologiske kvalitetene skal ha en forrang.

#### 3.2 Overvintrende bestander

Av de årlige 14 opptellingene som ble utført i Svaet i 1999 og 2002 ble det begge år utført 5 tellinger i løpet av vintersesongen (tidsrommet 20.1. - 12.3. i Tabell 1). Disse opptellingene av Svaet ble utført av to personer med teleskop, der en registrerte fra land på Frostrasida og en fra land på Tautrasida. Ettersom vi ønsker å følge utviklingen når det gjelder hvilke deler av Svaet som er mest attraktiv for en del av de "sentrale" vannfuglartene gjennomførte vi en soneinndeling av Svaet, slik som beskrevet i kapitlet foran, under disse opptellingene.

**Tabell 1.** Oversikt over antall registrerte individer av de mest sentrale vannfuglgruppene i Svaet under opptellingene i 1999 og 2002. Summen nederst inkluderer alle observerte vannfugl unntatt måkefuglene. Denne gruppen er ekskludert ettersom ikke alle måkeartene ble registrert under alle opptellingene, noe som spesielt var tilfelle på enkelte av opptellingene på våren og sommeren. (Jf. Vedlegg 1 for en totalt oversikt over antall registrerte vannfuglarter).

1999

Dato	20.1.	29.1.	8.2.	18.2.	5.3.	11.4.	21.4.	27.4.	6.5.	13.5.	12.7.	11.8.	26.8.	10.9.
Lommer	21	9	5	3	17	21	34	21	36	11	40	20	30	51
Dykkere	35	31	27	17	22	27	40	23	4	2	5	93	64	141
Skarver	54	72	64	135	120	69	76	31	50	32	0	47	75	37
Gjess	0	0	0	0	0	0	8	8	2	2	24	258	353	320
Grasender	201	192	136	292	161	71	16	120	14	7	32	122	236	402
Dykkender	723	829	864	759	946	1594	1693	1863	978	709	2390	3203	1698	867
Fiskeender	14	10	8	10	10	17	20	19	22	7	74	84	105	0
Vadere	28	45	0	175	4	249	44	55	128	53	7	133	232	363
<b>Sum vannfugl</b>	<b>1109</b>	<b>1204</b>	<b>1126</b>	<b>1402</b>	<b>1286</b>	<b>2077</b>	<b>1963</b>	<b>2219</b>	<b>1265</b>	<b>832</b>	<b>2598</b>	<b>4003</b>	<b>2818</b>	<b>2254</b>

2002

Dato	23.1.	1.2.	12.2.	26.2.	12.3.	9.4.	18.4.	26.4.	6.5.	16.5.	20.7.	30.7.	20.8.	3.9.
Lommer	15	19	34	12	27	9	35	24	63	21	49	19	62	51
Dykkere	34	30	42	19	27	20	40	11	4	2	29	29	125	143
Skarver	120	78	118	101	165	56	50	28	29	25	2	1	63	80
Gjess	0	0	0	0	0	4	2	18	5	5	6	27	261	205
Grasender	224	150	160	95	228	179	256	291	54	53	16	2	285	185
Dykkender	1618	1318	1598	1422	1391	1497	1563	2542	807	525	1776	1805	1620	1002
Fiskeender	20	16	16	17	17	35	41	29	25	7	72	118	122	93
Vadere	36	7	66	87	168	141	248	126	65	164	143	262	329	195
<b>Sum vannfugl</b>	<b>2077</b>	<b>1641</b>	<b>2063</b>	<b>1780</b>	<b>2033</b>	<b>1968</b>	<b>2269</b>	<b>3109</b>	<b>1079</b>	<b>852</b>	<b>2180</b>	<b>2325</b>	<b>2949</b>	<b>2028</b>

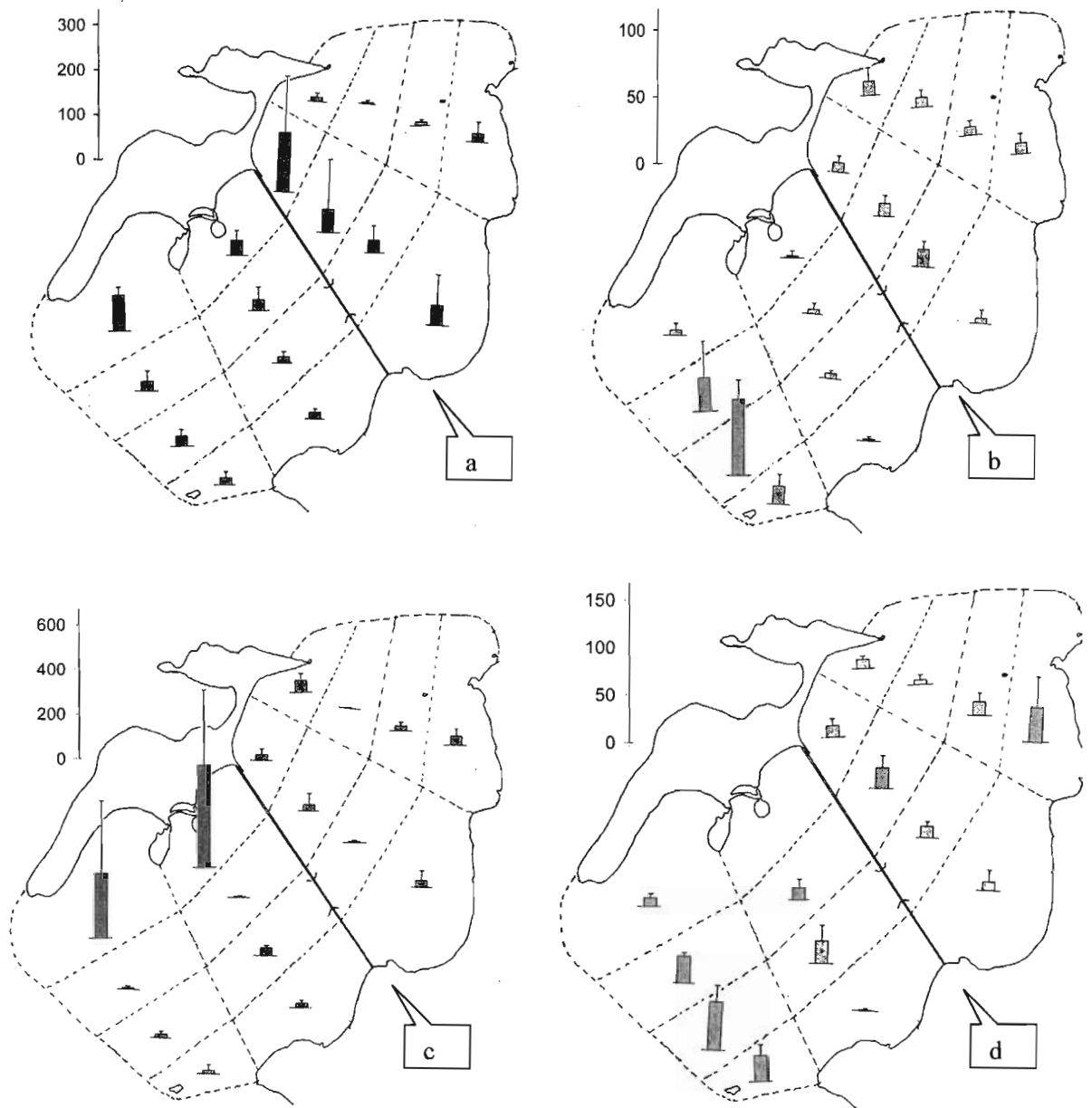
I en periode før moloen ble etablert, dvs. 1971-76, ble det i snitt talt opp 1215 ærfugler under de årlige vintertellingene av Svaet (Frengen m.fl. 1984), mens det i perioden 1979-94, etter at Svaet var avstengt, i snitt bare ble registrert 590 ærfugler her (data fra Trondheimsfjordtellingene som utføres av NINA i samarbeid med NOF avd. Sør- og Nord-Trøndelag, se også Nygård 1992). Tendensen var dessuten negativ i "etterperioden", ettersom det på de fire tellingene som ble utført først på 90-tallet bare ble registrert 364 individer i snitt. Ut fra våre tellinger i 1999 og 2002 kan det synes som om overvintringsbestanden av ærfugl i Svaet nå er blitt noe større igjen, ettersom det i snitt ble talt opp 528 individer på de 5 tellingene i 1999 og 1053 individer i snitt på de tilsvarende tellingene i 2002 (jf. Vedlegg 1). En medvirkende årsak til det forholdsvis store antallet i 2002 var at det denne etterjulsvinteren lå det en kompakt flokk på omlag 700 individer på sørsida av moloen, på gruntområdene inn mot Tautra på strekningen Grasholmene - Skaget. Der ble de observert ivrig beitende på blåskjell. Dette var trolig en flokk med "Østersjøfugler" (jf. Moksnes & Thingstad 1980). Dersom denne flokken ikke hadde ligget her ville situasjonen sett betydelig mer dystert ut, og inntrykket fra først på 90-tallet med en markert nedgang i vinterbestanden hadde blitt forsterket. Tilstedeværelsen av disse fuglene avdekker imidlertid at deler av Svaet, også nå før åpningen av moloen, har en del matressurser for dykkender

(se også kapitel 4.4). Men selv med det relativt store antallet fugl som lå i 2002, så ble sentrale deler av Svaet ikke særlig oppsøkt av ærfuglen (selv om det ved et tilfelle ble registrert vel 100 individer som beitet ca. 100 meter ut for molen, på sørsida av denne like utenfor der bruåpningen nå blir anlagt). Trolig skyldes de relativt store årlige avvikene i antall ærfugler som er blitt registrert at påslaget av pelagiske blåskjell-larver i mai, og dermed tilgang på den mest prefererte næringen den etterfølgende tiden, også varierer betydelige mellom ulike år. I tillegg vil også andre næringskilder spille større betydning enn "normalt" enkelte år (jf. Frengen & Thingstad 2002).

Utviklingen for vinterbestanden av sjøorre, en dykkandart som helt mangler tilknytning til dette området i hekkesesongen, har vist mange fellestrekk med ærfuglens. Her ble det under vintertellingene i snitt opptalt 177 individer i 1999 og 273 individer i 2002 (se Vedlegg 1), begge år et betydelig mindre antall enn det som ble registrert under perioden 1971-76; da lå det i snitt 395 individer her (Frogen m.fl. 1984). Ærfuglen og sjøorren fordeler seg også nokså forskjellig innen Svaet; i snitt under de 5 vintertellingene ble 66,5 % av de registrerte ærfuglene i 1999 observert i sonene inn mot land (Figur 2a), mens bare 28,5 % av sjøorrerne lå her. Sjøorrerne lå mer midt ute på Svaet, og da spesielt helt i sør, ut mot den åpne Trondheimsfjorden (Figur 2b). Også i 2002 viste ærfuglen en klar preferanse for nærområdene inn mot land ettersom hele 88,5 % av de registrerte fuglene ble sett innen de 8 indre sonene, og da spesielt innenfor grunne arealene inn mot Tautra på sørsida av moloen (Figur 2c). (Fordelingen på Figur 2c "lyver" imidlertid litt, ettersom gruntområdet utenfor Store Grasholmen strekker seg ut så vidt inn i de ytre sonene, og her ble det tidvis også registrert beitende ærfugl utenom selve opptellingstidspunktene. For øvrig skiftet den store flokken som lå her under etterjuls vinteren 2002 en del mellom de to indre søndre sonene på Tautrasida, - slik som det også framgår av de store spredningene i antall observerte individer innen disse to sonene på figuren.) Sjøorrerne foretrakk også vinteren 2002 helst de 8 ytre sonene (Figur 2d), ettersom 62 % av fuglene i snitt ble registrert innenfor disse. Igjen lå de fleste sør i området, men også "nordområdene" ble noe mer benyttet av sjøorrerne dette siste året. (Alle disse forskjellene er i følge Chi-square-testen med Yates korreksjon statistisk signifikante på 1 % nivået.)

Mens ærfugl og sjøorre representerer arter som hovedsakelig ernærer seg av bunndyrfaunaen ute i Svaet (spesielt muslinger, men se også kapitel 4.4), tar lommene, dykkerne, skarvene og silanda helst fisk. Under vinteropptellingene i perioden 1971-76 ble det i snitt bare opptalt 52 individer til sammen av disse "fiskeeterne". I perioden 1979-89 hadde antallet dykkere og skarver økt noe. I løpet av de 5 vintertellingene i 1999 ble det i snitt sett 11 lommer, 26 dykkere, 89 skarver og 10 fiskender, og i 2002 var de tilsvarende antallene 22, 30, 116 og 17 (jf. Tabell 1). Dette innebærer at det ble observert i snitt 136 og 185 "fiskeetere" disse to årene, noe som viser at det har skjedd en markert økning av denne gruppen vannfugl siden "førperioden" 1971-76.





**Figur 2.** Oversikt over antall opptalte ærfugl (a & c) og sjøorre (b & d) innen de 16 benyttete tellesonene ute i Svaet under de 5 tellingene under etterjulsvinteren i henholdsvis 1999 (a & b) og 2002 (c & d). Søylenene representerer gjennomsnittlig antall individer (et standard-avvik er dessuten angitt på toppen av søylene). Legg merke til at skalaen er forskjellig på de ulike delfigurene. De to hakene ute på moloen angir plasseringen av den nye bruåpningen.

### 3.3 Hekkebestander

#### 3.3.1 Ærfugl

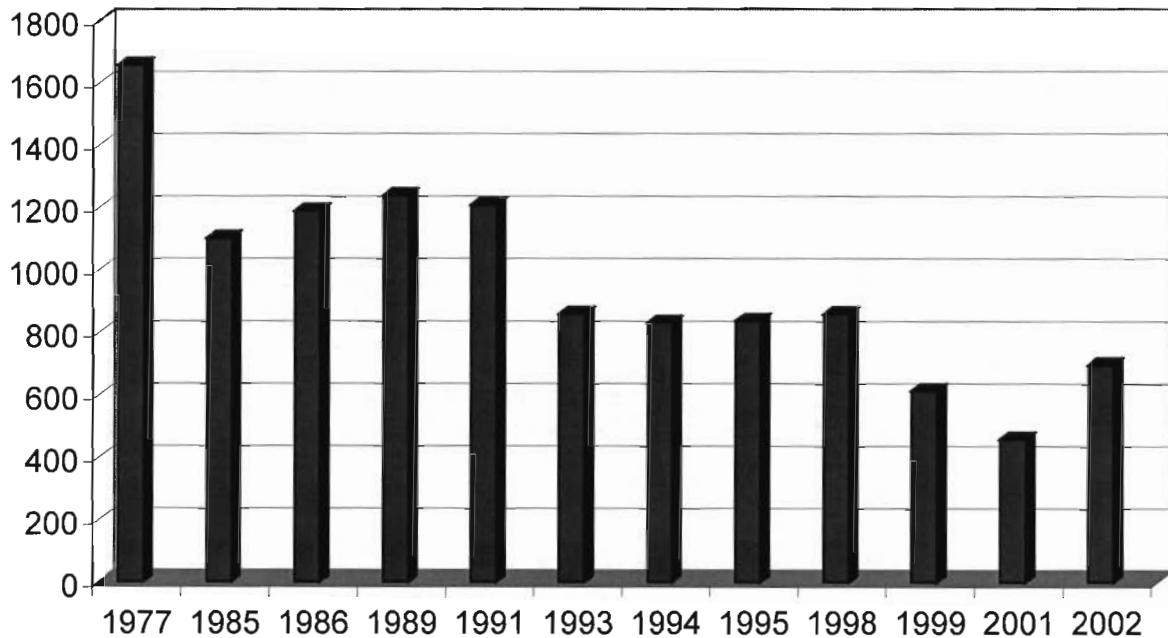
En effektiv metode for å kartlegge hekkebestanden av ærfugl er å telle opp hannene utenfor hekkekoloniene 8-10 dager etter at de første hunnene har begynt å ruge (Andersson 1979). I Trøndelag skulle dette normalt tilsi perioden 10.-20. mai. Disse opptellingene må utføres tidlig på morgenen, før fuglene trekker ut fra land og søker opp furasjeringsplassene. Ærfuglen er overveiende monogam og forholdet mellom de to kjønnene innen hekkeområdet ligger derfor normalt nært opp til 1:1 (Andersson 1979). En minoritet av fuglene har imidlertid vist seg å kunne opptre promiskuøst. Det er flere observasjoner av at én og samme hann kan parre seg med 2-3 ulike hunner i løpet av kort tid (McKinney 1961), og Hildén (1964) fant en klar overvekt av hunner innen de finske hekkekoloniene i indre deler av Bottenviken.

Resultatene fra de senere års opptellinger av de voksne ærfuglhannene utenfor hekkekoloniene på Tautra viser også at antallet som blir registrert her er lite samsvarende med antall reir som blir funnet i de innenforliggende hekkekoloniene. På Tautra er det nå en klar overvekt av hanner som blir opptalt i forhold til reir som blir etablert. I 1994 ble hekkebestanden (basert på reirleding) estimert til bare 200-250 par, mens vårtellingene av voksne hanner indikerte en hekkebestand på godt over 800 par dette året (Thingstad m.fl. 1994). Den skjeve kjønnsfordelingen, eller mer korrekt den skjeve forholdet mellom antall voksne hanner utenfor koloniene og antallet reir vi senere greier å påvise i hekkekoloniene, har bare blitt forsterket de senere årene. Ettersom predasjonen på ærfuglen forut for at moloen ble bygd stort sett kom fra fugl (som stort sett tar egg og unger) er det liten grunn til å anta at antall voksne hanner og etablerte reir avvek vesentlig fra det "normale" forholdet, nemlig at en voksen hanne opptalt utenfor hekkekoloniene representerte et etablert kull. I 1977 ble det opptalt totalt 1659 hanner utenfor hekkekoloniene på hele Tautra, et antall som sannsynligvis samsvarte bra med størrelsen på hekkebestanden forut for molobyggingen; men som vi har omtalt eksempler på ovenfor kan det her være en del avvik fra 1:1 forholdet innen enkelte hekkekolonier. I 1994 fant vi imidlertid bare 145 reir ute på Åbåten, selv om det ble opptalt 545 hanner utenfor kolonien den 20.5. Dette tilsier at i 1994 var det et tilnærmet 1:4 forhold i disfavør av etablerte kull. I 2000 ble det funnet bare 136 reir ute på Tautra, 127 av disse lå ute på Åbåten (Jo Anders Auran pers. medd.), og i 2001 var det bare 80 reir på Åbåten (Jo Anders Auran). Dette året ble det opptalt 375 hanner utenfor denne kolonien den 21.5., slik at forholdstallet mellom etablerte reir og observerte hanner utenfor kolonien nå nærmet seg 1:5. Rundt hele Tautra ble det denne dagen opptalt 460 hanner. I 2002 var riktignok antall hanner utenfor hekkekoloniene økt noe igjen idet 698 voksne hanner ble talt opp; 575 av disse lå ved Åbåten. Det ble dessuten registrert 170 unge hanner rundt Tautra under denne opptellingen den 21.5. Dette er en "unormal" høy andel (av totalt 868 hanner var altså knapt 20 % ungfugler), noe som indikerer at det likevel har vært en viss rekruttering til den lokale hekkebestanden de aller siste årene. Antallet reir som ble funnet ute på Åbåten var imidlertid nesten det samme som året før, idet 83 ble funnet innenfor kolonien på Åbåten. Forholdet mellom reir og registrerte voksne hanner utenfor kolonien var altså omlag 1:7 dette siste året! Utenom Åbåten ble funnet ytterligere 7 reir, men det kan ha vært noen flere ettersom ettersøkingen etter reir ikke var like grundig i disse områdene (Jo Anders Auran pers. medd.).

Situasjonen for den lokale hekkebestanden er ærfugl er på tross av små lyspunkt i ungeproduksjonen i 2002 (og 2001) dramatisk. Under den "normale" forutsetningen om et 1:1 forhold mellom voksne hanner utenfor koloniene og antall rugende hunner skulle det ha vært vel 1600 hekkende par her forut for at moloen ble etablert, dette tallet står i sterk kontrast til omlag 90 nå i 2002. I dag holder derfor ærfuglenes hekketradisjon helt på å gå tapt ute på Tautra. Nedgangen i ærfuglbestanden har vært spesiell merkbar etter 1991 (Figur 3). Den tilsynelatende sterke nedgangen mellom 1977

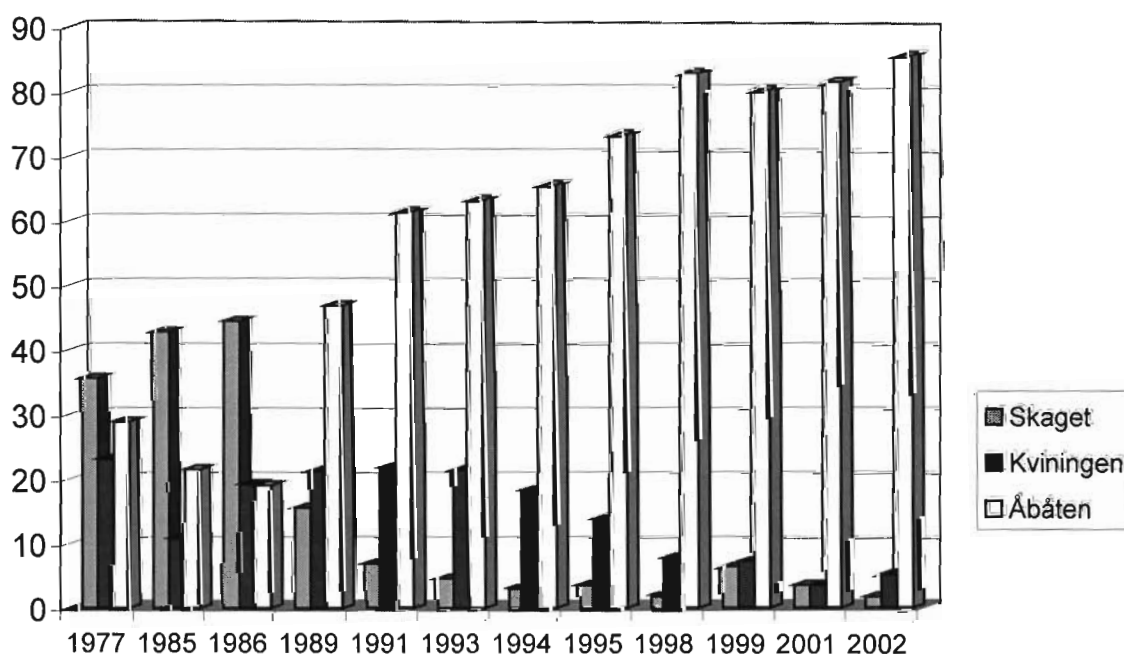
og 1985 kan delvis skyldes at optellingene de to årene 1985 og 1986 ble foretatt henholdsvis noe i etterkant og i forkant av det optimale tidspunktet (henholdsvis den 27.5. og den 7.-8.5). Den bestandsreduksjonen som skjedde i perioden mellom 1977 og 1989 har nok derfor vært noe mer jevnt avtagende enn det som indikeres av Figur 3. Ærfuglen kan dessuten bli gammel. Undersøkelser fra Beistadfjorden har avdekket fugler som har vært 20 år gamle (Haldås & Christiansen 2001); fra andre områder er eldste kjente ringmerkete ærfugl 15 år og 7 måneder (Rydzewski 1973). Voksne hunner har under "normale" betingelser en liten årlig mortalitetsrate; - f.eks. bare 2-8 % i Nederland (Swennen 1972), men Paludan (i følge Cramp & Simmons 1977:597) fant en gjennomsnittlig mortalitet på 20 % i den danske ærfuglbestanden. Ærfuglen går til hekking først 3 år gammel, enkelte hunner som 2-åring (Cramp & Simmons 1977). Alt dette gjør det rimelig å anta at konsekvensene av veimoloen, som ble bygget i 1976/77, først kunne bli særlig merkbare i forhold til ærfuglens hekkebestandsstørrelse noen år etter at moloen var etablert.

Dersom utviklingen av Tautras hekkebestand av ærfugl fortsetter etter den samme trenden som det antall hanner utenfor hekkekoloniene har vist for perioden fra 1977 og fram til 2002 (jf. Figur 3), så vil ingen ærfugler lenger være tilstede her i 2015 (verdien vi får for X når vi setter  $Y = 0$  inn i ligningen for den lineære sammenhengen mellom antall hanner og årstall for registreringene:  $Y = -41,6 X + 83824$  der X altså er årstallet og Y antall hanner). Denne lineære trenden er statistisk sterkt signifikant ( $F = 65,1$ ,  $df = 10$ ,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,87$ ). Etter en relativt sterk nedgang i perioden mellom 1998 og fram til og med 2001, ble det imidlertid notert en liten framgang igjen i 2002. Dessuten ble det også registrert en uvanlig stor mengde med unge hanner dette året. Det er derfor bare å håpe at denne siste utviklingen kan bli ytterligere forsterket med de forvaltningstiltakene som nå blir satt inn, slik at profetien i modellen ovenfor blir gjort til skamme.



**Figur 3.** Totalt antall voksne hanner opptalt utenfor hekkekoloniene på Tautra omkring den 20. mai ulike år i perioden 1977 - 2002

I 1977 hadde den nyetablerte moloen enda ikke fått noen innvirkning på hvor fuglene gikk til hekking, og den tradisjonelle hekkelokaliteten på sørspissen av øya, Skaget, var fortsatt inntakt. Her fortsatte ærfuglen å hekke fram til 1985 (35 - 45 % av den Tautrabestanden hekket her). I perioden 1986-1989 skjer det en dramatisk endring internt mellom hekkekoloniene ute på Tautra, i sterk utfavør av Skaget. I 2002 lå bare var knapt 2 % av de opptalte hannene utenfor hekkekoloniene ved Skaget, og det ble ikke funnet reir her verken i 1994 eller i 2000. I 2001 ble det riktignok funnet 2 reir ute på Skaget, men begge mislyktes (Jo Anders Auran pers. medd.). Den andre store kolonien innenfor de arealene som har status som naturreservat ligger ute på Kviningen. Denne holdt stand litt lengre, men etter 1993 har også Kviningen vist en klar nedadgående tendens både kvantitativt og relativt sett i forhold til de andre hekkelokalitetene på Tautra; slik at det i 2002 bare ble talt opp 5 % av de registrerte hannene utenfor denne kolonien (i 2001 sågar bare 3,5 %), mot omlag 20 % tidligere (Figur 4). Derimot har Åbåten overtatt mer og mer som den viktigste hekkelokaliteten; fra å huse omlag en ¼-del av den lokale hekkebestanden finner vi nå omlag 85 % av Tautras hekkebestand her (Figur 4). Dermed har det også oppstått en situasjon der mesteparten av hekkebestanden hekker utenfor det arealet som er vernet som naturreservat ute på Tautra (se Figur 1).



**Figur 4.** Den relative andelen av voksne hanner registrert utenfor de tre viktigste hekkelokalitetene på Tautra i tidsrommet 1977 – 2002 (opptellinger foretatt ca. den 20. mai).

### 3.3.2 Fiskemåke

Før rovdirene innvandret Tautra, var det strekningen fra utløpet av Sjødammen til skogkanten ute på Skaget som huset de tetteste hekkekoloniene med fiskemåke (Frengen & Suul 1976). Tidligere anslag over bestandsstørrelsen indikerer en den var på størrelsesorden 1000 par i 1979. Det er liten grunn til å tro at antallet var nevneverdig større i siste del av 60-tallet og tidligere på 70-tallet (Bollingmo 1985). I 1985 ble bestanden beregnet til 600-700 par på selve Tautra, altså var det allerede på dette tidspunktet skjedd en betydelig reduksjon av hekkebestanden (Bollingmo 1985). Disse estimatene er godt overensstemmende med de opptellinger av voksne fiskemåker som ble foretatt den 17.5.76 og den 14.7.85, da ble henholdsvis 2032 og 1566 individer registrert (Thingstad & Frengen 1990). Den 6.5.94 ble det kun talt opp 571 individer, og det ble anslått at antall etablerte reir på Tautra dette året var 300-350. I tillegg ble det i 1994 funnet 274 reir ute på Øksningen, derav

202 med egg (Thingstad m.fl. 1994); men fiskemåken er nå så godt som borte også her (Faanes & Pettersen 2001a). Den negative utviklingen har altså fortsatt. Strekningen Sjødammen - Skaget, der det tidligere hekket flest fiskemåker, er i dag nærmest forlatt av fiskemåken, bortsett da fra på Store Grasholmen, som fortsatt huser en del par. Her er imidlertid predasjonstrykket og spesielt risikoen for at reir og unger skal bli tråkket i stykker av tamkveg så stor at hekksuksessen har vært minimal de senere årene (Roar Pettersen pers. medd. og egne observasjoner). I stedet for å hekke innenfor mange av de tradisjonelle lokalitetene benytter nå derfor fiskemåken i større og større grad de dyrkede, åpne arealene, samt Åbåten, som hekkeplass. Her synes predasjonstrykket å være noe mindre, og fuglene som hekker her unngår at reirene blir tråkket i stykker av tamfe.

De to siste hekkesesongene (2001 og 2002) synes også å ha vært et lite lyspunkt for fiskemåken, ettersom det var flere hekkende par ute på øya enn på lenge. Igjen er dette trolig en respons på mindre forstyrrelse fra rovpattedyr. Dessverre har vi ikke fått gjennomført noen totale bestandsopptellinger disse årene.

### 3.3.3 Hettmåke

Hettmåken er en utpreget kolonihækker. På Tautra hekker den bare i tilknytning til Måsedammen. Denne hettmåkekolonien ute i Måsdammen ble trolig etablert en gang på 1940-tallet. I følge Ytreberg (1956) var det 150 par her i 1954 og 1955, og noen færre i 1950.

En metode til at fastslå størrelsen på hekkebestanden i slike kolonier er flytelling. Ved å fly relativt lavt over koloniene kan en avfotografere disse, og deretter telle opp observerte individer på bildene. I 1994 fortok vi en totalopptelling av reir innenfor en kontrollflate i denne kolonien. Den etterfølgende flyfotograferingen samme dag (den 11.5.) der vi talte opp antall registrerte individer fra luften innenfor samme flate, ga oss et forholdstall mellom antall registrerte fugler på flybildene og antall opptalte reir på bakken. Dette ble 1,30, et tall som meget godt samsvarer med det Kadlec & Drury (1968) fant da benyttet en tilsvarende metode for å telle opp kolonier av gråmåke. Det er da også kjent fra tidligere at ett av individene i paret hos måkefugler helst oppholder seg i territoriet etter at det første egget er lagt, mens det andre ofte streifer omkring etter mat på dagtid. Totalt ble 1440 individer opptalt under flytellingen i 1994. Dette skulle da tilsi at kolonien dette året inneholdt omlag 1100 par. Ved en tilsvarende flytelling i mai 1985 ble det talt opp 3370 individer, noe som tilsier en kolonistørrelse på 2600 par; trolig var kolonistørrelsen på sitt maksimale rundt dette tidspunktet. Den 30.5. 2001 ble min. 1800 individer opptalt i Måsedammen fra fly; 1630 innen de vegetasjonsrike delene av dammen og minimum 170 ute på de to nydannete øyene og inne på den tilgrensende fastmarka (se Figur 5). Dette tilsier at kolonien nå har økt noe igjen, til ca. 1400 par.

For hettmåken, som sammen med ærfugl og fiskemåke representerer de tre tallrikest hekkende artene på øya, har utviklingen vært avvikende. Hettmåkebestanden økte relativt sterkt til midt ut på 1980-tallet, og dermed lenge etter at øya var blitt landfast. Den aktuelle kolonien ute i Måsdammen er da heller ikke så lett tilgjengelig for rødrev og mår, og spesielt ikke nå etter at fuglene har flyttet seg bort fra de skognære områdene av dammen. Rovdyr er likevel blitt observert i og ved dammen (hovedsakelig rev, men også mink). Fuglene varsler spesielt kraftig mot reven, som nok har forsynt seg av kolonien enkelte år. Enkeltstående individer av rev har også helt regelmessig oppsøkt Måsdammen, men disse er forsøkt skutt ut etter hvert som de har avslørt sitt vandringsmønster (Knut Brustad pers. medd. Eldar Ryan, Fylkesmannens miljøvernnavdeling). Den sterke nedgangen som har skjedd i Måsdammen etter 1985 er sammenfallende med den negative bestandstrenden som er registrert ellers i Fennoskandia (Koskimies 1992), og skyldes derfor trolig forhold innen overvint-

ringslokalitetene (hettemåken er en trekkfugl) heller enn endrete forhold i hekkeområdene. En del av fuglene fra Tautra har sannsynligvis også flyttet, ettersom det plutselig dukket opp flere nye kolonier i indre del av Trondheimsfjorden parallelt med at antallet hekkende par gikk ned på Tautra. Den største av disse, Gluggen i Steinkjer kommune, bestod av 465 par i 1991. I alt hekket vel 1100 par innenfor disse i alt ti koloniene i indre deler av fjorden i 1991/92; i 1985 var det bare knapt 400 hekkende par i det samme området (Kjell Einvik, Fylkesmannens miljøvernnavdeling pers. medd.). Situasjonen for de parene som fortsatt hekker på Tautra synes i det minste enkelte år å være relativt god, ettersom det har kommet ganske mange unger på vingene enkelte år (egne observasjoner og E. Ryan, Fylkesmannens miljøvernnavdeling pers. medd.).



**Figur 5.** Flyfoto som viser hvordan Måsdammen så ut ved opptellingstidspunktet den 30. mai 2001, etter at deler av dammen er blitt rensket opp for vegetasjon og grunnslam høsten 2000. Dette har skapt en åpen kanal, som en buffer mot fastmarka og rovviltet her, rundt hele hettemåkekolonien. Foto: Otto Frengen.

### 3.4 Vårbestander og trekkforhold

Ut mot vårparten ankommer en del trekkfugler Svaet. Dette gjelder spesielt smålom og dykkender (ærfugl, havelle, sjøorre og tildels svartand). Disse benytter trolig lokaliteten som beiteområde før de forlater fjorden og drar til hekkelokalitetene (mange av ærfuglene representerer imidlertid den lokale hekkebestanden). Denne opphopingen av trekkende vannfugler kulminerer i slutten av april (Tabell 1), etter dette tidspunktet samler de seg på mer strategiske lokaliteter for det videre trekket (jf. Moksnes og Thingstad 1980, Nygård & Hvidsten 2001). Tilgangen på mer systematiske data fra tidligere perioder er mangelfulle; men enda så seint som i 1984 ble det under vårtrekket registrert mer enn 9000 andefugler her i slutten av april (Georg Bangjord pers. medd.). Til sammenligning ble det på det meste under vårtrekket i 1999 og 2002 registrert henholdsvis 2010 og 2880 andefugler (jf. Tabell 1).

Ærfugl og sjøorre er de artene som opptrer i størst antall ute i Svaet under vårtrekket (Figur 6). Til forskjell fra vintersituasjonen synes nå også sjøorren å kunne ligge nærmere inn mot land (spesielt i 1999, jf. Figur 6c). Dette har trolig sammenheng med at mesteparten av den attraktive hardbunnsfaunaen er fraværende innen sentrale delene av Svaet (se også kapitel 4), slik at de må inn mot land for å finne noe å beite på. Den mest markerte forskjellen mellom forekomsten av disse to dykkandartene under denne årstiden er at ærfuglen på Tautrasida opptrer noe mer tallrik på nordsida av moloen enn det sjøorren gjør. Dette har nok sammenheng med at disse ærfuglene tilhører den lokale hekkebestanden, ettersom ærfuglen har sin resterende hekkekoloni nettopp her ved Åbåten (jf. Figur 4 i kapitel 3.3.1). Den store variasjonen i forekomsten av sjøorre innen de ulike sonene skyldes tildels at en her bare benytter de tre opptellingene fra april, samt for 2002 at det den 26.4. ble registrert hele 1672 individer ute på Svaet, mens det tidligere i måneden bare hadde ligget i underkant av 400 individer her. Denne dagen lå det også en flokk på 808 individer inne i bukta sør for moloen på Frostasida, en lokalitet som sjøorren vanligvis ikke opptrer innenfor. I motsetning til sjøorren, som stort sett forlater Svaet i månedskiftet april/mai, blir de største ansamlingene av svartand under vårtrekket registrert i mai; - uten at noen særlig stor ansamling ble påvist verken i 1999 eller i 2002 (maks. antall 83 individer den 13.5.1999).

Gjess forekommer i beskjedne mengder under vårtrekket. Ettersom det store vårtrekket av kortnebbgås stort sett går utenom Tautra er det vanligvis kun grågås og kanadagås som blir registrert her, men enkelte flokker av kortnebbgås kan svinge innom (f.eks. ble en flokk på 21 fugler sett den 16.5.2002). Under høsttrekket opptrer gjessene mer tallrikt, med blant annet 306 registrerte grågjess den 10.9.1999, og 90 kanadagjess den 11.8. samme år. Som en kuriositet kan også nevnes at det ble sett 17 stripegjess her den 17.8.2002. I motsetning til hva som er tilfellet for dykkendene som opptrer i størst mengder ute i Svaet under vårtrekket (unntatt kvinanda (?), se neste kapitel under mytebestander), så synes grasendene å være vel så vanlige under høsttrekket. Vi har imidlertid få data som kan si noe eventuelle endringer i forekomsten av grasendene i området. Mot slutten av juli ankommer også betydelige mengder med storlom (maks. 44 individer registrert den 20.7.2002), og noe senere på høsten også mange horndykkere (f.eks. 138 individer den 10.9.1999 og 143 individer den 3.9.2002).

I fjærområdene er det fortsatt en god næringsproduksjon. Vaderne beiter spesielt på den rike infaunaen der ulike typer manglebørstemarkere (Polychaeta) utgjør det viktigste næringsgrunnlaget. Dessuten inneholder disse fjærområdene en forholdsvis rik krepsdyrfauna (spesielt tanglopper) og det er bra med muslinger (Hokstad m.fl. 1995). Ut over de naturlige bestandssvingningene mellom ulike år (jf. f.eks. Meltofte 1993 og Michot m.fl. 1994) har vi ikke noe grunnlag til å si sikkert om utviklingen for denne fuglegruppen. Det har imidlertid ikke skjedd noe som skulle betinge noen endring i de trekkende vaders bruk av området.

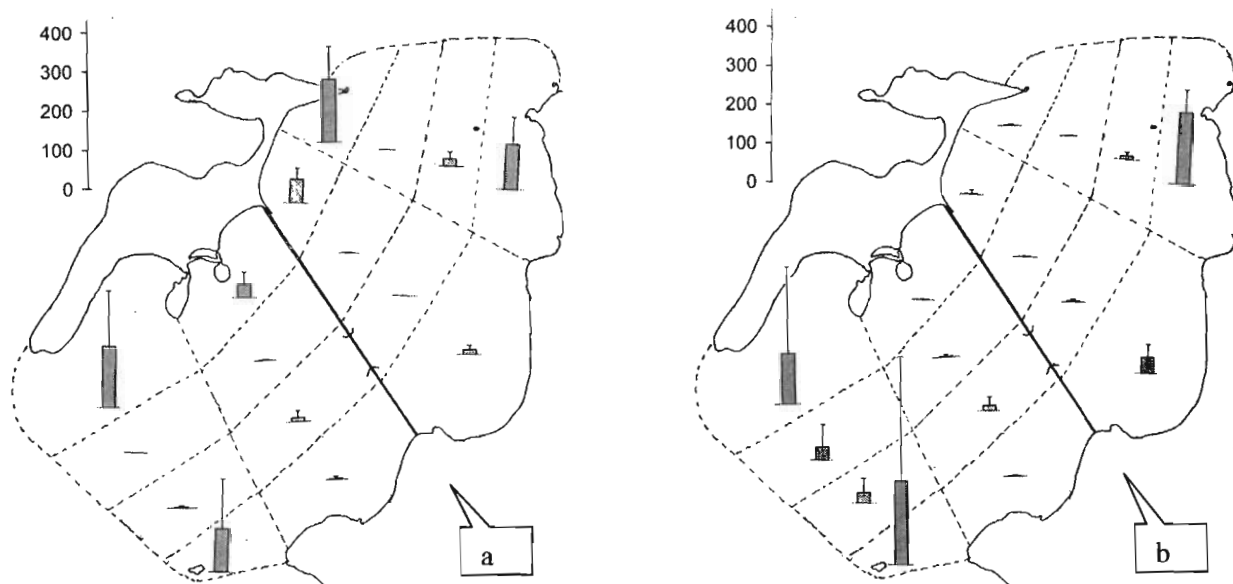
### 3.5 Mytebestander

Svaet blir også benyttet som myteområde for ender på ettersommeren. Det foreligger relativt få systematiske data fra denne årstiden fra tidligere år, men flere ganger er det registrert mer enn 4500 marine ender i Svaet. Så seint som i august 1979, 3 år etter at moloen var etablert, ble det opptalt omlag 4500 mytende ærfugl rundt Tautra. Dette utgjorde omlag 1/4 av den samlede mytebestanden i Trondheimsfjorden på dette tidspunktet (Lorentsen & Bangjord 1979). Siden den gang har næringssituasjonen forverret seg i store deler av Svaet, og i dag ligger det langt færre fugler i disse myteflokkene. Ved undersøkelsene her i 1994 ble f.eks. den største konsentrasjonen av mytende ender registrert utenfor Store Grasholmen den 21.7. Her lå det da ca. 450 ender, hovedsakelig ærfugl, men også kvinand, siland, svartand og sjøorre. Den 27. hadde størsteparten av disse fuglene

for øvrig forflyttet seg til Skaget og bort fra selve Svaet (Thingstad m.fl. 1994).

Det relativt store antallet mytende ender ute i Svaet som ble registrert i 1999 (jf. Vedlegg 1) kom derfor litt overraskende på oss. På det meste, den 11.8., ble det talt opp 2782 ærfugler og totalt ble det registrert vel 3200 dykkender denne dagen, noe som begynner å nærme seg en mer normal "før-situasjon" slik den var forut for etableringen av moloen. Imidlertid er det flere forhold som peker på at næringskildene var noe spesielle i 1999, ettersom vi hadde en oppblomstring av sil inne i fjorden. Denne næringskilden vil også dykkendene kunne nyttiggjøre seg (jf. Thingstad m.fl. 2000b, Frengen & Thingstad 2002), og dermed blir de ikke avhengige av sin normale bunndyrføde under slike forhold. Derfor gir trolig ikke forekomsten av mytende dykkender ute i Svaet i 1999 noe representativ bilde for situasjonen nå forut for åpningen av moloen. Det er dessuten av interesse å legge merke til at det i juli/august dette året lå relativt mange ærfugler ute på de mer sentrale delene på sørsida av Svaet (jf. Figur 7), noe som har vært uvanlig ellers de senere årene. Dessuten indikerer også den uvanlig store ansamlingen med kvinender; - det lå på det meste 353 individer spredt langs land på begge sider av Svaet den 26.8. - ; at noe måtte være spesielt når det gjaldt næringstilgangen dette året, og dette "spesielle" var trolig et betydelig innslag av sil. Fra tidligere er maksimalt antall registrerte kvinender på denne lokaliteten 250 individer (Thingstad & Frengen 1990). I 2002 var da også antallet dykkender under mytetiden igjen en god del mindre, med 1805 som det største registrerte antallet den 30.7. Av ærfugl ble det dette året observert 1471 individer på det meste (den 20.7). Også i 2002 befant myteflokkene av ærfugl seg mer innenfor de sentrale delene av Svaet (gjelder sørsida, jf. Figur 7) enn hva som var tilfellet under etterjuls vinteren og under vårtrekket (Figurene 2 & 6).

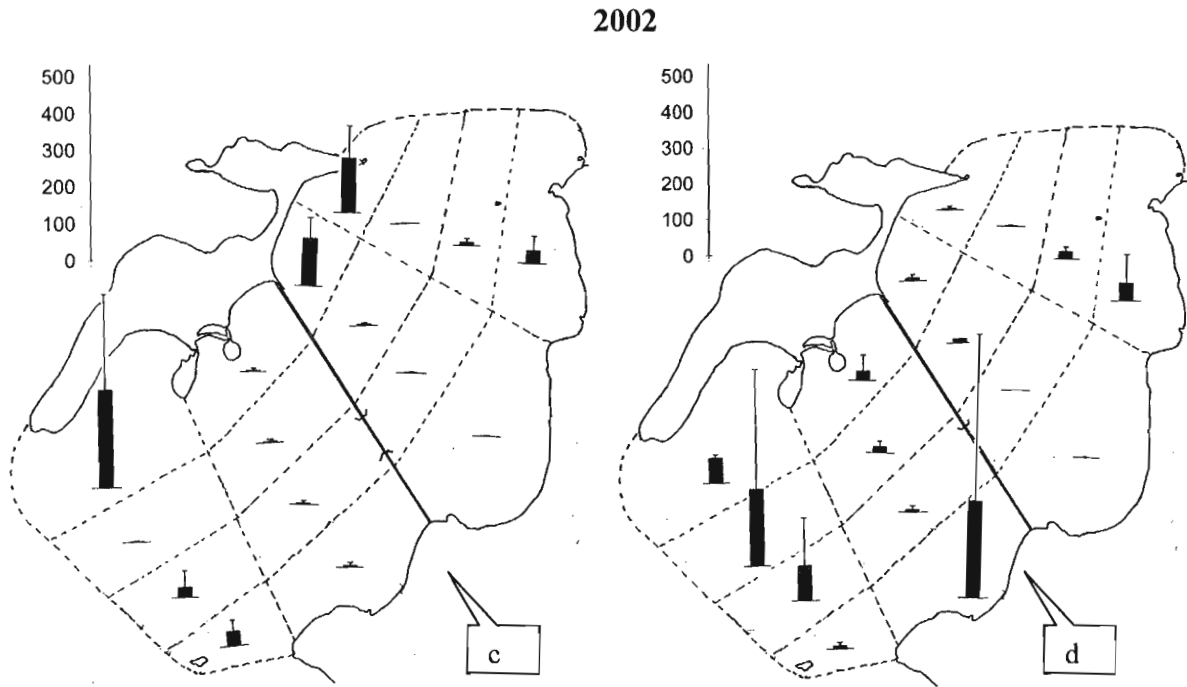
1999



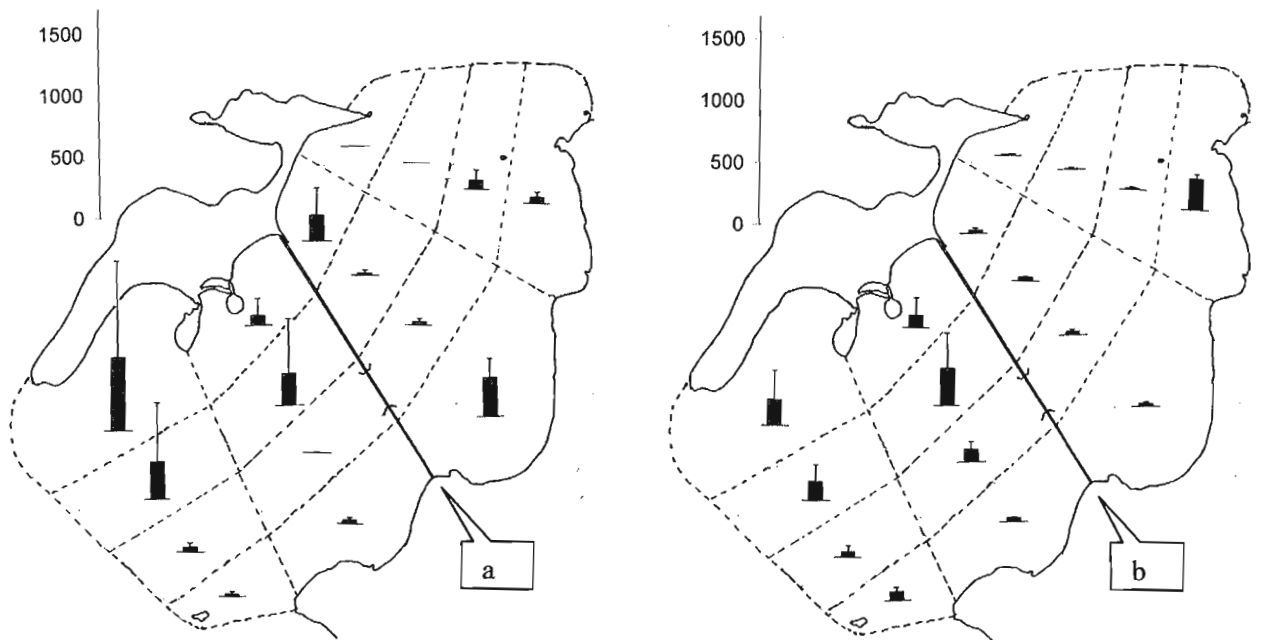
Figur 6, fortsettelse neste side.....



Figur 6. Fortsettelse fra forrige side...



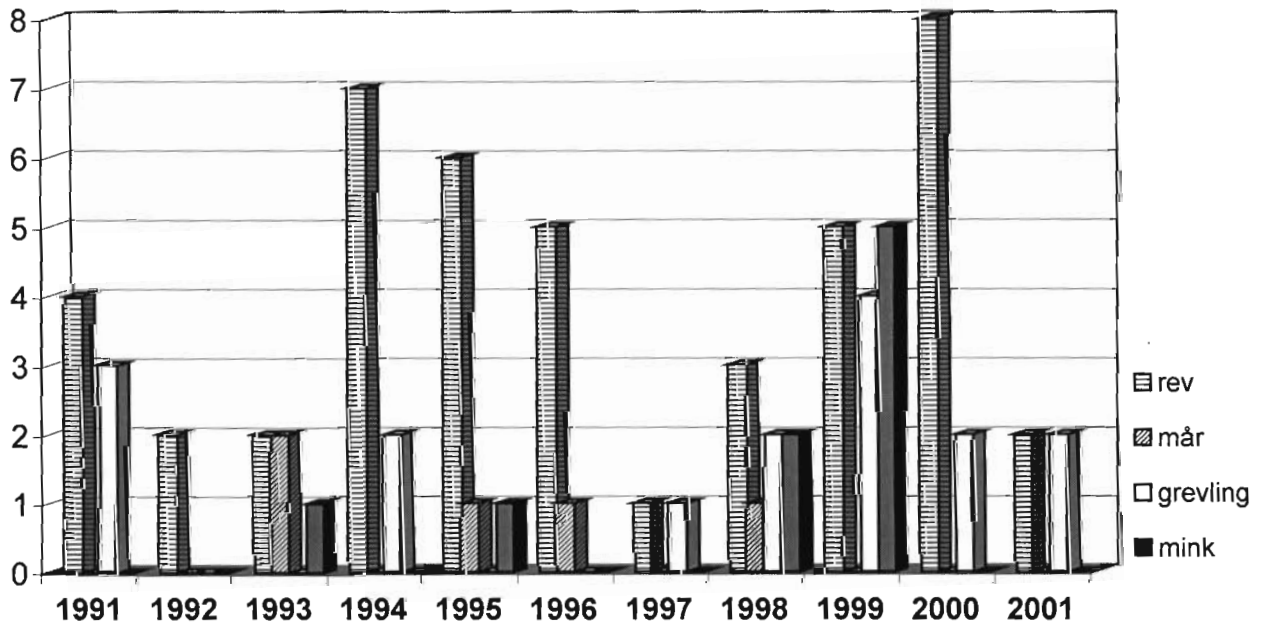
**Figur 6.** Fordelingen av ærfugl (a,c) og sjøorre (b,d) ute på Svaet under vårtellingene (april/mai) i 1999 og 2002. Ettersom sjøorren stort sett forlater området i mai er kun de 3 tellingene i april inkluderte for denne arten. Søylene representerer gjennomsnittlig antall individer (et standardavvik er dessuten angitt på toppen av søylene). Legg merke til at skalaen er forskjellig de to årene.



**Figur 7.** Fordelingen av ærfugl ute på Svaet under myteperioden i 1999 (a) og 2002 (b). Søylene representerer det gjennomsnittlige antallet fra de 3 tellingene i juli og august (et standardavvik er dessuten angitt).

### 3.6 Rovviltets forstyrrelseeffekt

Årsakene til reduksjonen av den lokale hekkebestanden og endringer i den relative fordelingen av ærfugl ute på Tautra, den skjeve kjønnsfordelingen, det tilsynelatende manglende hekkeinitiativ hos en del av de hunnene som innfinner seg utenfor hekkekoloniene, er alle sannsynligvis knyttet til den store predasjonsrisikoen som har oppstått etter at øya ble landfast. Etter at firbeinte rovdyr, og spesielt da rødrev, mår og grevling, har nådd ut hit via veimoloen har det oppstått en meget alvorlig økning i predasjonstrykket for alle bakkehekkende fuglearter, og da i særdeleshet de artene som hekker godt skjult. Denne strategien gir en positivt gevinst i forhold til den predasjonsrisikoen rugende hunner opplever fra ulike rovfuglarter. Imidlertid blir fuglene som har en slik kryptisk reirplassering mer utsatt for predasjon fra firbeinte predatorer, idet disse kan snike seg usett inn på de rugende fuglene. Statistikken over felte rovdyr på Tautra i perioden 1999 til og med 2001 (data fra Fylkesmannens miljøvernavdeling og Frosta kommune) gir da også klare indikasjoner på at antall innvandrete rovvilt må ha vært relativt stort i denne perioden (Figur 8). Så seint som i 2000 ble det felt 8 rødrever ute på Tautra (innen de 1700 dekar som øya representerer). Situasjonen i 2001 var nok bedre (2 rever, og bare en av disse opptrådte en par dager her i hekkesesongen før den ble skutt, og 2 grevlinger ble felt dette året). Anleggsarbeidet ute på moloen, som har skremt bort rovviltet, og muligens en mer effektiv lydssperre, kan forklare forbedringen dette siste året. Det må taes forbehold om alle felte rovdyr er kommet med i denne statistikken. Dessuten trenger den ikke å reflektere det reelle predasjonstrykket de enkelte år, ettersom jakteffektiviteten har variert en god del. Dessuten vil en mår som har kommet seg over gjerne være vanskeligere å jakte ut enn en rødrev eller grevling. Noen rovdyr kan derfor ha vært her over lengre tid uten at de har blitt skutt ut, mens andre bare har fått sjansen til å gjøre utgang noen ytterst få dager. Også i løpet av hekkesesongen 2002 ble det rapportert om rovvilt ute på Åbåten, da ble to grevlinger sett og spor etter en rødrev ble funnet innenfor det nå inngjerdete arealet.



Figur 8. Oversikt over avlivede rovpattedyr på Tautra i perioden 1991 til og med 2001.

I dag er ironisk nok de nordlige delene av Tautra, der det er en god del menneskelig aktivitet, sikrere for ærfugler enn de delene av øya som har reservatstatus med ferdselsforbud i hekketiden. Dette er trolig et utslag av at den menneskelige aktiviteten ikke gjør disse nordområdene like attraktive for rovviltet, og dermed blir predasjonsrisikoen fra pattedyr noe mindre her. Dette er selvsagt en situasjon som er betinget av dagens rådende rovviltsituasjon.

I 1994, det året vi foretok en litt mer systematisk kartlegging av situasjonen ute på Åbåten, mislyktes likevel mange av de 79 reira vi hadde data fra, og dette var den mest vellykka kolonien på Tautra dette året (Thingstad m.fl. 1994). Det var de reirene som lå mest åpent til som hadde de største tapene, noe som sannsynliggjør at kråke- og måkefugler var involverte. De frittliggende reira var da også spesielt utsatt for menneskelig forstyrrelse (jf. også Husby 1994), og det er kjent at det er nettopp slik forstyrrelse som fører til at hunnene flyr av, noe som øker predasjonsrisikoen fra kråke- og måkefugler (Götmark & Åhlund 1984). Eggtapet ute på Åbåten i 1994 var på minimum 40 %, og dette er langt større enn det 11 % store tapet som Götmark & Åhlund (1984) fant innen sine 11 "uforstyrrete" øykolonier. Det var ingen signifikant forskjell på suksessen for tidlige og seine kull på Tautra dette året (Thingstad m.fl. 1994). I 2000 ble ca. 30 % av reira ute på Åbåten predatert på eggstadiet, og 7 av 8 reir ute på Kviningen ble dette året predatert av mår (Jo Anders Auran pers. medd.).

Det er også avdekket at disse forstyrrelsene har ført til at hekkesesongen blitt ekstremt lite synkronisert. Således strakte eggleggingen i 1994 seg over en og en halv måned, fra ca. den 10. mai til ca. den 25. juni! (Thingstad m.fl. 1994). Dette får igjen spesielt store følger når vi når det stadiet at eggene blir klekt ettersom de små dunungene som vadrer ned til sjøen representerer en passende byttedyrstørrelse for måkefugler (spesielt gråmåke og svartbak). Normalt forsøker derfor ærfuglene, spesielt de som ikke er førstegangshekkere, å synkronisere klekketidspunktet mest mulig slik at det blir et overskudd av byttedyr for predatorerne i en kort periode (jf. f.eks. Findlay & Cooke 1982). Dette bidrar til å redusere predasjonsrisikoen for hver enkelt unge. Når nyklekte kull forekommer spredt over en lang periode medfører det at stormåkene har tilgang på små dununger i en tilsvarende lang periode. Følgelig blir også predasjonstrykket på tidlig ungestadium ekstraordinært stort, og dette problemet forsterkes dess mindre hekkolonien blir (den positive betydningen av uttynningseffekten ved å leve i flokk reduseres med minskende flokkstørrelse, jf. f.eks. Krebs & Davis 1993:123-126). For eksempel ble det den 26.6.1994 talt opp 75 dununger på strekningen fra moloen (nordsida) og fram til Holberget. Dagen etter ble det talt opp 51 stykker å strekningen Kviningen-Åbåten. Ut i fra størrelsen på de ungene som ble registrert under en etterfølgende kontrolltelling den 21.7. synes ingen av disse 126 ungene å ha klart seg. Lengre inne i fjorden, der hekkingen synes å ha skjedd tidligere, og sannsynligvis langt mer synkront enn på Tautra, hadde ungene klart seg bedre dette året, idet det her på samme tidspunkt ble registrert relativt mange unger innen den eldste alderskategorien (Husby 1994).

Selv om hekkebestanden nå er ytterst beskjeden (ca. 100 par), var hekkesuksessen hos ærfuglene bedre enn på flere år i 2001. Dette året ble det nemlig sett relativt mange (min. 50) og store kull ute på sjøen, også kull med eldre unger (Roar Pettersen, Jo Anders Auran pers. medd.). Dette kan ha sammenheng med at anleggsaktiviteten i forbindelse med bruåpningen nå var startet ute på moloen, og at denne har holdt unna rovpattedyr som tidligere har kommet fra Frosta i løpet av hekkesesongen (se også kapittel 5.1). Dette er det første lille lyspunktet på lenge, så trolig vil likevel ikke alle hekkekoloniene bli helt utraderte i løpet av de nærmeste årene, slik som det mest pessimistiske scenariet presentert tidligere indikerer. Også i 2002 ble det produsert en del vellykkete kull.

### 3.7 Bunndyrfaunaens betydning som næring for dykkender

Dykkendene, som hovedsakelig har beitet på epifaunaen ute på de grunne partiene av Svaet, er blitt mest negativt påvirket etter at veimoloen ble etablert over Svaet. De tidligere så store forekomstene av denne fuglegruppen sto også sentralt da Tautra fikk sin Ramsarstatus. Derfor blir det her gitt en kort beskrivelse av næringspreferansene til de mest aktuelle dykkandartene. Når det nå blir reetablert en strøm over sentrale deler av dette grunnvassområdet, er det nettopp denne strømvhengige epifaunaen (der blant annet blåskjell inngår) som forventes å respondere mest positivt.

#### 3.7.1 Ærfugl

Ærfuglens næringsbiologi er godt undersøkt (se f.eks. Soot-Ryen 1941, Madsen 1954, Pethon 1967, Bustnes & Erikstad 1988, Nehls 1989, Öst & Kilpi 1998, Camphuysen m.fl. 2002); og næringsstudiene har avdekket at den vanligvis foretrekker bløtdyr. Blåskjell og hjerteskjell, eller nærbeslektete muslingarter, dominerer oftest; men også snegler, og da spesielt strandsnegler og nettsnegler, kan være viktige næringsdyr. I mindre grad tar ærfuglen også krepsdyr og pigghuder. Imidlertid har nyere undersøkelser avslørt en nokså heterogen, og trolig til en viss grad individuell, næringspreferanse (Thingstad m.fl. 2000b); og ved masseforekomster av sil (*Ammodytes* spp.) kan dette fiskeslaget være preferert vinternæring (Frengen & Thingstad 2002).

Under næringssøket kan fuglene dykke ned til 15-20 meter, unntaksvis helt ned til 42 meter (Guillemette m.fl. 1993); men vanligvis går de ikke dypere enn 6 meter (Larsen & Guillemette 2000). Pethon (1967) fant at bare 6 % av dykkene ble foretatt på større dybder enn 3 m, og nesten halvparten (55 %) av næringen ble hentet uten at fuglene dykket helt under. Ærfuglen beiter mest aktivt morgen og kveld (midtvinters vil hvileperioden midt på dagen måtte avkortes alt etter hvor lang periode det er med dagslys); og der det er stor forskjell på flo og fjære vil det normalt være en topp aktivitetsperiode ved lavvann (Dunthorn 1971, Player 1971, Cantin m.fl. 1974).

#### 3.7.2 Sjørre og svartand

Sjørren og svartanda sine næringspreferanser i vinterhalvåret samsvarer godt med den som er beskrevet ovenfor hos ærfuglen (Cramp & Simmons 1977). Sjørren beiter vanligvis på dybder mellom 2 og 5 m. Her utgjør bløtdyrene blåskjell (5-20 mm), hjerteskjell (opp til 20 mm) og nettsnegler (opp til 25 mm) den vanligste føden, men også krepsdyr (små strandkrabber og tanglopper), pigghuder (som sjømus og korstroll) og manglebørstemark (deriblant fjæremark) beites relativt vanlig. Svartanda synes å ha en enda klarere preferanse ovenfor blåskjell (opp til 40 mm). Fra sørkysten av Sverige oppgir imidlertid Nilsson (1972) at det var omlag like mye fjæreskjell (østersjøskjell) som blåskjell i mageinnholdet hos 13 undersøkte individer innsamlet på vinterhalvåret.

#### 3.7.3 Havelle

Madsen (1954) undersøkte innholdet i 113 mager fra havelle innsamlet i dansk farvann på vinterhalvåret. Igjen var bløtdyrene, og da spesielt hjerteskjell og blåskjell, den gruppen som ble

hyppigst beitet (frekvensen av magene som inneholdt denne gruppen var 94 %). Dernest fulgte krepsdyr (frekvens: 55 %), hovedsakelig tanglopper og tanglus; fisk (14 %), hovedsakelig kutlinger, og manglebørstemark (10 %). Denne undersøkelsen overstemmer godt med en senere undersøkelse fra sørkysten av Sverige (Nilsson 1972). En nyere studie av overvintrende haveler i Gdanskbukta sør i Østersjøen foretatt av Stempniewicz (1995) viser at muslingene fjæreskjell, vanlig sandskjell, blåskjell og hjerteskjell til sammen utgjorde 77 volumprosent i dietten (97 % av magene fra 423 fugler inneholdt ett eller flere av disse bløtdyra), mens fisk, og da spesielt stingsild og sil, var den nest vanligste næringskilden (25 % av magene inneholdt fisk, og de utgjorde 13,6 volumprosent). Også krepsdyr (spesielt *Mysis*, *Cammarus* og *Crangon* spp.) var vanlig forekommende ettersom 21 % av fuglene hadde beitet denne gruppen, men volummessig utgjorde krepsdyra likevel bare 4,8 %. Enda mindre betydning hadde snegler og manglebørstemark, men spesielt manglebørstemarken *Nereis diversicolor* synes å kunne ha betydning som næringskilde. For øvrig var det klare alders- og kjønns-forskjeller i materiale, ettersom voksne hanner som ble tatt på garn på større dyp enn 20 meter nesten utelukkende hadde tatt en stor isopod (en tanglusart) som er en maringlasial relict i Østersjøen (*Mesidothea entomon*).

#### 3.7.4 Kvinand

Kvinanda har en næringsbiologi som synes å skille seg noe fra de øvrige dykkendene. Madsen (1954) fant krepsdyr (sandreker, tanglopper, tanglus og strandkrabber) i 76 % av sitt materiale; videre forekom bløtdyr (strandsnegl, små *Hydrobia*-snegl, blåskjell og hjerteskjell) i 70 % og fisk (kutlinger og trepigget stingsild) i 22 %. I Sør-Sverige fant Nilsson (1972) at 50 % av vinterdietten besto av blåskjell, for øvrig var trepigget stingsild vanlig å finne i mageprøvene fra denne årstiden. På lik linje med andre dykkender er kvinanda dessuten registrert beitende på sil når denne opptrer i store mengder på vinters tid (Frengen & Thingstad 2002).

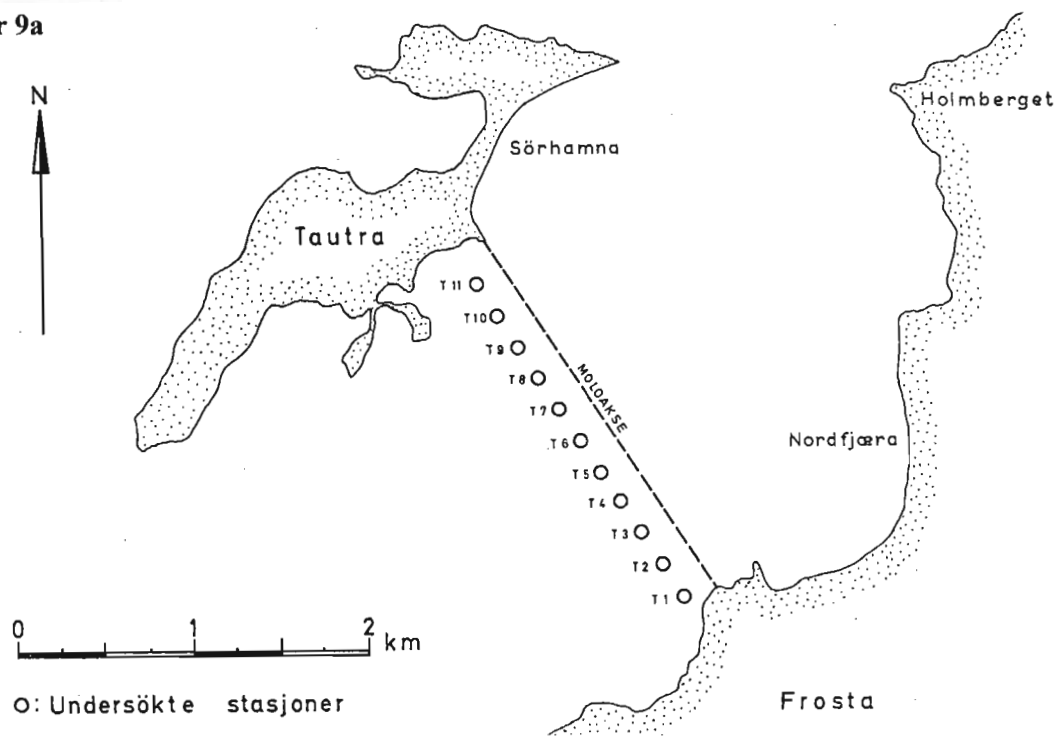
## 4 MARINBIOLOGISKE FORHOLD

### 4.1 Materiale og metode

#### 4.1.1 Stasjonsnett

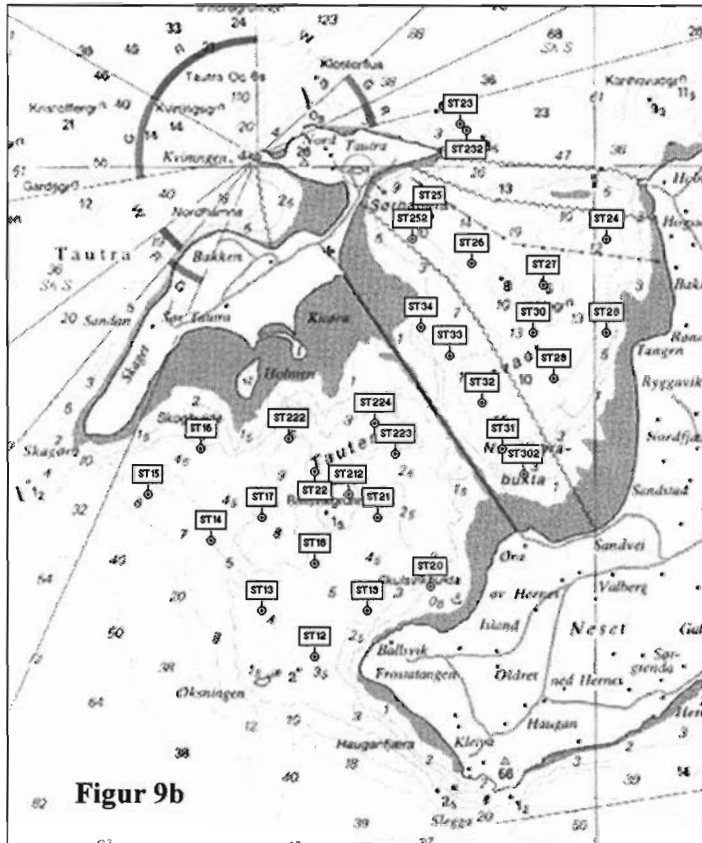
I 1974 ble det lagt ut et stasjonsnett tvers over Svaet like sør for den da planlagte veimoloen (Figur 9a). I 1995 og 1999 ble grabbprøvene innhentet fra et mer spredt stasjonsnett som skulle fange opp variasjonen i bunndyrfaunaen i Svaet etter at moloen var etablert (Figur 9b). I 1999 ble kun stasjonsnettete ute i selve Svaet benyttet, dvs. at de 11 fjærestasjonene som det ble samlet inn materiale fra i 1995 (jf. Hokstad m.fl. 1995) ikke ble fulgt opp i 1999, og tre stasjoner fra 1995 lyktes vi ikke med å få samlet materiale fra (bunnssubstratet var for hardt eller grovt for garbben). I stedet ble det lagt ut noen nye stasjoner, disse er angitt med tre siffer på Figur 9b. Som et supplement til disse grabbprøvene har vi dessuten samlet inn en del fotografisk dokumentasjon av epifauna, makroalgebevoksning og bunnssubstratforholdene i Svaet. Dette er gjort langs to videotransekter, en på hver side av moloen, og på 8 faste stasjoner med 7 tilfeldige bilder fra hver på sørsida av moloen (Figur 9c).

Figur 9a

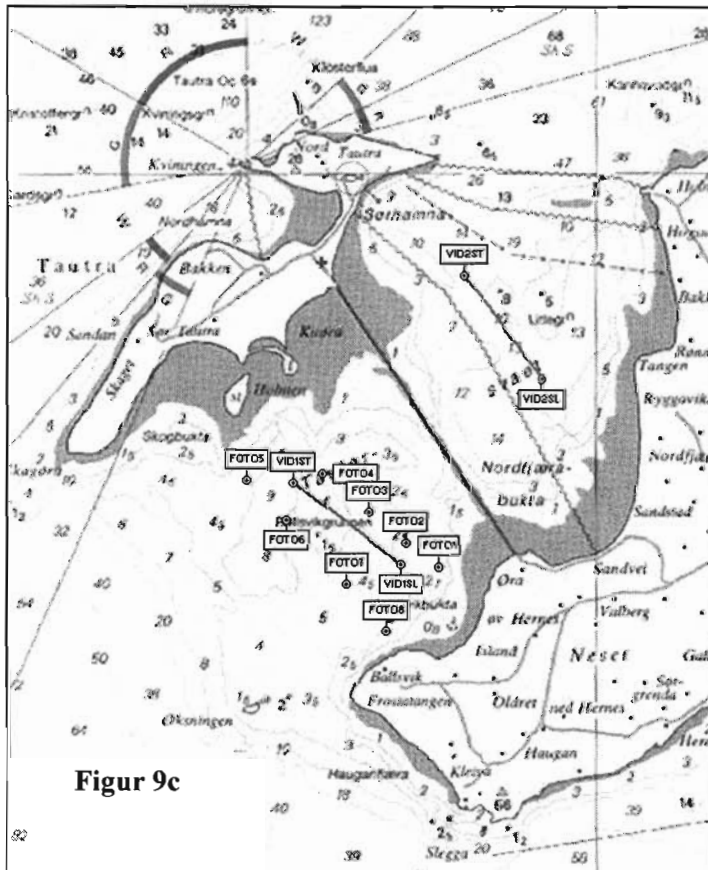


Figur 9, fortsettelse neste side.....

Figur 9. Fortsettelse fra forrige side.....



Figur 9b



Figur 9c

Figur 9.

- a) Angir plasseringen av det stasjonsnettet som ble benyttet under grabbprøveinnsamlingen i 1974 (Fra Lande 1974, se forrige side).
- b) Stasjonsnettet benyttet under grabbprøvetakingen i 1999 (stort sett identisk med det som også ble benyttet i 1995). Fra stasjonene 12, 13 og 23 fikk vi ikke samlet inn noe materiale i 1999
- c) Angir lokaliseringen av de to benyttete video-transektene i 1999 og de åtte fotostasjonene høsten 2002

#### 4.1.2 Grabbprøvene og analyser av innsamlet materiale

Grabbstasjonene ble tatt med 0.1 m<sup>2</sup> Petersen-grabb. For å få et best mulig materiale ble det på hver stasjon både i 1995 og 1999 tatt 3 parallelle prøver, slik at samlet prøveareal tilsvarte 0.3 m<sup>2</sup>. I 1999 måtte riktignok to stasjoner forkastes da vi ikke fikk opp noe materiale her (jf. Vedlegg 2). I 1974 ble det samlet inn 19 grabbprøver fordelt på 11 stasjoner. På to av stasjonene ble det samlet inn 5 prøver (T 6 og T 11, se Figur 9a), mens det på de øvrige kun ble tatt en.

I fra de innsamlete prøvene i 1999 ser vi at sedimenttype, og følgelig også grabbvolum, varierte en del mellom de ulike stasjonene (Vedlegg 2). Spesielt var forskjellene tydelige mellom stasjonene på nord- og sørsiden av moloen. På sørsiden ble det oppnådd tre lukkede grabber bare fra de seks stasjonene 14, 15, 17, 19, 223 og 224 (jf. Figur 9b). Volumene fra sørsiden var også gjennomgående små, selv der hvor grabbene var skikkelig lukket, gjennomgående 1 – 1,5 (0,5 – 3) liter i hver grabb. Noe større volumer ble registrert på stasjon 17 og 222 samt i enkeltgrabber på 15, 22 og 223. På sørsiden var det generelt et markert innslag av stein og grovt materiale, til dels med tare, i grabbene, og på stasjonene 12 og 13 ytterst i Svaet (jf. Figur 9b) var substratet så grovt at vi ikke lyktes med å få opp noe materiale. En kan imidlertid forvente at det finnes en del epifauna her, spesielt snegler knyttet til stein og tare. På nordsiden ble stasjon 23 fra 1999 tatt ut av programmet grunnet problemer med å få gode grabber, samtidig som 232 hadde små volum og tydelig innslag av stein i grabbene. Ellers hadde stasjon 27 relativt små volumer i grabbene og et sediment av grov skjellsand. Sedimentene på nordsiden av moloen besto for øvrig mye av silt og leire, med tydeligere sandig sediment på stasjon 302. Grabbvolumene her varierte mellom 0,5 og 6 liter.

Ved grabbprøver tar man ut et meget lite areal i prøveområdet, og fordi forekomst av bunndyr normalt er flekkvis, vil variasjonene selv i parallelle grabbprøver være store. En bør derfor være restriktiv med tolkningen av tallmaterialet fra enkelte stasjoner, særlig individtall pr. areal. Den registrerte fordelingen av de mer tallrike artene, som bidrar mest i de aktuelle dyresamfunnene og som har størst potensial som næringsdyr, er heldigvis mindre avhengig av prøvestørrelsen (Tabellene 2 & 3).

Alle prøver ble siktet med hulldiameter 1 mm. Grovsorteringen av materialet fra siktene ble i 1974 gjennomført ombord i fartøyet med det blotte øyet. I de to senere undersøkelsene ble prøvene tatt med til laboratoriet og gjennomgått under binokularlupe. Materialet ble fiksert i 80% alkohol. Undersøkelsene i 1974 ble utført i slutten av september, mens undersøkelsen i 1995 ble gjennomført i april og den siste i 1999 medio mai. Dette medfører at bestandstellingene ikke er direkte sammenlignbare fordi undersøkelsen i 1995 og 1999 er utført før avsetning av årets yngelproduksjon, mens resultatene fra september kan inneholde årets bunnfelte yngel. Disse forholdene vil det bli tatt hensyn til i den endelige vurdering.

Et dyresamfunn er karakterisert både av antall arter og antall individ av hver art. For å beskrive dyresamfunn på en oversiktlig måte benyttes diversitetsindekser. For det foreliggende materiale er Shannon-Wiener-indeksen benyttet:  $H = \sum x_i/N \cdot \ln x_i/N$ , hvor N er det totale antall individer i prøven og  $x_i$  er antall individer av art i. Størrelsen av diversitetsindeksen kan gi en indikasjon om dyresamfunnet er normalt eller befinner seg i en stress-situasjon. Når det gjelder sammenligningen av arts- og individantall mellom de tre prøvetakingstidspunktene vanskeliggjøres dette av de tidligere omtale forskjellene i tidspunkt og metodikk, samt grad av identifikasjon av forskjellige dyregrupper, mellom 1974 og de to prøvetakingene på 90-tallet.

Diversitetsindeksen er lite avhengig av prøvestørrelse, i det individtall for arter som er fåtallige slår lite ut i indeksen. De konklusjoner som trekkes i denne undersøkelsen er derfor i alt vesentlig



bygget på meget markerte forskjeller i tallmaterialet, og på at flere stasjoner som naturlig hører sammen summeres. Individantall, artsantall og diversitetsindekser gir da en god indikasjon på faunaens sammensetning, slik at en kan påvise eventuelle forskjeller og tendenser i ulike deler av undersøkelsesområdet.

I forbindelse med likhetsanalysene er programpakken PRIMER fra Plymouth Marine Laboratory benyttet til clusteranalysene (dendrogrammene) og MDS-analysene (MDS = multidimensional scaling). Dette er teknikker som grupperer enheter på basis av gitt likhet. Denne likheten er gitt ut fra verdier fra et større antall variable når alle enheter trekkes inn i sammenligningen. SIMPER-analysen viser hvilke arter som betyr mest for den registrerte forskjellen mellom de framkomne gruppene. I denne sammenhengen vil de enkelte stasjonene fra 1999 være enhetene, og variablene som representerer dem vil være artene i det innsamlete materialet. Artene vil bidra i analysene på grunnlag av sine individantall per arealenhet (se Tabell 2). (For å unngå for stor innflytelse av de mest tallrike artene transformeres verdiene til fjerde kvadratrot. Videre fjernes alle registreringer med ett individ på den enkelte stasjon for å ta bort innflytelse fra mer tilfeldige arter på stasjonen.) Likhetsanalysen baserer seg i første omgang på beregningen av Bray-Curtis indeks (Bray & Curtis 1957) som er gitt ved:

$$S_{jk} = \sum |Y_{ij} - Y_{ik}| / \sum Y_{ij} + Y_{ik},$$

der  $Y_{ij}$  er verdien av  $i$ 'ende art på stasjon  $j$  og  $Y_{ik}$  er verdien av  $i$ 'ende art på stasjon  $k$ .  $S_{jk}$  er ulikhet mellom stasjonene  $j$  og  $k$  summert over alle  $s$  arter ( $\sum$ , der  $i$  summeres fra 1 til  $s$ ). Denne beregningen gir en matrise med likhetsverdier for par av stasjoner. Fram til dette punktet er prosedyren for clusteranalysen og MDS-analysen den samme. I clusteranalysen utføres videre en sorteringsrutine som kalles "group-average sorting" (Clifford & Stephenson 1975). Her deles stasjonene i grupper med større eller mindre innbyrdes likhet. Den endelige grupperingen presenteres i et såkalt dendrogram som viser stasjonene i grupper forbundet med hverandre å ulike nivå (Figur 10). Stasjoner som er forbundet langt nede i dendrogrammet (til høyre) har relativt stor likhet med hverandre i motsetning til de som er forbundet lengre oppe (til venstre).

MDS-analysen er som clusteranalysen en multivariat metode, men viser likhet på en litt annen måte, idet enhetene som sammenlignes representeres ved punkter i et flerdimensjonalt rom (Kruskal & Wish 1978). Analysen går ut på å gruppere punktene slik at avstanden mellom dem mest mulig tilsvarer graden av likhet. Analyseprosedyren gjennomgår punkt-kombinasjoner samtidig som en såkalt stressfaktor måles i forbindelse med projisering ned til to dimensjoner. Denne faktoren sier noe om forholdet mellom verdiene i likhetsmatrisen og de innbyrdes avstandene i det projiserte flerdimensjonale rommet. Nye grupperinger prøves (ved iterasjon) helt til stressfaktoren når et minimum (bør være  $< 0,1$ ). I denne undersøkelsen vil hver stasjon være et punkt i et todimensjonalt koordinatsystem, og stasjoner med stor likhet vil ligge nær hverandre (jf. Figur 11).

SIMPER-analysen gir en oversikt over hvor stor prosent de enkelte arter bidrar til likhetene innen de aktuelle stasjonsgruppene og i hvilken grad de bidrar til forskjell mellom grupper (jf. vedleggene 3 - 6). I denne rapporten er det det sistnevnte aspektet som er mest aktuelt. Analysen tar utgangspunkt i bidraget fra hver enkelt art til den gjennomsnittlige ulikheten, uttrykt ved Bray-Curtis indeks, mellom to stasjonsgrupper, eventuelt den gjennomsnittlige likheten innen en enkelt gruppe (Clarke 1993).

**Tabell 2.** Det innsamlete bunndyrmaterialet fra grabbprøvene i mai 1999 (jf. Figur 9b). Antall dyr per  $m^2$  per stasjon blir angitt på de neste 8 sidene. Stasjonene 12, 13 og 23 er utelatte på grunn av manglende materiale fra disse to (substratet for grovt for grabben)



Stasjoner:	14	15	16	17	18	19	20	21	212	22	222	223	224	232	24	25	252	26	27	28	29	30	302	31	32	33	34
Liljeborgia pallida		17	10	7	17	3				3		3			3	3	3	3	20				3				
Lysianassidae indet.		3																				3					
Macrostylis longiremis								3		3	3				3	3	13					13		10	13		
Metopa bruzelii								3									3										
Philomedes globosus													3														
Phtisica marina							3																				
Westwoodilla caecula									3	7					3	7	7	3	3	3	7	20	7		10	3	
Diverse																											
Anthozoa indet																											
Ascidacea indet															20	17	3	3	3	3	3	40		17			
Cerianthus lloydi																						3					
Edwardsia sp	3												13		3	13	3	3	3	3	13	3	3	17	3	3	
Hydroida indet														3													
Labidoplax buski																3	3										
Nemertini indet	7	7	3	20									7	7	37	37	37	7	10	17	30	10	20	7	3	27	
Oligochaeta indet												17															
Pisces indet																											
Polynoidae indet		3				3	10	7	30	10	10	13	7	10	3	3											
Porifera indet														3													
Uld. Egg				3		3				3						7						3	3	3	57		
Uld. Fragm																				3							
Virgularia mirabilis															3	3	3	7	7	3	7	7	10	7	3		
<b>Echinodermata</b>																											
Amphilepis norvegica																											
Amphipholis squamata														3													
Amphiura chiajei				3									27	7	3					7	23		3	13		7	
Amphiura filiformis													17		7	10	10	20	13					40		3	
Asterias rubens	3				13	7	3		3									3									
Ctenodiscus crispatus																								3		3	3
Cucumaria elongata															17	7		3		3	13	7				3	





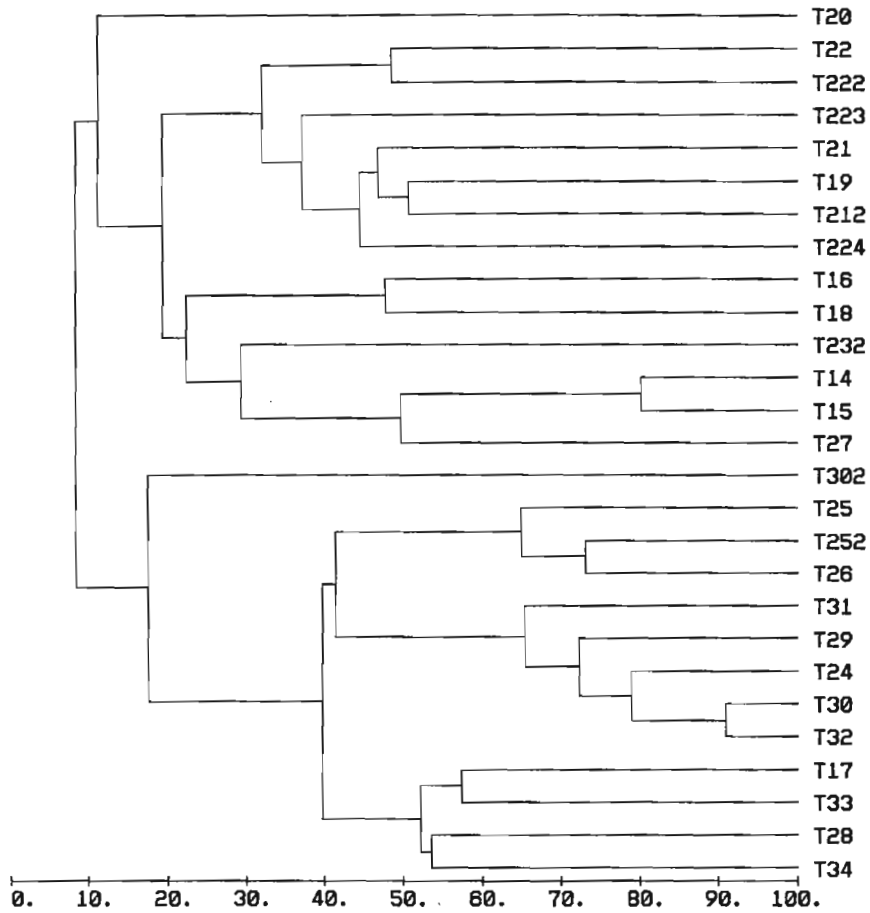
Stasjoner:	14	15	16	17	18	19	20	21	212	22	222	223	224	232	24	25	252	26	27	28	29	30	302	31	32	33	34	
Akera bullata				13																	3	27	7				43	
Aporrhais pespellicani																3				3		3		10	3		3	
Bittium reticulatum	3					3			3	3	3	3	3															
Buccinum undatum	3		3								3																	
Chamelea striatula															3													
Cingula sp										7																		
Eulimidae indet		3												3														
Gibbula cineraria			7		20				3																			
Gibbula tumida	7						3															3						
Lacuna divaricata							3																					
Lepeta caeca														13														
Leucon nasica																									3			
Littorina littorea							3																					
Lucinoma borealis															20							3		3				3
Lunatia alderi							7																					
Margarites sp	7		20										3															
Montacuta ferruginea/tenella																												
Mysella bidentata		7		10	3	13		13	40	43	27	10	20		17	3			13	3	7	7	7	17	7			
Nucula sulcata														17					3									
Nuculana minuta																						7		3	3			
Nuculoma tenuis																												
Rissoidea indet			3								10																	
Thyasira equalis															7							10						
Thyasira gouldi															13						7	13						
Turritella communis																				3		3						
<b>Div mollusca</b>																												
Antalis sp																												
Opisthobranchia indet											3	3	3	3	3	3			3									
Philine scabra															7	3	7	3			3	10						
Philine sp																	3							7	13			



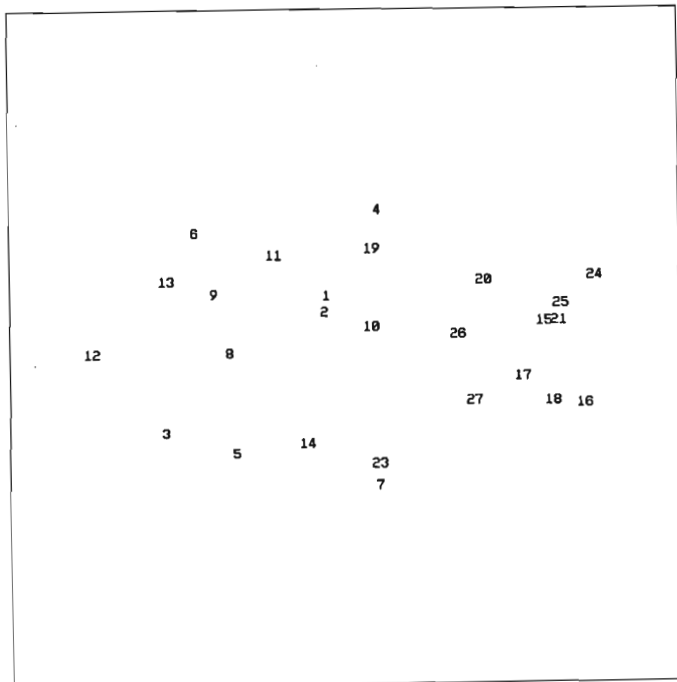








**Figur 10.** Dendrogram over likheten mellom prøvestasjonene (Figur 9 angir plasseringen av de enkelte stasjonene ute i Svaet) på grunnlag av artsinventaret av bunndyr samlet inn den 19. mai 1999.



**Figur 11.** MDS-diagrammet over prøvestasjonene. Stressfaktoren = 0,18; se teksten for nærmere forklaring.

Forklaring til nummereringen:

1 = T14 på Figur 10, 2 = T15, 3 = T16, 4 = T17, 5 = T18, 6 = T19, 7 = T20, 8 = T21, 9 = T212, 10 = T22, 11 = T 222, 12 = T223, 13 = T224, 14 = T232, 15 = T24, 16 = T25, 17 = T252, 18 = T26, 19 = T27, 20 = T28, 21 = T29, 22 = T30, 23 = T302, 24 = T31, 25 = T32, 26 = T 33, 27 = T34.

### 4.1.3 Artsinventar før og nå

I forbindelse med veimolo-prosjektet over Svaet er bunndyrfaunaen ute i selve Svaet undersøkt som tidligere nevnt på tre ulike tidspunkter, i 1974 (før etablering av steinfyllingen), i 1995 og i 1999. I løpet av denne perioden har det skjedd en markert endring i bunndyrfaunaen (Tabell 3). Disse endringene som kan spores til de fysiske endringene som har skjedd i dette marine miljøet blir nærmere kommenterte i kapittel 4.2.3.

**Tabell 3.** Bunndyr innsamlet i Svaet med 0.1 m<sup>2</sup> Petersen grabb. Verdier angir gjennomsnittlig antall individer per m<sup>2</sup> for alle stasjoner samlet. Data for 1974 er hentet fra Lande (1974), og de fra 1995 stammer fra Hokstad m.fl. (1995).

	1974	1995	1999
<b>Crustacea</b>			
Ampelisca odontoplax			14,4
Ampeliscidae indet (Haploops tubicola ?)			0,2
Amphipoda indet sp. 1		0,6	
Amphipoda indet sp. 2		6,1	
Amphipoda indet sp. 3		0,3	
Amphipoda indet.	33		
Amphipoda indet. (fragm. Podoceridae?)			0,4
Anonyx debruyni			1,6
Anoplodactylus peitiolatus		0,9	
Apseudes spinosus		17,4	4
Atylus vedlomensis			3,4
Balanus balanoides			2,6
Balanus balanus	0,5		2,4
Balanus improvisus			
Brachydistalis resima			15,6
Byblis gaimardi		0,9	0,9
Caprella septentritonalis		0,5	
Caprella sp.	8		
Carcinus maenas	1	0,3	0,1
Chaetoderma nitidulum			3,4
Cheirocratus sundevalli		2,4	0,2
Copepoda Harpactoidea			3,6
Corophium crassicorne		10,2	
Corophium volutator			2,2
Crangon vulgaris			
Cypridina norvegica			11,1
Cypridina sp.		24,7	
Diastylis lucifera			0,9
Diastylis tumida			0,1
Eudorella emarginata			39,9
Galathea intermedia			0,3
Galathea sp.		0,2	
Gammarellus homari		0,5	
Gammaridae indet.			0,1
Harpinia laevis			3,5
Harpinia neglecta		1,7	
Hemilamprops assimilis			15,2
Idotea baltica		0,8	
Iphimedia obesa			0,1
Isopoda Indet.	1		
Janira maculosa		0,5	
Liljeborgia pallida			3,4
Lysianassidae indet.			0,2
Macropipus pusillus			0,3

	1974	1995	1999
Macrostylis longiremis			2,2
Metopa bruzelii			0,2
Monoculopsis longicornis		0,3	
Nannastacidae indet.		24,8	
Natantia indet sp.3		0,2	
Orchomenella pinguis		0,6	
Ostracoda indet			0,6
Paguridae indet	2		
Pagurus bernhardus			0,7
Pandalina brevisrostris			0,2
Philomedes globosus			0,1
Phthisica marina		3,2	0,1
Protomedeia fasciata		15,8	
Schistomysis ornata			1,4
Stegocephalidae indet.		0,2	
Westwoodilla caecula			3
Westwoodilla mülleri		0,8	
<b>Div mollusca</b>			
Antalis sp			0,3
Chiton sp.		13,9	
Ischnochiton albus	0,5		31
Polyplacophora indet.	4		
Caudofoveata indet.		8,6	
Scaphopoda indet.		0,6	
Tonicella marmorea			3,4
Tonicella rubra			0,7
<b>Gastropoda</b>			
Acmaea rubella			0,1
Acmaea sp.	3		
Acmaea tectura			
Acmaea testudinalis		3,3	1,4
Acmaea virginea			3,9
Akera bullata		2	3,4
Amauropsis islandicus	2		
Aporrhais pespelicani		1,4	0,9
Bittium reticulatum	36		0,7
Buccinum undatum	2	0,2	0,3
Chamelea striatula			0,1
Cingula sp			0,3
Eulimidae indet			0,2
Gastropoda indet.	2		
Gibbula cineraria	40		1,1
Gibbula tumida			0,5
Lacuna divaricata	5		0,1
Lepeta caeca			0,5
Leucon nasica			0,1
Littorina littorea			0,1
Lucinoma borealis			1,3
Lunatia alderi			0,2
Lunatia intermedia	4		
Lunatia montagui		1,4	
Margarites helicinus		4,1	
Margarites sp			1
Melanella (Eulima/Balcis) lubrica		0,2	
Mysella bidentata			9,6
Nassarius incrassatus	4		
Nudibranchiata indet.	0,5	0,3	
Onoba striata	2		
Opisthobranchia indet			0,6
Patina (Patella) pellucida	0,5		
Philine aperta		1,5	
Philine scabra			1,5

	1974	1995	1999
Philine sp			0,9
Rissoidae indet			0,5
Thais lapillus	1		
Thyasira equalis			0,6
Thyasira gouldi			1,2
Turritella communis		0,2	0,2
<b>Bivalvia</b>			
Abra alba	16	28,2	21,6
Abra nitida			23,7
Acanthocardia echinata			0,4
Anomidae indet.	0,5		
Arctica islandica			0,6
Astarte elliptica		0,6	1,7
Astarte montagui	24	7,6	9,2
Astarte sulcata		0,8	
Bivalvia indet			
Bivalvia indet. sp. 1		2,7	
Bivalvia indet. sp. 2		0,2	
Bivalvia indet. sp. 3		0,5	
Cerastoderma edule	136	9,7	
Chamelea striatula			1,6
Chlamys striatus		0,2	
Cochlodesma sp.	0,5		
Corbula gibba	0,5	12,3	8,6
Crenella decussata			1,1
Cultellus (Phaxas) pellucidus		0,2	
Cyprina (Arctica) islandica		0,5	
Dosinia exoleta	7		
Dosinia lupinus		1,1	
Dosinia lupinus lincta			0,1
Dosinia sp juv			0,2
Ensis sp.	2		
Gari fevrensis	1		
Heteranomia squamula		1,5	2,3
Hiatella arctica	15	8,9	4,9
Laevicardium norvegicus		1,2	
Lucinoma borealis	4		
Macoma balthica		3,2	
Macoma calcarea	25		4,7
Mantellum loscombi			0,3
Modiolula phaseolina			0,3
Modiolus modiolus	12	0,2	0,9
Montacuta ferruginea/tenella			0,1
Musculus discors	20		1,2
Musculus marmoratus		1,8	0,1
Musculus niger			0,1
Mya arenaria	81	6,5	0,2
Mya sp fragm			0,1
Mya sp juv			18,1
Mya sp.	4		
Mya truncata	0,5		0,1
Mysella bidentata	15		9,6
Mytilus edulis	80	1,2	1,9
Nucula sulcata			0,7
Nuculana minuta		0,8	0,6
Nuculoma tenuis			0,1
Parvicardium minimum			0,9
Parvicardium ovale			1,8
Parvicardium scabrum			4,3
Phaxas pellucidus			1
Psamobella (Gari) tellinella	4		
Spisula elliptica	2		0,1
Thracia sp	4		

	1974	1995	1999
<i>Thracia</i> sp juv			1,7
<i>Thyasira equalis</i>			1,7
<i>Thyasira flexuosa</i>		7,1	0,4
<i>Thyasira gouldi</i>			7,2
<i>Thyasira obsoleta</i>			0,2
<i>Thyasira sarsi</i>			0,2
<i>Timoclea ovata</i>	17		0,9
<i>Venerupis pullastra</i>	3		
<i>Venus (Clausinella) fasciata</i>	1		
<b>Echinodermata</b>			
<i>Amphilepis norvegica</i>			0,1
<i>Amphipholis squamata</i>			0,1
<i>Amphiura chiajei</i>			3,4
<i>Amphiura filiformis</i>			4,6
<i>Amphiura</i> sp.	0,5		
<i>Asterias rubens</i>	24	1,7	1,2
<i>Astropecten irregularis</i>	2	0,3	
<i>Brisopsis lyrifera</i>		0,2	
<i>Ctenodiscus crispatus</i>			0,3
<i>Cucumaria elongata</i>		3,8	2,1
<i>Cucumaria hyndmanni</i>			2,3
<i>Echinocardium cordatum</i>			0,6
<i>Echinocyamus pusillus</i>	6	0,2	
<i>Echinus</i> sp juv			0,4
Holothuroidea indet sp1		3,2	
Holothuroidea indet sp2		0,9	
<i>Labidoplax buski</i>			1
<i>Opiocomina nigra</i>	1		
<i>Ophiopholis aculeata</i>			1,7
<i>Ophiothrix lütkeni</i>		3,6	
<i>Ophiothrix</i> sp.		0,2	
<i>Ophiura affinis</i>			1,3
<i>Ophiura albida</i>	40	25,8	15,6
<i>Ophiura robusta</i>	37	0,8	5,8
<i>Ophiura sarsi</i>			0,1
<i>Ophiura</i> sp 1		0,2	
<i>Ophiura</i> sp 2		1,8	
<i>Ophiura</i> sp 3		4,5	
<i>Ophiura</i> sp 4		1,4	
<i>Ophiura</i> sp juv			4,3
<i>Psolus phantapus</i>			0,3
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	114	13,2	
<i>Strongylocentrotus</i> sp juv			7,9
<i>Thyone fusus</i>			0,4
<i>Thyone raphanus</i>			0,3
<b>Polychaeta</b>			
<i>Ampharete finmarchica</i>			2,8
Ampharetidae indet		17,7	
<i>Amphicteis gunneri</i>			0,1
<i>Amphirite cirrata</i>		0,2	
<i>Anobothrus gracilis</i>		1,2	0,3
<i>Aonides paucibranchiata</i>			0,1
<i>Apistobranchnus tullbergi</i>			0,1
<i>Aricidea</i> sp			0,3
<i>Brada inhabilis</i>	0,5		
<i>Brada villosa</i>			0,6
<i>Brada</i> sp		0,6	
<i>Branchiomma bombyx</i>		0,3	
<i>Capitella capitata</i>			0,1
<i>Caulleriella</i> sp			0,1
<i>Chaetopterus variopedatus</i>			0,4
<i>Chaetozone setosa</i>	0,5		0,8

	1974	1995	1999
<i>Chone duner</i>			0,5
Cirratulidae indet	2		
<i>Cirratulus cirratus</i>		2,4	1,7
<i>Diplocirrus glaucus</i>		47,4	30,3
<i>Drilomorpha</i> indet.			
<i>Eteone</i> cf <i>longa</i>			1,2
<i>Eteone</i> sp		0,9	0,1
<i>Euchone analis</i>			0,6
<i>Glycera alba</i>	16	0,3	0,8
<i>Glycera capitata</i>	1		
<i>Glycera lapidum</i>		23,8	
<i>Golfingia</i> sp			0,4
<i>Goniada maculata</i>			0,1
<i>Goniada</i> sp.		0,2	
<i>Harmothoe</i> sp	8		1,4
<i>Heteromastus filiformis</i>			3
<i>Hydroides norvegica</i>			0,1
<i>Kefersteinia cirrata</i>		0,2	
<i>Laena abbranchiata</i>			0,1
<i>Lanassa nordenskiöldi</i>		0,2	
<i>Laonice cirrata</i>			0,1
<i>Laonice sarsi</i>			0,1
<i>Laphania boeckii</i>			0,7
<i>Levinsenia gracilis</i>			1
<i>Lepidonotus squamatus</i>	9	1,5	
<i>Lumbrineris</i> cf <i>magnidentata</i>			1,7
<i>Lumbrineris fragilis</i>	2		
<i>Lumbrineris</i> sp		0,6	0,3
<i>Maldane sarsi</i>		223	75,4
Maldanidae indet			0,1
<i>Melinna cristata</i>	2		1,5
<i>Myriochele oculata</i>	7	459,8	159,6
<i>Myxicola infundibulum</i>		0,3	
<i>Neoamphirite figulus</i>	0,5		
<i>Nephtys caeca</i>			0,2
<i>Nephtys</i> cf <i>cirrosa</i>			0,1
<i>Nephtys ciliata</i>	5		3,7
<i>Nephtys hombergi</i>			0,4
<i>Nephtys</i> sp fragm/juv		5,5	0,3
<i>Nereimyra punctata</i>		1,4	1,6
<i>Nereis pelagica</i>	5		
<i>Nereis</i> sp		1,7	0,5
<i>Nicolea zostericola</i>			1
<i>Nicomache</i> sp			0,2
<i>Nothria conchylega</i>			0,1
<i>Notomastus latericeus</i>			0,3
<i>Ophelia limacina</i>	114	5,9	4,2
<i>Ophelina acuminata</i>			1,1
<i>Ophiodromus flexuosus</i>		0,8	0,3
<i>Owenia fusiformis</i>	9		9,2
<i>Pectinaria auricoma</i>			1
<i>Pectinaria koreni</i>	3	4,2	3,4
<i>Phascolion strombi</i>			0,4
<i>Pherusa</i> sp			1,6
<i>Pherusa plumosa</i>	3	0,2	
<i>Pholoe inornata</i>			44
<i>Pholoe pallida</i>			1
<i>Pholoe</i> spp.	15	12,1	
<i>Phoronis muelleri</i>			10,2
<i>Phyllodoce</i> cf <i>mucosa</i>			0,4
<i>Phyllodoce groenlandica</i>			0,6
<i>Phyllodoce</i> sp	3	1,5	1,9

	1974	1995	1999
Polychaeta indet.	0,5		
Polycirrus medusa			0,1
Polycirrus sp.	1		
Polydora antennata			0,1
Polydora sp			1,4
Pomatoceros triqueter	0,5		0,1
Praxillella praetermissa			0,6
Prionospio cirrifera			0,9
Prionospio malmgreni/steenstrupi			0,1
Pseudopolydora antannata			0,1
Pseudopolydora pulchra			0,2
Rhodine sp			2
Rhodine loveni		21,4	
Sabellidae indet	2	0,2	0,4
Scoplos armiger	27	12,6	25,7
Sphaerodorum flavum			0,6
Sphaerodorum gracilis	0,5	0,2	
Spio filicornis			3,1
Spionidae indet	2		
Spiophanes kroeyeri			1,8
Streblosoma bairdi			0,1
Syllidae indet	2	0,6	
Terebellidae indet.	2		0,5
Terebellides stroemi		22,3	15,9
Travisia forbesi	17		
Trichobranchus roseus			0,5
Trocochaeta multisetosa			0,2
Typosyllis armillaris			0,1
Typosyllis cornuta			0,7
<b>Diverse</b>			
Actinia equina			
Anthozoa indet			1,6
Ascidacea indet	0,5		3,8
Ascidacea indet sp1		2,6	
Ascidacea indet sp2		0,3	
Bryozoa sp.	0,5		
Cerianthus lloydi			0,1
Edwardsia sp			3
Hydroida indet			0,1
Labidoplax buski			0,2
Nemertini indet	4	0,6	10,9
Oligochaeta indet			0,6
Phascolion strombi (Sipunculida)		0,5	
Pisces indet			0,1
Polynoidae indet			4
Porifera indet			0,1
Phoronis mülleri (Phoronida)	1		
Uid. Egg			2,9
Uid. Fragm			0,1
Virgularia mirabilis		0,6	2



## 4.2 Bunndyrfauna, grabbprøver

### 4.2.1 Artsantall, individantall og diversitet

Det innsamlete materialet fra 1999 viste at det var en relativt stor variasjon i bunndyrfaunaens artsantall mellom stasjonene, og det var gjennomgående høyere artsantall på nordsiden enn på sørsiden (jf. Tabell 4). De laveste artsantallene ble registrert på stasjonene 20 og 21 (jf. Figur 9b) med 14 arter til sammen fra tre grabber. På førstnevnte stasjon var imidlertid ingen grabber helt lukket, mens to var lukkede på stasjon 21. Videre hadde stasjonene 16 og 19 samt 223 og 224 lave artsantall med henholdsvis 25 for de to første og 20 for de to sistnevnte. Artsantallet på stasjon 18 var 26, og 31 på 212. Som det framgår hadde samtlige stasjoner et artsantall under eller rundt 30 på sørsiden av moloen. På flere av disse stasjonene fikk vi imidlertid opp mindre gode grabb-prøver. Det synes stort sett å være de værutsatte områdene nær moloen og langs Frostalandet på sørsiden som kjennetegnes med lave artsantall. Problemer med å få gode grabber kan være noe av forklaringen på lave artsantall, men andre stasjoner på sørsiden av moloen med lignende problemer hadde likevel høyere verdier. Stasjoner med artsantall fra 35 og oppover mot omtrent 40 ligger relativt spredt i undersøkelsesområdet. Stasjoner i denne gruppen er 302 med 35 arter, stasjon 34 med 37 arter, stasjon 15 med 38 arter samt stasjonene 232 og 27 begge med 41 arter. Tilsvarende spredt beliggenhet finnes for stasjoner med artsantall fra 45 og til omtrent 50. Denne gruppen omfatter stasjonene 14 og 252 med 45 arter, 17 og 28 med 47 arter samt 22 og 222 med henholdsvis 50 og 52 arter. De sistnevnte stasjonene kan sies å være et mindre område på sørsiden av moloen med relativt stor artsrikdom.

De resterende sju stasjonene har alle artsantall større enn de ovenfor nevnte, og ligger samlet i ett område sentralt i svaet nord for moloen. I tillegg kommer stasjon 24, som ligger litt unna de andre. Stasjonene 24 og 33 ligger utenfor og på kanten av området og har artsantall på 54. Videre hadde stasjon 29 et artsantall på 56, mens stasjonene 26 og 32 hadde 57. De høyeste registreringene hadde stasjon 31 med 65 arter samt 25 og 30 med 67 arter. De høyeste artsantallene er registrert i et belte parallelt med moloen et stykke utenfor.

Det var relativt stor variasjon i individantall mellom stasjonene, men likevel gjennomgående høyere antall på nordsiden enn på sørsiden (se Tabell 4). De laveste individantallene med verdier under 50 ble funnet langs sørsiden av moloen. Lavest verdi hadde stasjon 20 med 27 individer, imidlertid ble det ikke oppnådd gode grabbskudd på denne lokaliteten. Stasjonene 223 og 224 hadde henholdsvis 40 og 46 individer, mens stasjonene 16 og 21 henholdsvis hadde 49 og 50 individer. Disse stasjonene var dels vanskelige å prøveta, men 223 og 224 hadde begge tre lukkede grabber. Stasjoner med individantall mellom ca. 50 og 250 fantes over store deler av undersøkelsesområdet på begge sider av moloen. Samtlige stasjoner sør for moloen bortsett fra stasjon 17 og de individfattige nevnt ovenfor faller innenfor denne gruppen. Når det gjelder stasjon 17 kommer denne nær i individantall med 288. Nord for moloen faller også de fleste stasjonene i denne gruppen, hvis man regner med stasjon 33 med 252 individer, stasjon 25 med 255 individer og stasjon 34 med 281.

I alt fem stasjoner nord for moloen har individantall betydelig høyere enn de ovenfor nevnte. Dette er stasjon 24 med 464 individer, stasjon 29 med 548 individer, stasjon 31 med 586 individer samt de to svært individrike stasjonene 30 og 32 med henholdsvis 860 og 915 individer. De høye individantallene har trolig sammenheng med akkumulering av organisk materiale i form av bl. a. dødt ålegress (*Zostera marina*) slik det ble observert ved et tidligere undersøkelsestidspunkt (stasjon 29 i 1995) i det lokale dyppartiet ved stasjonene 29-32. Når det gjelder stasjon 24 er det ikke urimelig å anta lignende akkumulering her ut fra stasjonens innelukkede

beliggenhet i et lokalt dypparti innenfor skjæret ved Holmberget på Frostasida.

Diversiteten i et bløtbunnsfaunasamfunn øker med økende antall arter og avtar med økende antall individer. Dette vil si at individfattige samfunn med mange arter som i normale upåvirkede bløtbunnsfaunasamfunn har høyt artsmangfold, mens individrike samfunn med få arter som ofte finnes på forurensede lokaliteter har lavt. Mellom disse ytterpunktene finnes mange intermediære situasjoner. Enkeltarter som utgjør en stor del av det totale individantallet kan bidra til å senke artsmangfoldet betydelig. Tolv av de 27 prøvestasjonene har en høyere diversitetsindeks enn 3,00 (målt med Shannon-Wieners indeksen basert på naturlige logaritmer). Dette regnes som høyt og i samsvar med gode og upåvirkede forhold. Dette er stasjoner som stort sett ligger i ytterkanten av Svaet, og som følgelig i mindre grad er fysisk påvirket av moloen. Et lite unntak er stasjonene 22 og 222, som begge ligger utenfor de to Grasholmene. Femten av stasjonene har en lavere diversitetsindeks (mellom 2,00 og 3,00). Disse stasjonene med noe nedsatt diversitet ligger i to områder. Det ene er gjennomgående på sørsiden av moloen. Området omfatter stasjonene 18, 19, 20, 21, 212, 223 og 224, samt stasjon 15 ytterst ved Skaget. Felles for disse stasjonene er, som omtalt i 4.2.1, en relativt individ og artsfattig fauna (dessuten var flere av grabbskuddene mindre vellykkede). Det er ofte dominans av enkeltarter, kanskje som en respons på stress fra brenning og sjødrag. Eksempler på dominerende arter er f. eks. skallusa *Ischnochiton albus* på stasjon 21 som omfatter 20 av totalt 50 individer og muslingen *Parvicardium scabrum* på stasjon 224 som omfatter 15 av i alt 46 individer. Det andre området med noe nedsatt diversitet omfatter de 7 stasjonene 24, 29, 30, 302, 31, 32 og 34 på nordsiden av moloen. Som nevnt tidligere er dette et akkumulasjonsområde for bl. a. dødt ålegress fra grunnere vann. Tilførselen av organisk materiale gir relativt høye artsantall, men individrikheten som følge av de organiske tilførslene er likevel så stor at det får artsmangfoldet til å synke noe.

Avslutningsvis kan nevnes at diversitetsindeksen inngår som klassifikasjonskriterium i femtrinns klassifikasjonssystem for miljøtilstanden som er gitt av Statens forurensningstilsyn (SFT) (Molvær et. al. 1997). Dette systemet er basert på Shannon-Wieners-diversitetsindeksen beregnet på grunnlag av logaritmer med grunntall 2. Omregnet til naturlige logaritmer som vanligvis benyttes, og som vi har benyttet (jf. Tabell 4), tilsier dette at alle stasjoner med verdier over 3,00 tilsvarer SFTs beste tilstandsklasse 1, dvs "Meget god". Materialet fra Svaet i 1999 viser at de fleste stasjonene her fortsatt oppfyller dette kriteriet. De som ikke når opp til denne klassen faller inn under SFTs nest beste tilstandsklasse 2, som benevnes "God". Disse tilstandskriteriene forteller først og fremst noe om tilstedeværelse av antropogene eller naturlige stressfaktorer, og sier i seg selv ikke nødvendigvis noe om Svaets nåværende egnethet som næringsområde for vannfugl (se nærmere om dette i kapittel 4.5).

**Tabell 4.** Oversikt over artsantall, individantall og verdi for Shannon-Wieners diversitetsindeks basert på naturlige logaritmer med verdier basert på grunntall 2 i parentes på stasjonene.

Stasjon	Artsantall	Individantall	Shannon-Wieners indeks
14	45	199	3,27 ( 4,74 )
15	38	161	2,93 ( 4,24 )
16	25	49	3,02 ( 4,38 )
17	47	288	3,06 ( 4,44 )
18	26	92	2,50 ( 3,62 )
19	25	72	2,83 ( 4,10 )
20	15	27	2,54 ( 3,68 )
21	15	50	2,18 ( 3,16 )
212	31	170	2,46 ( 3,56 )
22	50	194	3,26 ( 4,73 )
222	52	243	3,24 ( 4,69 )
223	20	490	2,78 ( 4,03 )
224	20	46	2,46 ( 3,56 )
232	41	87	3,51 ( 5,09 )
24	54	464	2,99 ( 4,34 )
25	67	255	3,42 ( 4,96 )
252	45	171	3,30 ( 4,78 )
26	57	213	3,51 ( 5,09 )
27	41	154	3,31 ( 4,79 )
28	47	235	3,04 ( 4,41 )
29	56	548	2,64 ( 3,83 )
30	67	860	2,62 ( 3,79 )
302	35	186	2,97 ( 4,31 )
31	65	586	2,84 ( 4,12 )
32	57	915	2,51 ( 3,64 )
33	54	252	3,10 ( 4,49 )
34	37	281	2,88 ( 4,18 )

#### 4.2.2 Analyser av bunndyrsamfunnet

Som det framgår av dendrogrammet (Figur 10) for samtlige stasjoner deler materialet fra 1999 seg i to tydelig atskilte hovedgrupper, hovedsakelig konsentrert til hver sin side av moloen (nordgruppen og sørgruppen). Sørgruppen omfatter samtlige stasjoner på sørsiden av moloen med unntak av stasjon 17, men med stasjonene 232 og 27 fra nordsiden av moloen inkludert. Nordgruppen omfatter da det meste av stasjoner på nordsiden samt stasjon 17 fra sørsiden av moloen. Nordgruppen omfatter stasjoner med gjennomgående silt eller leire og dermed relativt velfylte grabber, mens sørgruppens stasjoner hadde mest stein, grus og grov skjellsand (av og til noe leire) og mindre velfylte grabber.

MDS-digrammet (Figur 11) viser omtrent samme inndeling, men har så vidt høy stressfaktor som 0,180. Dette tyder på at avbildningen av grupperingen på det todimensjonale arket ikke er helt vellykket. Dette innebærer blant annet at grupperinger kan være uklart atskilt fra hverandre og at deres posisjoner i forhold til hverandre ikke nødvendigvis gir et helt riktig bilde av innbyrdes likhet.

SIMPER-analysen (Vedleggene 3-6) viser at den enkeltarten som betyr mest for den registrerte forskjellen mellom de to hovedgruppene er den gravende manglebørstemarken *Myriochele*

*oculata* (art 16 i vedlegg 3) som har sin største hyppighet på nordsiden av moloen. De tre neste artene på listen, manglebørstemarkene *Maldane sarsi* (art 12) og *Pholoe inornata* (art 5) samt krepsdyret (Cumacea) *Eudorella emarginata* (art 29), har alle sin største hyppighet innen stasjonene på nordsiden av moloen. Blant de 10 artene som bidrar mest i forskjellen mellom de to hovedgruppene er det kun skallusa *Ischnochiton albus* (art 40) og muslingen *Astarte montagui* (art 57) som hyppigst opptrer på sørsida.

De skillende artene har levevis som tydelig har sammenheng med sedimentforholdene på stasjonene i de aktuelle gruppene. Således er begge de to hyppigste manglebørstemarkene og krepsdyret ofte hyppige i områder med finkornige sedimenter og en del organisk tilførsel, som f. eks. utenfor elvemunninger i lokale dyppartier etc. Skallusa som var hyppigst på sørsiden er, som andre av denne gruppen, i sitt levevis knyttet til hardt substrat, samtidig som muslingen ofte finnes i steinholdige sedimenter.

Hvis en ser nærmere på nordgruppen er det tre undergrupper som trer tydelig fram. Den ene består av de tre stasjonene 25, 26 og 252 ved Sørhamna på Tautrasiden. For å forhindre at det ble for mange undergrupper ble også stasjon 302 ved Nordfjæra på Tautrasiden inkludert her (se også Figur 10). En annen tydelig undergruppe representerer stasjonene 24, 29, 30, 31 og 32 som danner en enhet av relativt dype stasjoner i akkumulasjonsområder. Den førstnevnte ligger i et lite akkumulasjonsområde for seg selv, mens de andre fire ligger i et felles dypparti. Den siste stasjonsgruppen omfatter de fire stasjonene 17, 28, 33 og 34. Dette er stasjoner med relativt stor geografisk spredning, men som likevel har felles trekk med hensyn til fauna. Det er spesielt manglebørstemarken *Scoloplos armiger* (art 8 i vedlegg 3) og slangestjernen *Ophiura albida* (art 69) som skiller disse stasjonene fra de andre stasjonsgruppene. Mot gruppen bestående av stasjonene 25, 26 252 og 302 er også krepsdyret *Eudorella emarginata* (art 29) en viktig diskriminerende art. Denne sistnevnte undergruppen har ellers få tilstedeværende skillende arter mot stasjonene i akkumulasjonsområdene, men arten *Phoronis muelleri* (art 23) bidrar noe i denne henseende. Denne arten er også viktigste skillende art mellom de to sistnevnte gruppene, samtidig som slimormer (Nemertini) og manglebørstemarken *Diplocirrus glaucus* (art 14) betyr relativt mye for forskjellen mellom stasjonsgruppen med hovedtyngde i Sørhamna og den bestående av de mer spredte stasjonene 17, 28, 33 og 34.

Når det gjelder de viktigste artene som ligger til grunn for disse forskjellene er likevel de relativt vanlig tilstedeværende artene på stasjonene 24 og 29-32 som samtidig er fåtallige på stasjonene innen de to andre gruppene viktig. Således er tilstedeværelse av arter som manglebørstemarkene *Maldane sarsi* (art 12), *Myriochele oculata* (art 16) og *Diplocirrus glaucus* (art 14), muslingen *Abra nitida* (art 63) og krepsdyret *Eudorella emarginata* (art 29) typiske for denne stasjonsgruppen i forhold til de andre to. Disse artene er ofte vanlige på finkornig bunn med noe organisk tilførsel.

Innen sørgruppen skiller stasjon 20 seg tydelig ut fra alle de andre (Figur 10 og 11). Ellers deler de øvrige stasjonene seg i to undergrupper; en indre gruppe bestående av stasjonene 19, 21, 22, 212, 222, 223 og 224, og en med de mer åpent beliggende stasjonene 14, 15, 16, 18, 27 og 232 (jf. kartet på Figur 9). Stasjon 20 divergerer fra de andre ved å ha en god bestand av fjærerur *Balanus balanoides* (art 36), samtidig som at skallusa *Ischnochiton albus* (art 40) mangler. Av arter som finnes på stasjon 20, men som er fraværende eller mindre representert i den indre stasjonsgruppen kan nevnes O-skjell *Modiolus modiolus* (art 54), sadelskjell *Heteranomia squamula* (art 51) og manglebørstemarken *Nicolea zostericola* (art 20). Ellers bidrar tilstedeværelsen av muslingen *Modiolus modiolus* (art 54) innen den indre undergruppen til å skille denne fra stasjon 20; mens *Modiolus modiolus* tilstedeværelse innen stasjon 20 skiller denne fra

undergruppen bestående av mer åpnet beliggende stasjoner. Når det gjelder oppsplittingen av de to store undergruppene er forekomstene av muslingen *Mysella bidentata* og skallusa *Ischnochiton albus* innen den indre undergruppen, og slangestjernene *Ophiura albida* og *O. robusta* (artene 69 og 70) samt hjelmsneglen *Acmaea virginea* (art 43) eksklusive forekomst innen de mer åpent beliggende stasjonene, de viktigste skillebidragene.

#### 4.2.3 Utvikling siden 1974

Når det gjelder **krepsdyrene** (Crustacea) har det skjedd en tydelig økning i individer per m<sup>2</sup> etter moloetableringen. Således var dette antallet ca. 45 i 1974, mens det i 1995 og 1999 henholdsvis var ca. 120 og ca. 135. De antallmessige forskjellene her skal en imidlertid ta med en stort forbehold, for spesielt for krepsdyrene så vil de metodiske forskjellene mellom 1974 og 90-tallet kunne spille en betydelig rolle. Likevel er den viktigste enkeltgruppen med hensyn til økning etter moloetablering Cumacea (bl. a. *Brachydistylis resima* og *Eudorella emarginata*), som ikke ble registrert i det hele tatt i 1974. For 1995 og 1999 var antallene per m<sup>2</sup> henholdsvis 25 og 70. En annen krepsdyrgruppe som kom til etter moloetableringen var muslingkrepslekten *Cypridina* med henholdsvis 25 og 10 individer per m<sup>2</sup> i 1995 og 1999. En krepsdyrgruppe som også viste økning etter moloetablering var rur (Cirripedia) som hadde ca. 0,5 individer per m<sup>2</sup> i 1974 mot ca. 5 i 1999.

Felles for de krepsdyrgruppene som kom til etter moloetablering er at det dreier seg om små (ofte ca. 5 mm) organismer som holder til på eller like over bunnen på steder med lite strøm og noe akkumulering av organisk materiale. De var spesielt tallrike i det lokale dyppartiet nord for moloen. Ruren representerer et unntak; den var hyppigst på sørsida av moloen i 1999 og er knyttet til hardt bunns substrat.

Det gjennomsnittlige antall **bløtdyr** (Mollusca) per m<sup>2</sup> gikk tydelig ned etter moloetablering. Antallet i 1974 var ca. 580, mens verdiene for 1995 og 1999 henholdsvis var ca. 130 og 200. Flere bløtdyrgrupper minket i antall, men enkelte viste også økning som følge av endrete miljøforhold. Endringene i artssammensetningen bør imidlertid tillegges mer vekt enn disse forskjellene i individtettheter, ettersom de avdekker responser på endrete miljøforhold, mens forskjellene i individantall også kan være påvirket av metodiske ulikheter (jf. 4.1.2). Skallus (Polyplacophora) fantes med gjennomsnittlig ca. 5 individer per m<sup>2</sup> i 1974, mens tallene for 1995 og 1999 henholdsvis var ca. 15 og 35. Forekomstene etter moloetablering lå først og fremst på sørsiden. Denne gruppen er knyttet til hardt substrat, noe som kan tyde på en økning i eksponerte flater med løse stein i området.

Det gjennomsnittlige antall individer innenfor familien hjerteskjell (Cardiidae) per kvadratmeter sank kraftig etter moloetablering fra ca. 135 i 1974 til henholdsvis ca. 10 og 7 i 1995 og 1999. I 1974 og 1995 fantes kun arten *Cerastoderma edule*, mens det i 1999 var kommet inn andre arter av slekten *Parvicardium*. Den førstnevnte er en fjære- og grunntvannsart, mens *Parvicardium*artene typisk finnes på dypere og dels mer skjærmede lokaliteter. Blåskjellfamilien var representert med artene blåskjell (*Mytilus edulis*), O-skjell (*Modiolus modiolus*) og *Musculus discors* i 1974. Disse hadde en samlet tetthet på ca. 110 individer per m<sup>2</sup>. Etter moloetablering sank antallene drastisk til litt over 3 både i 1995 og 1999. På de to sistnevnte tidspunktene er da også inkludert små forekomster av de to artene *Musculus niger* og *Musculus marmoratus* som ikke ble funnet før etablering av moloen. Sandskjell (Slekt *Mya*) fantes med ca. 85 individer per m<sup>2</sup> i 1974, mens tallene sank til henholdsvis ca. 7 og 20 i 1995 og 1999. Av andre mer sparsomt forekommende bløtdyr som gikk tydelig ned i antall eller forsvant etter

moloetablering kan nevnes sneglene *Gibbula cineraria* og *Bittium reticulatum* samt muslingene *Macoma calcarea*, *Timoclea ovata*, *Spisula elliptica*, slekten *Dosinia*, *Psammobella tellinella*, knivskjell (slekt *Ensis*) og slekten *Thracia*. De to muslingartene *Abra nitida* og *Corbula gibba* økte sine gjennomsnittlige antall per m<sup>2</sup> i området etter moloetablering. De var praktisk talt ikke til stede i 1974. *Corbula gibba* hadde antall rundt 10 i 1995 og 1999, *Abra nitida* hadde ca. 25 i 1999. Disse to artene var hyppigst i det lokale dyppartiet nord for moloen, noe som samsvarer godt med at de ofte finnes i finkornig sediment med noe organisk innhold. Det er imidlertid ikke uvanlig med store naturlige bestandssvingninger hos disse artene.

Felles for de fleste sneglene og muslingene som har gått tilbake etter moloetablering er at de lever i sand eller skjellsand, ofte på litt strømekspanerte lokaliteter.

Når det gjelder totalt antall **pigghuder** (Echinodermata) i gjennomsnitt per m<sup>2</sup>, gikk dette tydelig ned fra 1974 og til de to prøvetakingstidspunktene etter moloetablering. Således var antallet i 1974 ca. 225, mens det i 1995 og 1999 henholdsvis var ca. 60 og 55. Kråkeboller av slekten *Strongylocentrotus* var tallrike i Svaet i 1974, med et gjennomsnittlig antall på ca. 115 per m<sup>2</sup>. I 1995 og 1999 var tilsvarende antall henholdsvis omlag 13 og 8. Kråkeboller kan oppvise store bestandssvingninger fra år til år, men det kan ikke utelukkes at moloetableringen kan ha påvirket bestanden. Spesielt der sedimentforholdene er endret er sistnevnte forklaring sannsynlig. Slangestjerneslekten *Ophiura* var representert med de to artene *O. albida* og *O. robusta*, hver med ca. 40 individer per m<sup>2</sup> i 1974. Begge disse artene sank i antall etter moloetableringen samtidig som de to artene *O. affinis* og *O. sarsi* kom inn i mindre antall. Totalt sank antall individer i slekten *Ophiura* fra omlag 77 i 1974 til henholdsvis ca. 45 og 35 i 1995 og 1999. Sjøpinnsvinet *Echinocyamus pusillus* fantes gjennomsnittlig med 6 individer per m<sup>2</sup> før moloetablering. På de to senere prøvetakingstidspunktene ble det praktisk talt ikke gjort funn. Den eneste pigghudgruppen som økte i antall etter moloetablering var sjøpølser (Holothuroidea). I 1974 ble det ikke registrert representanter for gruppen, mens det i 1995 og 1999 gjennomsnittlig ble funnet mellom 5 og 10 individer per m<sup>2</sup>. Sjøpølsene var dels slike som ofte finnes i finkornige sedimenter (*Cucumaria*-artene og *Labidoplax buski*) og dels slike som ofte er knyttet til sand og skjellsand (*Thyone*-artene).

**Mangebørstemark** (Polychaeta) fantes i gjennomsnittlig 260 individer per m<sup>2</sup> i Svaet i 1974. Etter moloetablering var antallene økt betraktelig med ca. 870 i 1995 og 430 i 1999. Den største økningen fantes for arten *Myriochele oculata*, som fantes med 7 individer per m<sup>2</sup> i 1974. I 1995 og 1999 var tallene henholdsvis ca. 460 og 160. En lignende tendens hadde artene *Maldane sarsi*, *Diplocirrus glaucus* og *Terebellides stroemi*, som alle var fraværende i 1974. I 1995 var de gjennomsnittlige antallene per m<sup>2</sup> for disse tre artene henholdsvis ca. 225, 50 og 20, mens tallene for 1999 var henholdsvis ca. 75, 30 og 15. De fire ovenfor nevnte artene er typiske for finkornige sedimenter med noe organisk innhold, og var spesielt tallrike i det lokale dyppartiet nord for moloen. *Myriochele oculata* og *Maldane sarsi* er rørbyggende mangebørstemark som ofte sitter loddrett i bunnen og dels rager opp over denne. *Terebellides stroemi* har også rør, men er ofte helt nedgravd. *Diplocirrus glaucus* bygger kun kortvarige slimkleddede ganger i sedimentet. To arter mangebørstemark som gikk tydelig tilbake i antall etter moloetablering var *Ophelia acuminata* og *Travisia forbesi*. Den førstnevnte fantes gjennomsnittlig i ca. 115 individer per m<sup>2</sup> i 1974, mens tallene for 1995 og 1999 var rundt 5. *Travisia forbesi* fantes med gjennomsnittlig 17 individer per m<sup>2</sup>, mens den var fraværende på de to siste prøvetakingstidspunktene. Begge disse artene finnes typisk på lokaliteter med sand eller skjellsand.

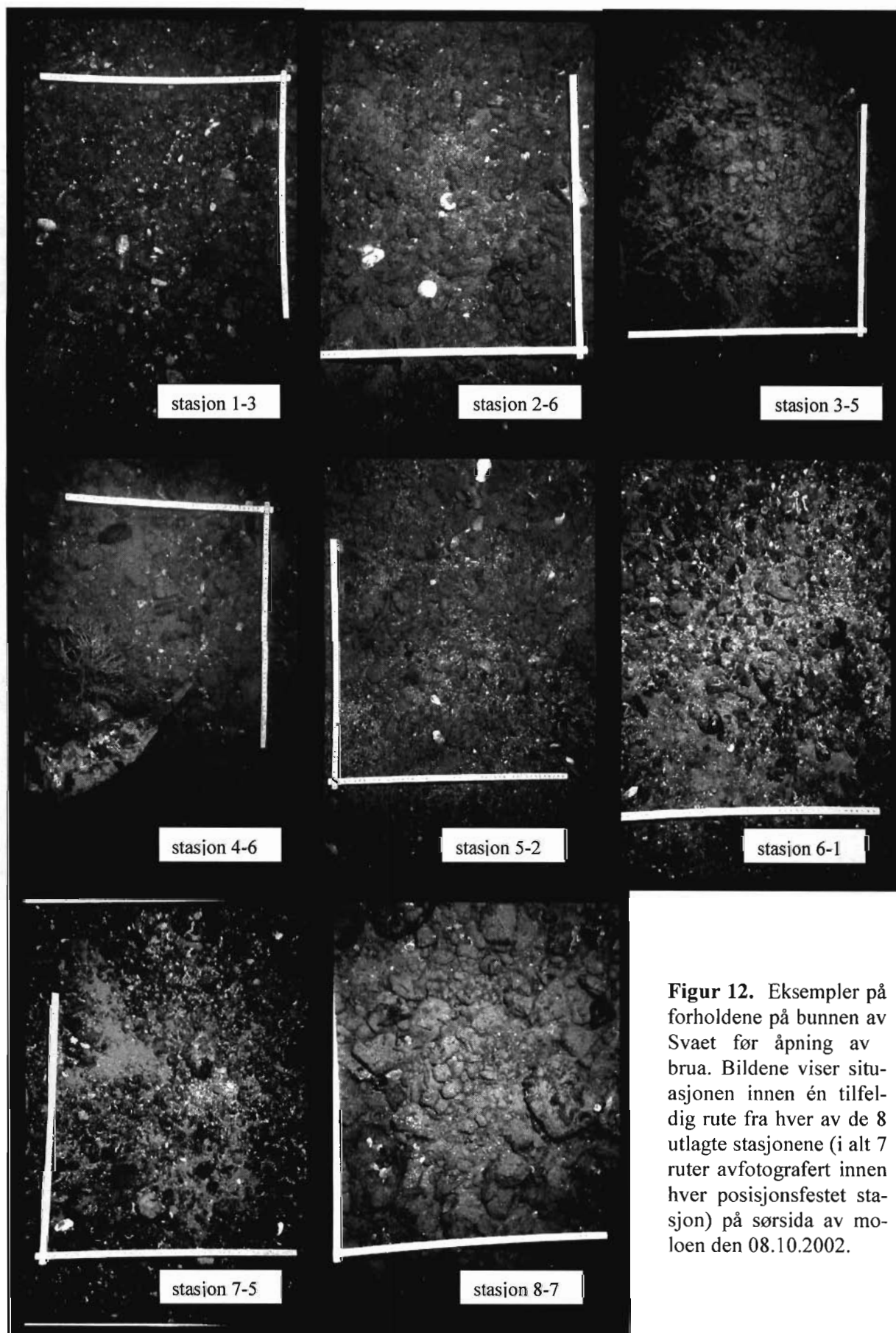
### 4.3 Epifauna, makroalger og bunnsediment

Det forventes at bruåpningen (jf. blant annet SINTEF strømmmodell angitt i Brørs 1996) vil føre til at dagens tilslammete sjøbunn ute i Svaet bli erstattet med en mer strømpåvirket bunn med hardbunns-elementer. Denne vil representere et mer egnet habitat for hardbunnsorganismer som muslinger og snegler enn det vi har i dag der infaunaen dominerer. For spesielt å kunne følge utviklingen av hardbunnsfaunaen (som blir underrepresentert i grabbprøvene ettersom de primært bare får opp materiale på noe løsere substrat; - hardbunn blir da i følge Norsk Standard også rent praktisk definert som bunn der en ikke kan samle prøver med gravende innsamlingsredskaper), har vi supplert grabbprøvene med et posisjonsfestet stasjonsnett der vi har avfotografert blant annet epifaunen (jf. Figur 9b og Vedlegg 2). Innen hver av 8 posisjonsfestete, stratifisert utplasserte stasjonene har vi tilfeldig lagt ut 7 kvadrater på 0,5 x 0,5 meter; i alt er dermed 14 m<sup>2</sup> sjøbunn avfotografert. Dette stasjonsnettet er konsentrert til sørsida av molen, der vi forventer mest positive utslag av bruåpningen når det gjelder endringer i næringsbetingelsene for dykkendene. De enkelte stasjonene er utplassert slik at de til sammen skal fange opp mest mulig av variasjonsbredden med hensyn til de forventete miljøeffektene av bruåpningen. Situasjonen på overflata av disse kvadratene ble avfotografert av dykkere den 8.10.2002. Norsk Standard (2002) gir for øvrig en nærmere beskrivelse av denne metodikken som benyttes til å undersøke et gitt utsnitt av bunnen ved hjelp av fotografering, og videre angis også her hvordan en skal analysere disse bildene.

Noen eksempler på dagens situasjon er vist på Figur 12. Noen av bildene viser at bunnen delvis er tilslammet også på sørsida av moloen, og at det er en fattig epifauna her, uten noen påviste blåskjellopphopninger. Stort sett blir bare fragmenter av skjell (beitete ?) påvist på bildene, samt noen få slangestjerner. En nærmere analyse av billedmaterialet vil nok også kunne fange opp en del mer levende epifauna, og det er mulig å foreta en nærmere analyse av substratet innen de ulike avfotograferte kvadratene. Utviklingen av skjellfragmenter på bunnen er det imidlertid også verd å følge opp, ettersom høy andel av slike fragmenter indikerer et høyt predasjonspress, spesielt fra dykkender (Cadee 1994).

For å kunne få fanget opp hvordan antall aktuelle næringsdyr endres innen dette stasjonsnettet, må det følges opp med tilsvarende undersøkelser etter at det sentrale partiet av moloen nå blir åpnet. Ved hjelp av dette bildematerialet kan en altså ved en eventuell etterundersøkelse gå videre med en kvantitativ analyse av bunnssubstrat og forekomst av næringsdyr på overflata (epifaunaen) nå like før åpning, og sammenligne denne situasjonen med ulike intervaller etter at moloen blir åpnet. En slik nærmere bearbeidelse av dette materialet vil først være interessant når vi har fått samlet tilsvarende fotosett fra ulike tidspunkt etter bruåpningen, og er derfor ikke utført enda. På samme måte som for grabbprøvene bør den første etterundersøkelsen av epifaunaen og bunnssubstratforholdene foretas relativt raskt etter åpning, og senere gjentas årlig noen år til vi får kartlagt utviklingen og eventuelle årlige svigninger og/eller sykluser. Deretter kan disse registreringene gjentas med noen års mellomrom for å kunne følge de mer langsiktige effektene av tiltaket.

For å ha enda en metode for karakterisering av bunnforholdene på Svaet før og etter åpningen av moloen ble det den 25. og 26. september 2002 videofilmet to transekter av bunnen. Transektene ble plassert på hver side av og parallelt med moloen og markert med 1000 meter line (jf. Figur 9c). Linen ble satt fra båt og videofilmet av dykker umiddelbart etter settingen. Linen ble så tatt opp igjen. Videoene både fra nord og sørsiden viser en noe økende grovhet i sedimentet fra startpunkt og sørøstover. Sedimentet på sørsiden er noe grovere enn på nordsiden. På sørsiden var det noe sukkertare, mens det på nordsiden ble det observert en tett bestand av



**Figur 12.** Eksempler på forholdene på bunnen av Svaet før åpning av brua. Bildene viser situasjonen innen én tilfeldig rute fra hver av de 8 utlagte stasjonene (i alt 7 ruter avfotografert innen hver posisjonsfestet stasjon) på sørsida av moloen den 08.10.2002.



sjøfjær ved startpunktet. Arbeidet på overflaten med etablering og filming av transektene ble gjort med lettått.

Allerede 28. mai 1999 ble det gjort forsøk med videofilming av sjøbunnen på Svaet. Den gangen ble det brukt en liten miniubåt fra stasjon 21 og nordvestover mot stasjon 22. Utstyret ble vurdert som uegnet pga kort rekkevidde og dårlig retningsstabilitet over lange avstander. Likevel foreligger to videosekvenser som dekker ca 300 meter av linjen mellom stasjonene 21 og 22. Den viktigste observasjonen på denne videoen var foruten den samme bunnstrukturen som senere er avbildet i forannevnte vidoopptak fra 2001, et lag med "fluffy" makroalger (brunli/perlesli) på og like over bunnen. Dette laget/skyen kan dersom det får utvikle seg utover sommeren muligens være et hinder for utvikling av fauna på bunnen, eller for fuglers næringsøk. Samme dato ble det av dykkere observert lagdeling i sjøen, med et klart sjikt (ca 15-20 cm) over blåskjellbankene i et ellers ganske så grumset sjøvann. Dette indikerer liten omrøring i vannmassen slik at blåskjellene rekker å filtrere ut alle næringsorganismene i vannet de er i direkte kontakt med. Dette gir igjen næringsmangel for blåskjellene, med dårlig produksjon i blåskjellbankene som resultat.

#### 4.4 Vurdering av næringsforholdene for vannfugl før bruåpningen

Som omtalt i kapittel 3.7 er det primært forekomsten av muslinger og tildels snegler, og i mindre grad pigghuder og krepsdyr, som representerer de potensielt viktigste næringskildene for dykkendene ute i Svaet. Som vist i Tabell 3 i kapittel 4.1.3 har viktige næringsarter innen disse bunndyrgruppene forsvunnet eller gått sterkt tilbake etter at strømmen over Svaet ble avstengt. For de vannfuglene som har denne faunaen som sin næringskilde er det ikke bare er den numeriske situasjonen (den blir for øvrig diskutert i kapittel 5.2) som er interessant, men i minst like stor grad hvorvidt det forekommer næringsorganismer som kan gi et tilstrekkelig stort nok næringstilskudd, dvs. at det forekommer næringsdyr av en viss størrelse. I en næringsundersøkelse av ærfugl utenfor Tromsø fant f.eks. Bustnes & Erikstad (1990) at blåskjell (*Mytilus edulis*) med lengder mellom 10 og 20 mm ble foretrukne. Denne lengdekategorien sammenfalt med den som inneholdt mest kjøttvekt i forhold til skallvekten i det aktuelle området. Vi har derfor supplert den kvantitative undersøkelsen med en oppmåling av størrelsen av de innsamlete bunndyrene fra grabbprøvene ute i Svaet høsten 1999 (Tabell 5).

Ettersom den gjennomsnittlige størrelsen på de registrerte muslingne (*Bivalvia*) ute i Svaet høsten 1999 var tildels betydelig mindre (< 5 mm i mange av sektorene, jf. Tabell 5) enn det som tidligere er funnet å være prefererte størrelser på beiteblåskjell (i følge Bustnes & Erikstad 1990), kunne næringssituasjonen for vannfugl som normalt lever av bunndyrfaunen ute i Svaet ikke være spesielt oppløftende på dette tidspunktet. De største muslingene ble registrert ved Åbåten og i bukta vest for Store Grasholmen, og de største sneglene (*Gastropoda*) ble funnet innenfor sektoren inn mot Holmberget på Frostasida. Dette samsvarer bra med de prefererte beitesektorene for ærfugl, og delvis for sjøorre, under vårtrekket dette året (jf. Figur 6a & b). Under mytetiden lå det dessuten mye ærfugl i sektoren ut mot Skaget (Figur 7a), en sektor der det også ble funnet relativt store muslinger. Tettheten (antall individer per stasjon) av muslinger høsten 1999 var samtidig størst innenfor noen av sektorene der det ikke var registrert spesielt store ansamlinger av dykkender tidligere på året. Dette gjelder spesielt for stasjonen utenfor Store og Lille Grasholmen og for de stasjonene som ligger nord for moloen på Frostasida (hit ut trekker riktignok ærfuglhunnene fra Åbåten med sine nyklekte kull). Under de marinbiologiske innsamlingene i 1999 ble det ikke registrert større blåskjellansamlinger noe sted i Svaet, men på ekstremt lavvann fant vi mindre partier med tette blåskjelltilslag nederst i fjæra ved Store Grasholmen; en lokalitet der det

lå en stor ansamling av dykkender under myteperioden. Dessuten avdekket undersøkelsene av fjæreamrådene i 1995 at det var en forholdsvis rik forekomst av østersjøskjell (*Macoma balthica*) nettopp inne på dette fjæreamrådet, mens blåskjell og hjerteskjell (*Cerastoderma edule*) ble funnet i større mengder i fjæra nord for Kuøra (Hokstad m. fl. 1995).

Det ble ikke registrert spesielt mange snegler innen noen av sektorene (Tabell 5); denne bunndyrgruppen kan derfor knapt representere noe stort næringspotensial for dykkendene i Svaet slik forholdene var høsten 1999. Et mulig unntak kan her være de relativt bra oppsøkte arealene helt sør i Svaet der vi mangler data fra bunndyrfaunaen grunnet problemer med å få samlet materiale. Bunnsubstratet her indikerer imidlertid at dette kan være et område med egnet habitat for snegler. En god del muddersnegler (*Hydrobia ulvae*) ble dessuten registrert i fjæra mellom moloen og Lille Grasholmen i 1995 (Hokstad m.fl. 1995). Dette er imidlertid så små snegler (< 6 mm) at de helst bare er særlig egnet som føde for vadere.

Trolig kan det bildet vi nå registrerer for bunndyrfaunaens situasjon ute i Svaet være påvirket av predasjonstrykket fra dykkendene. Det er kjent at sjøfugl i gjennomsnitt konsumerer omlag 15-25 % av den årlige makrobentiske biomassen i nordlige tempererte estuarier (Scheiffarth & Nehls 1997), og at det årlig kan fjernes enda større andeler av blåskjellbestanden (Nehls m.fl. 1997). Innen en dansk overvintringslokalitet for ærfugl beregnet Larsen & Guillemette (2000) at den lokale bestanden beitet ned fra 22 til 64 % av den totale bentiske biomassen innen ærfuglens mest prefererte dykkerdyp (ned til 6 m). Dessuten avdekket vi at det var mye skallfragmenter fra bløtdyr på bunnen av Svaet ved avfotograferingen høsten 2002.

Svaet har hatt en lang tradisjon som et viktig furasjeringsområde for mange arter vannfugl. Når så næringsressursen endres i negativ retning på grunn av inngrep i miljøet kan en forvente at næringsressursen blir beitet enda hardere ned enn normalt, og at arter utenom de som vanligvis blir foretrukne blir beitet så lenge de har riktig størrelse. Til slutt kan likevel fuglene blir presset ut fra dette tradisjonelle området, eller de vil også kunne dø av næringsmangel (Beukema 1993). Den situasjonen vi avdekker i dag; både i forhold til at det er færre individer dykkender i området og at disse har endret tilholdssteder ute i Svaet, og at det har skjedd endringer i bunndyrsamfunnet både i forhold til arts- og størrelses-sammensetning; sannsynliggjør at mattilgangen er en sterkt begrensende faktor i forhold til hvor store mengder dykkender som under de rådende forholdene kan oppholde seg innenfor dette verneområdet.

**Tabell 5.** Gjennomsnittsstørrelsene (i mm) og antall individer (n) av de forekommende bunndyrgruppene i grabbbprøvematerialet fra september 1999 innen de 16 benyttete sektorene under vannfugltellingene i Svaet (TNI2 = Tautra-sida, Nord-sida av moloen, Indre sone lengst fra moloen; TNY2 = Tautra-Nord, Ytre sone..., FSI1 = Frosta-sida, Sør-sida av moloen, Indre sone nærmest moloen osv, jf. også Figurene 2, 6 og 7). Antall grabbstasjoner som ligger innenfor hver av de 16 ulike sektorene er også angitt. Antall dyr per stasjon får en derfor ved å dividere n med antall stasjoner innenfor hver av de aktuelle sektorene. \* = stasjoner som det mangler materiale fra på grunn av metodiske problemer (stasjon 23 ble erstattet med en ny stasjon 232 i 1999)

<b>Sektorer Tautrasida:</b>	<b>TNI2</b>		<b>TNY2</b>		<b>TNI1</b>		<b>TNY1</b>		<b>TSI1</b>		<b>TSY1</b>		<b>TSI2</b>		<b>TSY2</b>	
<b>Stasjonnr.:</b>	<b>232+23*+25</b>				<b>252</b>		<b>26+34</b>		<b>222</b>		<b>212+22+224</b>		<b>15+16</b>		<b>14+17</b>	
<b>Antall stasjoner:</b>	<b>2</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>2</b>		<b>1</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>2</b>	
	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt
Diverse	20	20,1	0	0	22	9,4	32	25	4	23,1	8	3,1	4	10,6	10	10
Polychaeta	164	19,1	0	0	101	14,6	251	13,6	39	10,6	53	15,7	51	11,4	206	16,5
Amphipoda	21	4,2	0	0	18	2,8	20	5,5	8	2,5	44	3,4	10	5	28	3,8
Div crustacea	37	5,8	0	0	14	3,2	28	5,7	30	10,4	4	5	7	13,9	12	5,8
Polyplacophora	5	5,5	0	0	0	0	2	5	18	4,4	99	6,6	50	6,6	6	6,7
Gastropoda	15	5,3	0	0	3	4,2	15	5,8	16	3,8	49	3,6	22	4,3	51	5,4
Bivalvia	39	7,5	0	0	8	3,1	26	4,6	122	4,7	104	4,7	30	6,8	108	4,1
Echinodermata	36	40,6	0	0	6	50,8	42	33	5	26,5	42	13,5	30	25,1	72	29,1

<b>Sektorer Frostasida:</b>	<b>FNI2</b>		<b>FNY2</b>		<b>FNI1</b>		<b>FNY1</b>		<b>FSI1</b>		<b>FSY1</b>		<b>FSI2</b>		<b>FSY2</b>	
<b>Stasjonnr.:</b>	<b>24+28</b>		<b>27</b>		<b>29+302+31</b>		<b>30+32+33</b>		<b>19+20</b>		<b>18+21+223</b>		<b>12*</b>		<b>13*</b>	
<b>Antall stasjoner:</b>	<b>2</b>		<b>1</b>		<b>3</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>3</b>		<b>1</b>		<b>1</b>	
	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt	n	gj.snitt
Diverse	15	22,7	4	8,8	42	19,1	56	14,6	4	8,8	13	8,1	0	0	0	0
Polychaeta	397	16,9	35	24,9	875	15,7	1052	14	10	8	23	8	0	0	0	0
Amphipoda	113	4,9	18	5,6	149	4,3	264	4,7	18	3,1	13	4,4	0	0	0	0
Div crustacea	28	2,9	8	6,3	29	3,9	116	3,6	9	8,6	26	8,1	0	0	0	0
Polyplacophora	4	2,5	2	2,5	0	0	0	0	18	3,6	67	5,3	0	0	0	0
Gastropoda	26	6,9	7	3,2	24	3,1	34	7,4	12	6,5	24	4,6	0	0	0	0
Bivalvia	72	4,1	41	5,5	163	4,7	233	4,2	22	5	21	4,9	0	0	0	0
Echinodermata	46	62,1	38	35,9	53	47,4	59	54,4	4	8,8	18	16,8	0	0	0	0

## 5 DISKUSJON

### 5.1 Konsekvenser av innvandrete rovdyr og annen forstyrrelse

Det finnes utallige referanser i litteraturen som viser hvor uforenlig tilstedeværelse av rev og mår-  
dyr i hekkekolonier for sjøfugl er i forhold til et vellykket produksjonsresultat (se f.eks. Ytreberg  
1956, Duebbert & Lokemoen 1980, Røv & Frengen 1980, Folkestad 1982, Gerell 1985). Rovdyr  
som har vandret ut til Tautra etter at øya ble landfast med Frosta via veimoloen over Svaet har da  
også forårsaket dramatiske konsekvenser for sjøfuglkoloniene her. De tidligere hekkekoloniene  
av ærfugl ute på Lille Grasholmen og fra Skogbukta (bukta vest for Store Grasholmen) og til spis-  
sen av Skaget er i dag helt forlatte, og det samme er nå i ferd med å skje ute på Kviningen. Også  
de tidligere store hekkelokalitetene med fiskemåke ved Sjødammen/Lille Grasholmen og til og  
med Skogbukta er stort sett forlatte. Disse koloniene lå innenfor reservatet i sonen med ferdsels-  
forbud i hekkesesongen, men samtidig var det nært opp mot skogen, noe som medførte en ekstra  
stor predasjonsrisiko fra innvandrete rødrev, mår og grevling for de rugende fuglene. Røys-  
katt/snømus er det nå sist vinter dessuten sett sportegn etter (Roar Pettersen pers. medd.). Minken  
synes ikke å ha representert en så stor trussel som en først kunne forvente (Erlinge 1969, Ferreras  
& McDonald 1999, Jedrzejewska m.fl. 2001, Nordström m.fl. 2002, men se også Bevanger &  
Ålbu 1986), og den har trolig bare forekommet mer sporadisk ute på Tautra. Dagens situasjon  
med lite mink kan også sees i sammenheng med oterens frammarsj i Trondheimsfjorden, ettersom  
det er kjent at oteren kan utkonkurrere minken i gode oterhabiter (Erlinge 1972, Kauhala 1996).  
Oteren er et fast innslag i øyas fauna. Denne rovdyrarten vil være på Tautra uavhengig av rovvilt-  
sperre ute på brua. Den har også hatt en historisk sameksistens med sjøfuglene. Det er uklart om  
oteren, som primært ernærer seg av fisk (Heggberget 1993), kan representere noen særlig trussel  
for hekkebestandene av vannfugl ute på Tautra. Enkelte undersøkelser har imidlertid avdekket at  
fugler, og spesielt unger av vannfugler, kan utgjøre en relativt betydelig numerisk andel av ote-  
rens diett (jf. f.eks. Erlinge 1972, Jurajda m.fl. 1996, Libois 1997).

De firbeinte predatorer som er kommet over til Tautra via veimolen påvirker hekkesuksessen for  
vannfuglene både ved direkte predasjon og ved andre sekundære tapsårsaker. Der rev eller mår  
jevnlige har vært til stede har ærfuglkoloniene brutt helt sammen. Selv ved en mer moderat opp-  
trede av rovvilt har deres sporadiske tilstedeværelse fått store negative følger. Dette på grunn av  
at en del rugende hunner blir tatt på reir. Skulle rovviltet bare skremme hunnene av reirene, så  
representerer likevel denne forstyrrelsen en økt risiko for en annen eggpredasjon. Kråkefuglene og  
stormåkene følger med når hunnene blir skremt bort fra reirene, og kan, når de ser at disse blir  
skremt av reira, fritt ta seg til rette (jf. Götmark & Åhlund 1984). Denne sekundære fuglepreda-  
sjonen på eggstadiet kan for øvrig like gjerne skyldes at hunnene blir skremt av reira på grunn av  
forstyrrelse fra menneskelig ferdsel eller hunder og katter. Trusselen fra kråkefugler på Tautra må  
også sees i sammenheng med at en i 2001 fant 13 kråketerritorier og 7 skjæreterritorier her, dette  
tilsier en kråketetthet på 7,8 par/km<sup>2</sup>. Større tetthet er ikke kjent fra Skandinavia (Faanes &  
Pettersen 2001b). Under oppsynstjenesten ble det da også registrert en del predaterte ærfuglreir på  
eggstadiet ute på Åbåten dette året, og samtlige av disse kunne tolkes som predatert av kråkefugl  
(Faanes & Pettersen op.cit.).

Gjentatte forstyrrelser på hekkeplassen kan føre til at mange hunner utsetter hekkingen, og dess-  
uten vil mange av de som har fått predatert eggene sine på et tidlig stadium av hekkesesongen  
kunne forsøke seg med omlagte kull. Dette har ført til at hekkesynkroniteten innen koloniene blir  
meget dårlig; - i 1994 var det en jevn tilgang på dununger på minst 6 uker mellom første og siste  
klekte kull på Åbåten (Thingstad m.fl. 1994). Den asynkrone klekkingen fører også til at en økt  
andel av ungene blir predatert av måkefugler ettersom de over en lang periode får tilgang på små

dununger, noe som er en føde de vet å sette pris på (se f.eks. Hunt & Hunt 1976, Hillström m.fl. 1994). En synkron klekking innen ærfuglkoloniene gir et kortvaring overskudd av dununger, og dermed klarer ikke måkefuglene å ta en så stor andel av disse. Under normale forhold forekommer det imidlertid også noen seine kull, hovedsakelig fra førstegangshekkere. Disse er derfor under mer normale forhold også spesielt utsatte for måkepredasjon.

I tillegg til alle disse predasjonsproblemene, representerer også forstyrrelse fra økt menneskelig ferdsel et ytterligere problem (Husby 1994). Denne forstyrrelsen fører til mange av de samme indirekte negative effektene som de rovviltet forårsaker. F. eks. vil ærhunner som blir skremt av reiret ikke rekke å dekke til eggene med dun, noe som også medfører en betydelig forhøyet predasjonsrisiko selv om eggpredatorene nødvendigvis ikke skulle se at hunnene blir skremt av (Götmark & Åhlund 1984). Den samlede effekten av predasjon og forstyrrelser illustreres foruroligende godt av at forholdet mellom registrerte reir og antallet voksne hanner utenfor hekkekolonien av ærfugl på Åbåten var 1:7 våren 2002; "normalt" er dette forholdet omlag 1:1.

Ærfuglungene blir først flygedyktige og relativt ferdigutviklede ved ca. 2 1/2 måneds alder (Haftorn 1971). Unger fra seine kull blir små og i dårlig kondisjon, og med minsket overlevelses-sjansje første vinter. Fugl med svekket kondisjon er også mer utsatt for ektoparasittiske angrep. Dette viser mange rapporter om massedød på grunn av parasittinfeksjoner, spesielt etter harde vintre (Cramp & Simmons 1977:597, Christensen m.fl. 1997).

I dag finner vi den resterende hekkebestanden av ærfugl og også mesteparten av fiskemåkene ute på de nordlige arealene av øya, utenom de delene av øya som har reservatstatus der det er ferdselsforbud i hekketiden. Den menneskelige ferdselen her kan nok ha minsket tilstedeværelsen av rev og mår noe, men den forårsaker samtidig hyppigere forstyrrelser av rugende fugler. Rovpattedyr forekommer imidlertid også innenfor disse nordlige lokalitetene, og spesielt ute på Kviningen der predasjonen av de siste hekkende ærfuglhunnene er betydelig. Innen de aktuelle arealene på Åbåten er det kun plass til en liten del av de tidligere hekkebestandene, samtidig som at egg- og ungetapene også her er unormalt store. Fortsetter den trenden vi har hatt siden moloen ble etablert, vil det kun være snakk om få år før øya helt har mistet sin betydning som produksjonsområde for ærfugl.

Klarer ærfuglungene seg over den første kneiken kan de som tidligere beskrevet oppnå en anselig alder. De går da også til hekking først som 3-åringer (enkelte hunner som 2-åringer), og selv om de legger ganske store kull er også det normale tapet av egg/unger så stort at det tar tid å bygge opp en lokal hekkebestand. Dette tilsier at det vil gå noen år før de mer langsiktige effektene av det som nå skjer ute i hekkelokaltitene kan avdekkes. I hvor stor grad de forvaltningsgrepene en nå gjennomfører vil gi de tilsiktede effektene eller ikke, spesielt hva angår ærfuglens hekkebestand ute på Tautra, vil derfor først la seg endelig evaluere etter en del år.

## 5.2 Konsekvenser av endringer i marinbiologiske forhold ute på Svaet

Tidligere lå det store mengder med dykkender, samt en god del lommer, dykkere og andre vannfugler ute i Svaet på vinters tid (Frengen & Suul 1976, Thingstad & Frengen 1990, Thingstad m.fl. 1994). Under mytetiden på ettersommeren forekom det på ny en stor opphoping av dykkender. Tautra huset dessuten en meget stor hekkebestand av ærfugl. Disse store forekomstene av dykkender var den viktigste premissen for at dette området fikk sin vernestatus. Dessverre har disse forekomstene vist en klar negativ utvikling etter at steinmolen over Svaet ble bygd, noe som primært må tilskrives forverrete næringsforhold ute i Svaet. For de fiske-

etende sjøfuglgruppene (lommer, dykkere og skarv) synes derimot næringsforholdene å være minst like gode nå som før moloen ble etablert, i alle fall har en ikke registrert noen nedgang av disse bestandene i området, snarere tvert imot. For flere av vannfuglene, som forekommer under vår- og høst-trekket, er bunndyrfaunaen ute i Svaet av underordnet betydning. For eksempel beiter de mange vaderne som opptrer under trekktiden hovedsakelig på infaunaen i fjæreområdene; og vi har ingen indikasjoner på at denne næringsressursen er blitt vesentlig endret etter at steinmoloen ble etablert over Svaet. Undersøkelsene i 1995 avdekket i alle fall at det fortsatt var en rik forekomst av manglebørste-marker, og dessuten bra mengder med muslinger og snegler, i fjæreområdene her (Hokstad m.fl. 1995).

Dykkendenes bestandsreduksjoner kan klart sees i sammenheng med de miljøendringene som har skjedd ute i Svaet etter at strømmen her ble avstengt. (For den lokale hekkebestanden av ærfugl spiller predasjonssituasjonen også en vesentlig rolle.) Mye av nøkkelen til hele verneområdet sin ornitologiske verdi er derfor knyttet til den marine faunaen på bunnen av Svaet, og da spesielt dens næringspotensial for dykkender. Denne faunaen er i dag dominert av små rørbyggende manglebørstemarker, en artsgruppe som stort sett er lite egnet som føde for vannfugl. To arter manglebørstemarker har likevel gått markert tilbake etter byggingen av moloen, og dette er relativt store, ikke rørbyggende arter som er mer lett tilgjengelige; og følgelig kan de tidligere ha representert en næringskilde. Av pigghudene er det kjent at kråkebollene, som er blitt mindre tallrike, kan beites regelmessig av dykkender (spesielt ærfugl), mens sjøpølsene som har økt den senere tiden er bare kjent som attraktive byttedyr fra Svalbard (Løvenskiold 1954). I krepsdyrfaunaen har også skjedd en betydelig endring idet det har kommet til mange nye arter som lever av akkumulert organisk materiale der det er lite strøm. Disse er imidlertid små organismer som er lite aktuelle som næringsdyr for dykkender. Uansett er det forekomsten av bløtdyr (spesielt muslinger) som vil være mest direkte koblet opp mot dykkendenes ulike forekomst før og etter at moloen ble bygd, og nå før og etter bruåpningen. Her framkommer det da også en del interessante forskjeller mellom materialet fra 1974 og det fra 90-tallet. Spesielt den klare reduksjonen i forekomsten av de gruppene som er kjent som de viktigste næringsdyra (jf. kapitlene 3.7 og 4.4), nemlig familiene hjerteskjell og blåskjell, er det verd å legge merke til. Også andre aktuelle næringsarter innen muslingene (f.eks. sandskjell) og en del aktuelle sneglararter har gått tilbake. Dessuten er gjennomsnittstørrelsene av de muslingene som fortsatt finnes her relativt små, og mindre enn de prefererte byttedyrstørrelsene for dykkendene. En mer kvantifisert status (per mai 1999) for bløtdyrfaunaen er for øvrig gitt i kapitel 4.4. Alt i alt viser undersøkelsene våre at det bør være et betydelig forbedringspotensial når det gjelder forekomstene av de viktigste byttedyra for dykkendene ute i Svaet. I og med at deler av moloen nå blir åpnet, forventer vi at dykkendene på litt sikt kan høste gevinsten av en reetablerit rik næringsfauna her. Det vil være av stor viktighet å følge den restaureringsprosessen som nå vil settes i gang i og med at det blir gjenkapt bedre strømforhold over sentrale deler av dette marine gruntvassområdet.

### 5.3 Status før åpning av brua - utfordringer framover

Den kompakte veifyllingen over Svaet har altså ført til at fødetilgangen for mange av de "sentrale" vannfuglartene innen dette Ramsarområdet er blitt vesentlig redusert, samtidig har et stort predasjonspress fra innvandrete rovpattedyr nesten utradert Tautras tidligere så store hekkebestand av ærfugl. Områdets status som et våtmarksområde av internasjonal betydning for vannfugl kan derfor ikke lenger forsvares uten at en blir foretatt skikkelige restaureringstiltak (Tingstad 1988, Brox 1993, Ryan 1994, Thingstad m.fl. 1994), noe ansvarlige forvaltningsmyndigheter nå endelig har tatt konsekvensene av. Det ble derfor framskaffet et økonomisk grunnlag som har muliggjort at moloen nå vinteren 2002/2203 blir åpnet med et 350 meter

breddt bruspen. I følge SINTEF sine modelleringer (Brørs 1996) skal denne bruåpningen bidra til å gjenopprette 40-50 % av tidevannsstrømmen gjennom sentrale deler av Svaet, og ved selve åpningen vil det bli sterkere strøm enn opprinnelig i et område som er vel 300 meter bredt og 1000 meter langt. Dette vil delvis reetablere de økologiske forholdene som muliggjorde det tidligere så rike næringsgrunnlaget for marine ender ute i Svaet. Dette under den forutsetning av at renna under brua blir så dyp som forutsatt i modellen, dvs. på nivå med sjøbunnen på dette partiet av Svaet (brua er innplassert i den tidligere "djuprenna" i Svaet).

I forbindelse med brua blir det satt opp en rovviltspærre, slik at en kan få stanset innvandringen av rev, mår og grevling ut til Tautra. En må forutsette at denne viltsperre (porten) ute ved brua blir effektiv. Likevel blir det åpne sjøområdet nå bare på omlag 350 meter, derfor kan en fortsatt risikere at noen få rovpattedyr vil komme seg over til Tautra sjøveien (spesielt mink). Derfor må til oppsynsfunksjonen knyttes et apparat som kan sikre at rovdirene som måtte klare å ta seg ut hit umiddelbart blir jaktet ut, dette innbefatter også villkatter. Det bør videre settes ut minkfeller på begge sider av steinmoloen på Tautrasida av bruåpningen. Dessuten må det foretas årlige sporinger etter rovpattedyr på snøføre på vårvinteren ute på Tautra, dette for å kontrollere om øya virkelig er fri for disse artene forut for hver hekkesesong. Løse hunder og katter må ikke forekomme her ute i hekketiden. Bekjempelse av kråkefugler gjennom eggsanking og kråkefeller (jf. Faanes & Pettersen 2001b) kan med fordel fortsette som en del av oppsynsvirkosomheten. En bør også evaluere effektene av predasjonstrykket fra svartbak og gråmåke bedre. Som et skjøtselstiltak under oppbyggingsfase av den lokale hekkebestanden av ærfugl kan det være aktuelt også å beskatte disse. Svartbaken (og gråmåken ?) synes nå å ha tatt helt over ute på Øksningen (egne observasjoner, Faanes & Pettersen 2001a). Når det gjelder predasjonsrisikoen fra gråmåke er det kjent at det er spesielt de solitære parene som kan spesialisere seg som predatorer på fugleegg (Bergman 1982). Som et avbøtende tiltak i forhold til fuglepredasjon bør en også utplassere såkalte ærfuglhus (av skikkelig utforming og størrelse) innen de aktuelle hekkelokaltitene. Disse ærfuglhuse vil også skjerme mot tråkkskader fra bufe. Som et bidrag i bestrebelsene med å få reetablert hekkekolonien ute på Skaget kan derfor dette også være et virkemiddel her.

Hvor vellykket denne store satsingen på Tautras naturmiljø vil vise seg å bli, er imidlertid også avhengig av hvordan en løser andre forvaltningsutfordringer. Et aktuelt problem er den økte menneskelig aktiviteten fra av de mange besøkende ut til Tautra nå etter at øya er blitt landfast (Husby 1994, Thingstad m.fl. 1994). En av målsetningene må være at alle de som ønsker å få oppleve de store og spesielle naturkvalitetene her ute ikke må bli unødvendig avskrevet fra disse, men samtidig må den økte menneskelige tilstedeværelsen ikke resultere i at nettopp disse kvalitetene blir reduserte. Tilrettelegging og dermed styring av ferdselen, samt en effektiv oppsynstjeneste i hekkesesongen, er derfor helt nødvendig. Flere avskjermete fugletårn, gjerne ute på moloen ved bruåpningen og et stykke fra Måsdammen, men med innsyn til denne, bør vurderes. Det er i alle fall et skritt i feil retning at et eksisterende fugletårn ble revet i 2002. Tilrettelegging og styring av ferdselen kan sikre at de besøkende får oppleve de ornitologiske kvalitetene her ute uten at fuglene blir vesentlig forstyrret. Dette vil øke forståelsen hos "folk flest" for at det nå blir satset en del midler til nødvendige miljøtiltak i dette verneområdet. Det er imidlertid et paradoks at de fleste hekkekoloniene i dag ligger utenfor naturreservatet, og dermed innenfor arealer uten styring av ferdselen i hekketiden. Samtidig er det ferdselsrestriksjoner ut mot Skaget, der det i dag nesten ikke forekommer hekkende vannfugler. Om ikke annet er mulig, bør en vurdere om ikke Viltlovens § 3 og § 7 kan anvendes. I § 3 slås det fast at: "Ved enhver virksomhet skal det tas hensyn til viltet og dets egg, reir og bo, slik at det ikke påføres unødig lidelse og skade". Og videre i § 7: "I områder som har særlig verdi for viltet, kan Kongen fastsette forbud mot anlegg, bygging og annen virksomhet, herunder ferdsel, der-

som dette er nødvendig for å bevare viltets livsmiljø". Foruten forstyrrelser fra folk i hekkekoloniene ute på Tautra kan båttrafikk ute i Svaet presse de beitende fugleflokkene her. Dette siste vil bli spesielt aktualisert nå når det blir en bruåpning i steinmoloen over Svaet. Etableringen av en større caravanpark, med tilhørende fritidsbåter på sørspissen av Frosta like inn til verneområdet bidrar sterkt til å øke denne belastningen. Med henvisning til § 3 bør en kunne begrense disse forstyrrelsesmomentene. Særlig sett i lys av den helt spesielle betydningen Åbåten nå har for å kunne bygge opp igjen øyas hekkebestand av ærfugl, bør en snarest søke å få anvendt Viltlovens § 7 slik at en kan få redusert forstyrrelsene fra folk i dette området. I alle fall bør en sterk begrensning av ferdelsen ute på Åbåten kunne opprettes fram til et tidspunkt der en har fått reetablert gode hekkebestander innen andre deler av øya, og da forhåpentligvis innen de arealene som allerede har ferdselsforbud i hekketiden (reservatdelene).

Innen verneområdet som omfatter Svaet bør garnfiske reguleres slik at en ikke risikerer en bifangst av sjøfugl (jf. Tasker m.fl. 2000, se også oppslag i Trønder-Avisa den 19. og 20. juni 2002 om massedød av ærfugl i Beistadjorden på grunn av garnfiske). Spesielt må en nå i en periode med en mulig oppbygging av den lokale ærfuglbestanden på Tautra unngå ytterligere belastninger på denne. Disse fuglene oppholder seg for øvrig trolig i eller ved Svaet i mesteparten av året (hekketiden, myteperioden og under vinteren).

En forutsetning for en framtidig mer vellykket forvaltning av området er at dagens statiske vernebestemmelser blir erstattet med mer dynamiske bestemmelser, slik at de bedre kan tilpasses de forvaltningsutfordringer en til enhver tid står overfor innen *hele* dette verneområdet. I så måte er dagens husdyrbeite ute på Tautra illustrerende når det gjelder de aktuelle forvaltningsutfordringene. Ettersom det i dag kun er et bruk som opprettholder husdyrproduksjonen ute på Tautra (Brustad m.fl. 1996), har det f.eks. ute på Kviningen ikke vært husdyr på beite på en stund, og dermed holder deler av dette kulturlandskapet på å gro igjen. Skal øyas karakter som et åpent kulturlandskap opprettholdes, er det derfor nødvendig å reetablere et moderat beitepress fra sau, storfe og/eller eventuelt hester på disse arealene. Husdyr er et "naturlig element" innen den naturtypen vi har her i dag, og indirekte kan husdyr på beite også bidra til en bedre mattilgang for mange fuglearter (mer meitemark og en rikere insektfauna på grunn av husdyrgjødsel). På den andre siden er heller ikke et for stort beitepress av det gode, ettersom de da kan beite helt ned marksjiktet, og dyra vil trække i stykker reirene til bakkehekkende arter (som vadere og måkefugl). For fiskemåkekolonien ute på Store Grasholmen representerer dagens intensive beitebruk av kjøttproduserende kveg et akutt problem. I dette området er hekkesuksessen hos alle bakkehekkende arter nærmest null. Dette skyldes nok ikke bare predasjon fra rovvilt, men også det faktum at reirene blir tråkket i stykker av storfe. Allerede to til tre kyr per hektar kan forårsake betydelige tap hos vadere (Green & Cadbury 1987); - se også Norris m.fl. (1997) og Kroglund & Spidsø (2000). Dette kan ikke være forenlig med områdets vernestatus. Innenfor de mest attraktive hekkeområdene bør en derfor holde beitebruken på et absolutt minimum i reirperioden, for deretter å øke beiteutnyttelsen etter at fugleungene har blitt tilstrekkelig store til at de unngår å bli tråkket i hjel. Forutsatt at beitepresset ikke blir for stort, er det imidlertid fordelaktig at også storfe benyttes som beitedyr. Dette på grunn av at storfeet synes å gi en mer ønsket vegetasjonsutvikling i forhold til å skape skjulesteder for bakkehekkende fugler, noe den mer uniforme beitingen fra kun sauer ikke bidrar til (Lack 1992).

For at vi skal kunne dokumentere effektene av den miljøsatsingen som nå er satt i gang for å få restaurert Ramsar-statusen til verneområdet "Tautra med Svaet", er det nødvendig med oppfølgende miljøundersøkelser. I samarbeid med SINTEF har Vitenskapsmuseet, NTNU, skissert et slikt program ovenfor ansvarlige forvaltningsmyndigheter. Ettersom dette bruprojektet er et pionerarbeid, i alle fall i norsk sammenheng, vil en faglig dokumentering av hva som nå skjer



være meget viktig. Det er også vesentlig å få kontrollert hvor raskt responsene av et slikt tiltak kan la seg statistisk målfeste, spesielt da i forhold til de mest sentrale biologiske parametrene (verneområdets vannfuglfauna, samt bunndyrfaunaen ute i Svaet). Det utføres og planlegges fortsatt tilsvarende, om enn nødvendigvis ikke fullt så kontroversielle, utfyllingsinngrep i marine grunnvassområder. Hvor stor overføringsverdi dette restaurerings-prosjektet knyttet til Tautra vil kunne bidra med, vil være avhengig av hvor god den oppfølgingen blir. Bare et skikkelig faglig etterundersøkelsesprogram vil kunne dokumentere effektene av de igangsatte tiltakene. Etterundersøkelsene må dokumentere forløpet i tid og rom av de endringene som nå vil finne sted innen vannfugl- og bunndyr-faunaen etter at en del av moloen er åpnet, og avdekke justeringer i den løpende forvaltningen som vil være nødvendige i forhold til forstyrrelse fra folk, vilt og tamdyr. Et slik etterundersøkelsesprogram vil bidra til en ny kunnskapsbasis omkring potensialet til å avbøte negative konsekvenser fra slike miljøinngrep. Resultatene herfra kan også brukes til bedre å forstå hva som vil skje dersom en utfører tilsvarende inngrep i andre rike marine grunnvassområder. Forhåpentligvis vil de også kunne bidra til at en unngår tilsvarende miljømistak innen andre viktige marine fuglelokaliteter for framtida.

## 6 LITTERATUR

- Andersson, Å. 1979. Jämförelse av metoder för taxering av häckande ejderbestånd *Somateria mollissima*. – Vår Fågelvärld 38: 1-10.
- Bergman, G. 1982. Population dynamics, colony formation and competition in *Larus argentatus*, *fuscus* and *marinus* in the archipelago of Finland. – Ann. Zool. Fenn. 19: 143-164.
- Beukema, J.J. 1993. Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the Deutch Wadden Sea were devoid of mussels. – Netherl. J. Sea Research 31: 395-406.
- Bevanger, K. & Ålbu, Ø. 1986. Mink *Mustela vison* i Norge. – Økoforsk utredning 1986-6: 1-70.
- Bollingmo, T. 1985. En foreløpig vurdering av bestandsutviklingen hos fiskemåke *Larus canus* på Tautra, Frosta kommune, basert på takseringer i 1979 og 1985. – Stensilert intern rapport: 1-26.
- Brox, K.H. 1993. Tautra - et Ramsarområde i fare. – Vår Fuglefauna 16: 196-204.
- Brustad, A.C., Jacobsen, F. & Moe, S. 1996. Tautra - et Ramsarområde i fare. – Høgskolen i Nord-Trøndelag, avd. for naturbruk, miljø- og ressursfag, oppgave i geografi: 1-17.
- Brørs, B. 1996. Strømforhold på Tautra-svaet. Numerisk simulering. – SINTEF Rapp. STF22 F 96205: 1-42 + vedlegg.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. – Ecol. Monogr. 27: 325-349.
- Bustnes, J.O. & Erikstad, K.E. 1988. The diets of sympatric wintering populations of Common Eider *Somateria mollissima* and King Eider *S. spectabilis* in Northern Norway. – Ornis Fennica 65: 163-168.
- Bustnes, J.O. & Erikstad, K.E. 1990. Size selection of common mussel, *Mytilus edulis*, by common eider, *Somateria mollissima*: energi maximization or shell weight minimization? – Can. J. Zool. 68: 2280-2283.
- Cadee, G.C. 1994. Eider, shellduck, and other predators, the main producers of shell fragments in the Wadden Sea: Palaeoecological implications. – Palaeontology (Durham) 37: 181-202.
- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., Have, T.M. van der, Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., Meer, J. van der & Piersma, T. 2002. Mass mortality of comon eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. – Biol. Conserv. 106: 303-317.
- Cantin, M., Bedard, J. & Milne, H. 1974. The food and feeding of Common Eiders in the St. Lawrence estuary in summer. – Can. J. Zool. 52: 319-334.
- Christensen, T.K., Bregnbelle, T., Andersen, T.H. & Dietz, H.H. 1997. Outbreak of Pasteurellosis among wintering and breeding common eiders *Somateria mollissima* in Denmark. – Wildl. Bio. 3: 125-128.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses og changes in community structure. – Aust. J. Ecol. 18: 117-143.
- Clifford, D.H.T. & Stephenson, W. 1975. An introduction to numerical classification. – Acad. Press, New York.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1977. The birds of western Palearctic, Vol. I. – Oxford Univ. Press, Oxford.
- Duebbert, H.F. & Lokemoen, J.T. 1980. High duck nesting success in a predator-reduced environment. – J. Wildl. Manage. 44: 428-437.
- Dunthorn, A.A. 1971. The predation of cultivated mussels by Eiders. – Bird study 18: 107-112.
- Erlinge, S. 1969. Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. – Oikos 20 : 1-7.
- Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* L. and mink *Mustela vison*

- Schreber in Sweden. – *Oikos* 23 : 327-335.
- Ferreras, P. & McDonald, D.W. 1999. The impact of American mink *Mustela vison* on water birds in upper Thames. – *J. Appl. Ecol.* 36: 701-708.
- Findlay, C. & Cooke, F. 1982. Synchrony in the Lesser Snow Goose (*Anser caerulescens caerulescens*). II. The adaptive significance of reproductive synchrony. – *Evolution* 36: 786-799.
- Folkestad, A.O. 1982. The effect of mink predation on some seabird species. – *Viltrapport* 21: 42-49.
- Frengen, O. & Suul, J. 1976. Notat om fuglefaunaen på Tautra, Frosta kommune, Nord-Trøndelag. – UNIT, DKNVS, Museet, Stensilert rapport: 1-10.
- Frengen, O. & Thingstad, P.G. 2002. Mass occurrences of Sandeels (*Ammodytes* spp.) causing diving ducks aggregations. – *Fauna Norvegica* 22: 32-36.
- Frengen, O., Furunes, K.A., Kvam, T., Nygård, T. & Røv, N. 1984. Sjøfugltellinger i Trondheimsfjorden 1983. – *Trøndersk Natur* 11: 28-36.
- Faanes, B.J. & Pettersen, R. 2001a. Rapport om oppsynet i Tautra m/Svaet naturreservat og fuglefredningsområder samt Markhus naturreservat i 2001. Intern stensilert rapport: 1-5.
- Faanes, B.J. & Pettersen, R. 2001b. Årsrapport om rovviltkontrollen i Tautra m/Svaet naturreservat 2001. Intern stensilert rapport: 1-4.
- Gerell, R. 1985. Habitat selection and nest predation in a Common Eider population in southern Sweden. – *Ornis Scand.* 16: 129-139.
- Green, R.E. & Cadbury, C.J. 1987. Breeding waders on lowland wet grasslands. – *RSPB Conserv. Rev.* 1 (1987): 10-13.
- Guillemette, M., Himmelman, J.H., Barette, C. & Reed, A. 1993. Habitat selection by common eiders in winter and its interaction with flock size. – *Canadian J. Zool.* 71: 1259-1266.
- Götmark, F. & Åhlund, M. 1984. Do field observers attract nest predators and influence nesting success of Common Eiders? – *J. Wildl. Manage.* 48: 381-387.
- Haftorn, S. 1971. Norges fugler. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Haldås, S. & Christiansen, F. 2001. Ærfugl *Somateria mollissima mollissima* (Linnaeus, 1758). Biologiske studier med hovedvekt på populasjonsdynamikk og migrasjon vesentlig i Beistadfjorden, Nord-Trøndelag 1957-2000. – Nord-Trøndelagsforskning, Steinkjer.
- Heggberget, T.M. 1993. Reproductive strategy and feeding ecology of the European otter *Lutra lutra*. – Dr. scient thesis, University of Trondheim.
- Hildén, O. 1964. Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. – *Ann. Zool. Fennici* 1: 153-279.
- Hillström, L., Kilpi, M. & Lindström, K. 1994. Diet of Herring Gulls *Larus argentatus* during chick rearing in the Gulf of Finland. – *Ornis Fennica* 71: 95-101.
- Hokstad, S., Strømgren, T. & Thingstad, P.G. 1995. Undersøkelser av bunndyrfaunaen i Svaet 1995. Mulige konsekvenser for vannfugl av endrete næringsbetingelser. – Vitenskapsmuseet, Notat Zool. avd. 1995-6: 1-25.
- Hunt, G.L. & Hunt, M.W. 1976. Gull chick survival: The significance of growth rates, timing of breeding and territory size. – *Ecology* 57:62-75.
- Husby, M. 1994. Tautra. Menneskelig ferdsel og virkninger på fuglelivet. – Rapport 1994,1: 1-40 + vedlegg.
- Jedrzejewska, B., Sidorovich, V.E. & Pikulik, M.M. 2001. Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza primeval forest (Poland) compared to the other Eurasian populations. – *Ecography* 24: 165-180.
- Jurajda, P., Prasek, V. & Roche, K. 1996. The autumnal diet of otter (*Lutra lutra*) inhabiting four streams in the Czech Republic. – *Folia Zool.* 45: 9-16.
- Kadlec, J.A. & Drury, W.H. 1968. Aerial estimation of the size of Gull breeding colonies. – *J. Wildl. Manage.* 32: 287-293.

- Kauhala, K. 1996. Distributional history of the american mink (*Mustela vison*) in Finland with special references to the trends in Otter (*Lutra lutra*). – Ann. Zool. Fenn. 33: 283-291.
- Koskimies, P. 1992. Population sizes and recent trends of breeding birds in the Nordic countries. – Bird Census News 5: 41-79.
- Krebs, J.R. & Davis, N.B. 1993. An introduction to behavioural ecology. 3.utgave. – Blackwell Scient. Publ., Oxford.
- Kroglund, R.T. & Spidsø, T.K. 2000. Konsekvenser for småfugl og smånagere som følge av beiting av storfe i utmark. – HiNT utredning 12: 1-22.
- Kruskal, J.B. & Wish, M. 1978. Multidimensional scaling. – Sage publ., Beverley Hills.
- Lack, P. 1992. Birds on lowland farms. – HMSO, London.
- Lande, E. 1974. Undersøkelser av bunnfaunaen i Svaet mellom Tautra og Frosta. – UNIT, DKNVS, Museet, Oppdragsvirksomheten, Stensilert rapport: 1-4 + vedlegg.
- Larsen, J.K. & Guillemette, M. 2000. Influence of annual variation in food supply on abundance of wintering common eiders *Somateria mollissima*. – Marine Ecol. Prog. Ser. 2000, 201: 301-309.
- Libois, R. 1997. Seasonal diet and feeding tactics of the European otter (*Lutra lutra*) in Central France. – Vie et Milieu 47: 33-45.
- Lorentsen, S.-H. & Bangjord, G. 1979. Rapport fra forundersøkelser av mytebestandene av ærfugl i Trondheimsfjorden, august 1979. – Trøndersk Natur 6: 117-122.
- Løvenskiold, H.L. 1954. Studies on the avifauna of Spitsbergen. – Norsk Polarinst.skr. 103: 1-131.
- Madsen, F.J. 1954: On the food habits of the diving ducks in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 2: 157-266.
- McKinney, F. 1961. An analysis of the display of the European Eider *Somateria mollissima mollissima* (Linnaeus) and the Pacific Eider *Somateria mollissima v. nigra* Bonaparte. – Behaviour Suppl. 7: 1-124 + vedlegg.
- Meltofte, H. 1993. Wader migration through Denmark: Populations, non-breeding phenology and migratory strategies. – Dansk ornitologisk forenings tidsskrift 87: 1-180.
- Moksnes, A. & Thingstad, P.G. 1980. Ærfugltrekket, *Somateria mollissima*, østover fra Trondheimsfjorden. – Vår Fuglefauna 3: 84-96.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT - veiledning 97,03.
- Michot, T.C., Moser, E.B. & Norling, W. 1994. Effects on weather and tides on feeding and flock positions of wintering redheads in the Chandeleur Sound, Louisiana. – Hydrobiologia 279-280: 263-278.
- Nehls, G. 1989. Occurrence and food consumption of the common eider, *Somateria mollissima*, in the wadden Sea of Schleswig Holstein. – Helgoländer Meeresuntersuch. 43: 385-393.
- Nehls, G., Hertzler, I. & Scheiffarth, G. 1997. Stable mussel *Mytilus edulis* beds in Wadden sea: They're just for the birds. – Helgoländer Meeresuntersuch. 51: 361-372.
- Nilsson, L. 1972. Habitat selection, food choice, and feeding habits of diving ducks in coastal waters of South Sweden during the non-breeding season. – Ornis Scand. 3: 55-78.
- Nordström, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. & Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. – Biol. Conserv. 109: 359-368.
- Norris, K., Cook, T., O'Dowd, B. & Durdin, C. 1997. The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. – J. Appl. Ecol. 34: 999-1013.
- Norsk Standard 2002. Vannundersøkelse - Retningslinjer for marinbiologiske undersøkelser på littoral og sublittoral hardbunn (Water quality – Guidelines for marine biological investigations of littoral and sublittoral hard bottom). – Norsk Standard 9424 Utgave 1.

- Nygård, T. 1992. Vintertellingene i Trondheimsfjorden 1977-1991. – Trøndersk Natur 19: 26-34.
- Nygård, T. & Hvidsten, N.A. 2001. Utredning av konsekvenser for marine dykkender og lakse-smolt ved masseuttak i munningen av Verdalselva. – NINA Oppdragsmelding 677: 1-27.
- Pethon, P. 1967: Food and feeding habits of the Common Eider (*Somateria mollissima*). – Nytt Mag. Zool. 15: 97-111.
- Player, P.V. 1971: Food and feeding habits of the Common Eider at Seafield, Edinburgh, in winter. – Wildlife 19: 108-116.
- Ryan, E. 1994. Forvaltning av verneområdene på Tautra. Statusrapport. – Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. Miljøvernnavdelingen. Rapport 1994-9: 1-40.
- Rydzewski, W. 1973. Longevity records III/IV. – Ring 7: 63-70, 91-96.
- Røv, N. & Frengen, O. 1980. Villmink på kysten av Trøndelag og Sør-Helgeland. – Trøndersk Natur 7: 76-78.
- Scheiffarth, G. & Nehls, G. 1997. Consumption of benthic fauna by carnivorous birds in Wadden Sea. – Helgoländer Meeresuntersuch. 51: 373-387.
- Soot-Ryen, T. 1941: Undersøkelser over ærfuglens næring. (On the food of Eiders) – Tromsø mus. Årshefte 59 (2): 1-42.
- Stempniewicz, L. 1995. Feeding ecology of the Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* wintering in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). – Ornis Svecica 5: 133-142.
- Swennen, C. 1972 Chlorinated hydrocarbons attacked the Eider population in the Netherlands. – TNO-nieuws 27: 556-560.
- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J, Cooper, J., Garthe, S. & Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. – ICES J. Marine Sci. 57: 531-547.
- Thingstad, P.G. & Frengen, O. 1990. Kvalitative og kvantitative ornitologiske observasjoner fra Tautra. – Vitenskapsmuseet, Notat Zool. avd. 1990-3: 1-21.
- Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. 1994. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinfyllingen over Svaet. – Vitenskapsmuseet, Rapport Zool. Ser. 1994-8: 1-41.
- Thingstad, P.G., Frengen, O. & Husby, M. 2000a. Tautra, et Ramsarområde under press. s. 206-215 i: Sakshaug, E. & Sneli, J.A. (red.). Trondheimsfjorden, Tapir forlag, Trondheim.
- Thingstad, P.G., Hokstad, S. & Frengen, O. 2000b. Nye opplysninger om ærfuglens næringsbiologi. – Fauna 53: 66-71.
- Tingstad, A. 1988. Forvaltning av verneområdene på Tautra, Frosta kommune. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag. – Miljøvernnavdelingen. Rapport 1988-10: 1-26 + vedlegg.
- Ytreberg, N.-J. 1956. Contribution to the breeding biology of the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.) in Norway. Nest, eggs and incubation. – Nytt Mag. Zool. 4: 5-106.
- Öst, M. & Kilpi, M. 1998. Blue mussels *Mytilus edulis* in the Baltic: good news for foraging eiders *Somateria mollissima*. – Wildl. Biol. 4: 81-99.



## **VEDLEGG**





**Vedlegg 1.** Oversikt over antall individer av de registrerte vannfuglartene på opptellingene av Tautrasvaet i 1999 og 2002. Enkelte måkefuglarter ble ikke notert under alle opptellingene.

**1999:**

Dato:	20.1.	29.1.	8.2.	18.2.	5.3.	11.4.	21.4.	27.4.	6.5.	13.5.	12.7.	11.8.	26.8.	10.9.
Smålom	19	6	4	2	14	17	32	20	29	6	6	5	17	46
Storlom	0	0	0	0	0	1	1	1	5	4	34	15	13	5
Islom	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulnebbloom	0	2	0	0	3	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Stor lom ubest.	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Toppsykker	3	4	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1
Gråstrupedykker	10	11	5	1	4	5	13	6	0	1	0	0	0	2
Hornedykker	22	16	20	16	17	19	22	17	4	1	5	93	64	138
Dykker ubest.	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Storskarv	54	69	64	135	120	69	76	31	50	32	0	47	75	37
Skarv ubest.	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråhegre	13	7	2	8	0	1	0	3	3	0	4	19	12	49
Sangsvane	12	2	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grågås	0	0	0	0	0	0	2	5	2	0	3	168	276	306
Kanadagås	0	0	0	0	0	0	6	3	0	2	21	90	77	14
Gravand	0	0	0	0	0	18	25	68	18	5	16	19	10	10
Brunnakke	0	0	0	0	0	3	2	66	6	3	0	30	56	84
Krikkand	0	0	0	0	0	5	0	35	0	0	0	9	35	56
Stokkand	201	192	136	292	161	55	14	19	8	4	32	83	145	262
Stjertand	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Ærfugl	483	474	558	520	605	828	742	809	668	442	2144	2782	1149	577
Praktærfugl	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Havelle	77	97	66	48	78	108	204	163	0	0	0	3	4	9
Svartand	21	15	22	24	13	61	68	78	17	83	12	30	19	18
Sjørre	123	199	185	152	226	569	651	803	283	184	133	195	143	217
Kvinand	19	44	33	15	24	15	28	9	6	0	101	191	383	46
Dykkand ubest.	0	0	0	0	0	13	0	0	4	0	0	2	0	0
Siland	14	10	8	10	10	17	20	19	22	7	74	84	105	0
Havørn	0	0	4	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tjeld	0	0	0	0	3	187	39	0	106	49	3	0	58	56
Sandlo	0	0	0	0	0	0	0	6	5	2	0	0	14	28
Heilo	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	8	1	9
Vipe	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	1	0	82	120
Polarsnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	30	19
Dvergsnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Fjæreplytt	12	41	0	171	1	39	2	45	0	0	0	2	2	0
Myrsnipe	0	3	0	4	0	0	0	0	0	0	0	25	11	48
Brushane	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Lappspove	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	4	6	11
Storspove	0	0	0	0	0	4	1	1	1	0	0	55	4	35
Rødstilk	16	1	0	0	0	9	2	2	0	0	0	14	10	31
Gluttsnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	13	1	3
Strandsnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Steinvender	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Svømmesnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Fortsettelse neste side...

Vedlegg 1. 1999 fortsettelse....

Dato:	20.1.	29.1.	8.2.	18.2.	5.3.	11.4.	21.4.	27.4.	6.5.	13.5.	12.7.	11.8.	26.8.	10.9.
Hettemåke	0	0	0	0	0	250	13	14	7	9	0	0	0	0
Fiskemåke	0	0	0	0	2	292	133	35	276	256	9	97	30	0
Gråmåke	1	12	35	39	7	37	92	93	11	19	6	39	239	119
Svartbak	2	8	5	4	1	13	22	11	8	8	7	8	15	13
Stormåke ubest.	0	4	15	40	17	0	70	0	4	0	0	0	0	0
Rødnebbterne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Terne ubest.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0
Alke	2	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teist	2	5	1	0	5	9	7	8	10	4	6	5	3	14
Alkekonge	4	0	8	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**2002:**

Dato:	23.1.	1.2.	12.2.	26.2.	12.3.	9.4.	18.4.	26.4.	6.5.	16.5.	20.7.	30.7.	20.8.	3.9.
Smålom	14	18	30	12	25	5	30	21	38	9	5	4	29	35
Storlom	0	0	0	0	0	0	1	1	19	8	44	15	33	16
Islom	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Gulnebbblom	1	0	4	0	2	3	1	1	0	0	0	0	0	0
Lom ubest.	0	1	0	0	0	1	3	0	6	3	0	0	0	0
Toppdykker	7	8	8	2	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråstrupedykker	4	8	7	2	6	3	21	3	4	2	0	0	0	0
Horndykker	14	14	26	15	17	13	19	8	0	0	27	29	125	143
Dykker ubest.	9	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Storskarv	120	78	118	101	165	56	50	28	29	25	2	1	63	80
Gråhegre	1	17	17	19	0	2	3	1	3	3	4	25	32	36
Sangsvane	3	3	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kortnebbgås	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	1	0
Grågås	0	0	0	0	0	4	2	14	3	5	0	9	180	205
Kanadagås	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	6	18	63	0
Stripegås	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0
Gravand	0	0	0	0	2	17	23	32	14	16	82	35	24	13
Brunnakke	0	0	0	5	3	16	48	100	49	9	0	0	7	94
Krikkand	0	0	1	0	0	4	83	136	0	4	0	0	49	19
Knekkand	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Stokkand	224	150	158	90	225	159	125	55	5	38	16	2	229	72
Stjertand	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ærfugl	1230	1024	1065	1053	894	888	985	617	538	383	1471	1440	1320	701
Havelle	103	60	146	63	93	216	177	240	37	0	0	1	0	1
Svartand	26	0	6	1	46	9	7	7	66	32	0	0	4	5
Sjørørre	230	195	324	287	327	370	380	1672	163	109	130	158	45	149
Kvinand	23	39	32	18	31	14	14	6	3	1	165	206	251	146
Dykkand ubest.	6	0	25	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
Siland	20	16	16	17	17	35	41	29	25	7	72	118	122	93
Havørn	4	3	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Tjeld	7	7	7	8	96	113	234	112	60	90	70	45	53	12
Sandlo	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	9	1	46	1
Heilo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	9	0
Vipe	0	0	0	0	5	20	3	5	0	3	45	125	42	120
Polarsnipe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
Fjæreplytt	12	0	58	40	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrsnipe	7	0	0	0	6	0	0	0	0	60	0	3	44	25
Småvader ubest.	10	0	0	30	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0
Brushane	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	12
Enkeltbekkasin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lappspove	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9	0	0

Fortsettelse neste side



**Vedlegg 2.** Stasjonsnettet for grabbstasjonene i 1999; posisjon, dybde, volum (fra hver av de tre grabbprøvene) innenfor hver stasjon, samt kommentarer om bunnforholdene. Posisjoner for videotransektene og fotostasjonene er også angitt.

Stasjon	Posisjon Nord	Posisjon Øst	Dyp (m)	Volum (l)	Kommentarer
12	63.32,90	10.37,30	5	0	Hardbunn med tare - mislykket stasjon
13	63.33,10	10.36,80	5	0	Hardbunn med tare og stein - mislykket stasjon
14	63.33,40	10.36,30	6	0,5;1;1	Grov sand, dels iblandet leire. Alcyonium digitatum i forkastet grabb
15	63.33,60	10.35,70	7	0,5;1;1,5	Stein og leire
16	63.33,80	10.36,20	4	1;1;1	Stein og tare - bare grabb 1 lukket
17	63.33,50	10.36,80	7	1,5;1,5;2	Skjellsand og leire
18	63.33,30	10.37,30	6	2;2;2	Skjellsand, stein og tare - ingen lukkede grabber
19	63.33,10	10.37,80	4	0,5;1;1	Grus, skjellsand og stein - tre lukkede grabber
20	63.33,20	10.38,40	3	2;1;0,5	Stein og tare - ingen lukkede grabber
21	63.33,50	10.37,90	3,5	0,5;0,5;1	Stein og grus - mange forsøk - grabb 1 og 2 lukket. O-skjell i forkastet grabb
212	63.33,60	10.37,61	4,5	1;1;1	Stein, grus og skjellsand - bare grabb 1 lukket
22	63.33,70	10.37,30	5	1,5;1;1	Leire, sand og skjellsand - grabb 3 ikke lukket
222	63.33,84	10.37,05	4	1,5;1,5;1,5	Skjellsand og stein - litt tap av materiale
223	63.33,78	10.38,07	5	1;3;2	Skjellsand og stein
224	63.33,91	10.37,88	4,5	1;1;0,5	Skjellsand og stein
232	63.35,17	10.38,75	17	0,5;1;0,5	Stein og sandig leire - ingen helt lukkede grabber
24	63.34,70	10.40,10	11	4;4,5;5	Leire
25	63.34,80	10.38,40	12	2,5;2;1	Silt og leire
252	63.34,70	10.38,23	12	2,5;2,5;4	Leire
26	63.34,60	10.38,80	12	1,5;3,5;2,5	Leire
27	63.34,50	10.39,50	8	1;1;1	Skjellsand, til dels grov
28	63.34,30	10.40,10	10	4;4;4	Leire, litt H <sub>2</sub> S-lukt i grabb 1
29	63.34,10	10.39,60	12	5,5;6;3	Leire
30	63.34,30	10.39,40	13	5,5;5;4,5	Leire
302	63.33,69	10.39,29	5	1,5;1,5;1	Sand
31	63.33,80	10.39,10	9	4;1,5;4	Silt og leire
32	63.34,00	10.38,90	12	4;5,5;5	Leire
33	63.34,20	10.38,60	8	1,5;2,5;2,5	Silt og leire
34	63.34,32	10.38,31	7	2,5;2;2	Silt og leire
Video1st	63.33,74	10.37,19			
Video1sl	63.33,40	10.38,18			
Video2st	63.34,60	10.38,77			
Video2sl	63.34,17	10.39,49			
Foto-st.1	63.33,39	10.38,54			
Foto-st.2	63.33,49	10.38,23			
Foto-st.3	63.33,35	10.38,15			
Foto-st.4	63.33,62	10.37,89			
Foto-st.5	63.33,75	10.36,75			
Foto-st.6	63.33,58	10.37,13			
Foto-st.7	63.33,32	10.37,68			
Foto-st.8	63.33,12	10.38,05			

**Vedlegg 3.** Oversikt over artene med deres artsnummer som blir benyttet i vedleggene 4-6.

Arts- nummer	Artsnavn	Arts- nummer	Artsnavn
1	Virgularia mirabilis	51	Heteranomia squamula
2	Nemertini indet	52	Mysella bidentata
3	Oligochaeta indet	53	Mytilus edulis
4	Polynoidae indet	54	Modiolus modiolus
5	Pholoe inornata	55	Musculus discors
6	Nephtys ciliata	56	Astarte elliptica
7	Nereis sp	57	Astarte montagui
8	Scoplos armiger	58	Thyasira gouldi
9	Polydora sp	59	Parvicardium ovale
10	Cirratulus cirratus	60	Parvicardium scabrum
11	Heteromastus filiformis	61	Macoma calcarea
12	Maldane sarsi	62	Abra alba
13	Ophelia limacina	63	Abra nitida
14	Diplocirrus glaucus	64	Mya sp juv
15	Pherusa sp	65	Mya sp fragm
16	Myriochele oculata	66	Hiatella arctica
17	Owenia fusiformis	67	Asterias rubens
18	Pectinaria koreni	68	Ophiopholis aculeata
19	Melinna cristata	69	Ophiura albida
20	Nicolea zostericola	70	Ophiura robusta
21	Terebellidae indet juv	71	Ophiura sp juv
22	Terebellides stroemi	72	Strongylocentrotus sp juv
23	Phoronis muelleri		
24	Lilljeborgia pallida		
25	Ampelisca odontoplax		
26	Anonyx derbuyni		
27	Atylus vedlomensis		
28	Cheirocratus sundevalli		
29	Eudorella truncatula		
30	Hemilamprops assinilis		
31	Brachydiastylis resima		
32	Schistomysis ornata		
33	Apseudes spinosus		
34	Cypridinia norvegica		
35	Balanus balanus		
36	Balanus balanoides		
37	Leptochiton asellus		
38	Tonicella marmorea		
39	Tonicella rubra		
40	Ischnochiton albus		
41	Akera bullata		
42	Acmaea testudinalis		
43	Acmaea virginea		
44	Lepeta caeca		
45	Gibbula cineraria		
46	Gibbula tumida		
47	Margarites sp		
48	Littorina littorea		
49	Lacuna divaricata		
50	Nucula sulcata		

Vedlegg 4. Utskrift av SIMPER-analysen for samtlige stasjoner. "Group 1" = "sørgruppa, "Group 2" = "nordgruppa".

s. 1

SIMILARITY PERCENTAGES (SIMPER)  
 SOURCE DATA FILE : C:\PRIMER\TEMP\TAUTRA-5.PMI  
 TAUTRA 19. MAI 1999  
 NUMBER OF SPECIES (ROWS) IN DATA SET = 72  
 NUMBER OF COLUMNS IN DATA SET = 27

GROUP	SIZE	COLUMN NUMBERS
1	14	1-14
2	13	15-27

DOUBLE SQUARE-ROOT TRANSFORMATION  
 BRAY-CURTIS SIMILARITY  
 Value for percentage cutoff = 100.0

GROUP 1 AVERAGE SIMILARITY = 24.59

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
40	17.07	5.2	.92	21.17	21.17
57	4.86	3.1	.79	12.59	33.76
52	3.57	2.3	.54	9.23	43.00
64	4.36	1.9	.54	7.87	50.87
4	1.64	1.4	.44	5.89	56.75
72	3.57	1.3	.44	5.46	62.21
38	1.57	1.2	.43	4.71	66.93
62	5.43	.9	.34	3.70	70.63
8	4.00	.9	.35	3.67	74.30
66	1.86	.8	.34	3.10	77.40
13	1.00	.7	.26	2.90	80.30
24	1.36	.5	.26	2.07	82.37
69	2.64	.5	.26	2.06	84.43
43	1.50	.5	.26	2.02	86.45
70	2.79	.5	.26	1.98	88.44
68	1.64	.4	.26	1.68	90.12
26	.86	.3	.18	1.27	91.39
5	1.14	.3	.18	1.03	92.42
16	2.14	.2	.18	.98	93.40
35	1.21	.2	.18	.92	94.32
53	.93	.2	.18	.90	95.22

s. 3

9	40	.00	17.07	4.26	1.42	4.64	28.1
3	14	17.31	.07	3.80	1.24	4.14	32.2
7	8	9.85	4.00	3.02	1.01	3.29	35.5
6	57	.00	4.86	2.82	1.30	3.08	38.6
4	22	8.46	.00	2.75	.90	3.00	41.6
4	63	12.92	.07	2.52	.82	2.75	44.3
9	64	2.62	4.36	2.50	1.03	2.73	47.1
2	52	.00	3.57	2.43	.98	2.65	49.7
8	69	4.00	2.64	2.19	.85	2.39	52.1
7	62	2.08	5.43	2.16	.83	2.36	54.5
3	72	.00	3.57	1.97	.84	2.14	56.6
7	25	4.69	.86	1.90	.70	2.07	58.7
4	4	.00	1.64	1.81	.85	1.98	60.7
2	38	.00	1.57	1.64	.84	1.79	62.5
1	30	6.00	.64	1.64	.61	1.78	64.2
9	23	3.46	.00	1.43	.54	1.56	65.8
5	31	7.15	.00	1.41	.54	1.54	67.3
9	66	.00	1.86	1.40	.72	1.53	68.9
2	2	2.54	.00	1.34	.54	1.46	70.3
8	13	.00	1.00	1.30	.62	1.42	71.8
0	70	.00	2.79	1.26	.63	1.37	73.1
7	43	.00	1.50	1.18	.62	1.29	74.4
6	24	.00	1.36	1.17	.62	1.27	75.7
3	68	.00	1.64	1.09	.62	1.19	76.9
2	61	.46	1.07	1.07	.59	1.17	78.0
9	60	.46	1.36	1.04	.48	1.14	79.2
3	26	.00	.86	.96	.51	1.04	80.2
7	34	4.62	.00	.95	.42	1.04	81.3

s. 2

61	1.07	.2	.18	.90	96.13
51	1.29	.2	.18	.87	96.99
27	1.07	.1	.10	.47	97.46
60	1.36	.1	.10	.46	97.92
39	.50	.1	.10	.44	98.37
45	.57	.1	.10	.35	98.72
36	1.50	.1	.10	.34	99.05
42	.29	.1	.10	.34	99.39
56	.93	.1	.10	.31	99.70
67	.36	.1	.10	.30	100.00

GROUP 2 AVERAGE SIMILARITY = 42.94

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
16	96.31	11.3	2.14	26.36	26.36
5	23.38	6.8	1.15	15.78	42.14
12	46.54	6.7	1.11	15.66	57.80
29	22.92	5.1	.91	11.79	69.59
14	17.31	3.7	.74	8.66	78.25
8	9.85	2.1	.48	4.94	83.19
22	8.46	2.0	.48	4.73	87.92
63	12.92	1.3	.38	3.14	91.07
25	4.69	.8	.29	1.90	92.96
69	4.00	.8	.29	1.81	94.77
23	3.46	.5	.20	1.09	95.86
2	2.54	.5	.20	1.08	96.94
30	6.00	.4	.20	1.00	97.94
31	7.15	.4	.20	.89	98.83
62	2.08	.1	.11	.34	99.17
64	2.62	.1	.11	.30	99.47
34	4.62	.1	.11	.27	99.74
41	1.62	.1	.11	.26	100.00

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 2 & 1 = 91.69

SPECIES	GROUP 2		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM				
16	96.31		2.14	6.88	1.94	7.50	7.5	
0								
12	46.54		.00	5.63	1.61	6.14	13.6	
4								
5	23.38		1.14	4.64	1.63	5.06	18.6	
9								
29	22.92		.86	4.40	1.39	4.80	23.4	

s. 4

1	35	.00	1.21	.86	.52	.94	82.2
5	51	.00	1.29	.84	.51	.92	83.1
7	53	.00	.93	.82	.52	.90	84.0
7	41	1.62	.00	.77	.42	.84	84.9
1	27	.00	1.07	.71	.40	.77	85.6
8	33	1.08	.50	.69	.39	.76	86.4
4	36	.00	1.50	.66	.40	.72	87.1
6	39	.00	.50	.63	.40	.69	87.8
4	6	.62	.43	.63	.39	.68	88.5
3	45	.00	.57	.60	.40	.66	89.1
9	56	.00	.93	.59	.41	.64	89.8
2	71	.54	.36	.58	.39	.63	90.4
4	67	.00	.36	.54	.39	.58	91.0
4	42	.00	.29	.51	.41	.55	91.5
9	17	2.31	.00	.49	.29	.53	92.1
3	58	2.00	.00	.47	.29	.51	92.6
4	18	1.08	.00	.40	.29	.43	93.0
7	3	.00	.36	.37	.28	.41	93.4
8	15	.46	.00	.35	.29	.39	93.8
6	32	.46	.00	.35	.29	.39	94.2
5	9	.46	.00	.35	.29	.39	94.6
3	11	.00	.29	.35	.28	.38	95.0
2	47	.00	.43	.31	.28	.34	95.3
6	59	.00	.36	.31	.28	.34	95.7
0	50	.00	.36	.31	.28	.34	96.0
3	55	.00	.36	.30	.28	.33	96.3
6	37	.00	.29	.29	.28	.32	96.6
8	19	.00	.21	.27	.28	.30	96.9

Fortsettelse neste side.....

## Vedlegg 4. Fortsettelse.....

Tautra-5

7							
7	44	.00	.21	.27	.28	.30	97.2
7	10	.00	.43	.27	.28	.30	97.5
6	1	.15	.00	.27	.29	.29	97.8
6	20	.00	.14	.24	.28	.27	98.1
3	54	.00	.14	.24	.28	.27	98.3
5	21	.00	.14	.24	.28	.26	98.6
5	7	.00	.14	.24	.28	.26	98.9
1	28	.00	.07	.21	.28	.23	99.1
4	46	.00	.07	.21	.28	.22	99.3
7	49	.00	.07	.21	.28	.22	99.5
9	48	.00	.07	.21	.28	.22	99.8
1	65	.00	.07	.17	.28	.19	100.0
0							

## Vedlegg 5. Utskrift av SIMPER-analysen for stasjonene i "nordgruppa".

"Group 1" = T25, T26, T252 og T 302

"Group 2" = T24, T29, T30, T31 og T32

"Group 3" = T17, T28, T33 og T34

SIMILARITY PERCENTAGES (SIMPER)  
-----  
SOURCE DATA FILE : C:\PRIMER\TEMP\TAUTRA-7.PMI

TAUTRA 19. MAI 1999

NUMBER OF SPECIES (ROWS) IN DATA SET = 72  
NUMBER OF COLUMNS IN DATA SET = 13

GROUP	SIZE	COLUMN NUMBERS
1	4	1-4
2	5	5-9
3	4	10-13

DOUBLE SQUARE-ROOT TRANSFORMATION  
BRAY-CURTIS SIMILARITY

Value for percentage cutoff = 100.0

GROUP 1 AVERAGE SIMILARITY = 39.75

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
16	21.25	6.6	.91	16.73	16.73
5	20.50	6.6	.91	16.52	33.24
23	11.25	6.1	.90	15.24	48.48
2	8.25	6.0	.91	15.13	63.61
22	10.00	5.6	.91	14.11	77.72
14	7.00	5.4	.91	13.48	91.20
12	6.75	1.8	.41	4.65	95.85
8	6.75	1.7	.41	4.15	100.00

GROUP 2 AVERAGE SIMILARITY = 72.70

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
16	202.20	15.5	5.39	21.37	21.37
12	104.00	14.4	8.08	19.78	41.15

29	48.20	12.0	13.21	16.44	57.59
14	39.40	11.2	11.39	15.41	72.99
5	28.00	6.8	1.16	9.38	82.38
63	31.40	6.5	1.16	8.90	91.28
30	15.60	3.4	.62	4.62	95.90
31	18.60	3.0	.62	4.10	100.00

GROUP 3 AVERAGE SIMILARITY = 53.24

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
16	39.00	13.1	5.88	24.63	24.63
8	25.25	11.6	6.12	21.75	46.38
29	12.50	5.6	.90	10.58	56.96
5	20.50	5.4	.90	10.17	67.13
12	14.50	5.4	.90	10.17	77.30
69	9.75	5.0	.91	9.31	86.61
25	8.00	1.9	.41	3.58	90.19
62	6.75	1.9	.41	3.55	93.74
64	8.50	1.7	.41	3.17	96.92
22	10.50	1.6	.41	3.08	100.00

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 2 & 1 = 66.42

SPECIES	GROUP 2		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM				
12	104.00	6.75	6.11	2.04	9.20	9.2		
0								
29	48.20	1.75	5.99	3.08	9.02	18.2		
2	31.40	.00	5.34	1.90	8.03	26.2		
5	16	202.20	21.25	5.28	1.71	7.95	34.2	
0								
9	23	.00	11.25	4.12	1.65	6.20	40.3	
7	2	.00	8.25	3.84	1.68	5.78	46.1	
8	30	15.60	.00	3.79	1.19	5.71	51.8	
2	31	18.60	.00	3.75	1.18	5.64	57.5	
2	22	5.60	10.00	3.65	1.45	5.50	63.0	
2	14	39.40	7.00	3.15	1.51	4.75	67.7	

Fortsettelse neste side.....

Vedlegg 5. Fortsettelse.....

7							
2	5	28.00	20.50	2.76	.97	4.15	71.9
0	8	.00	6.75	2.51	.97	3.78	75.7
0	25	3.80	2.50	1.86	.73	2.80	78.5
1	33	.00	3.50	1.33	.56	2.01	80.5
5	17	6.00	.00	1.29	.49	1.94	82.4
3	58	5.20	.00	1.25	.49	1.88	84.3
0	69	.00	3.25	1.24	.56	1.87	86.2
4	34	.00	2.00	1.16	.56	1.75	87.9
0	41	.00	2.00	1.10	.56	1.66	89.6
1	71	.00	1.75	1.07	.56	1.60	91.2
5	61	.00	1.50	1.02	.56	1.54	92.7
9	32	.00	1.50	1.02	.56	1.54	94.2
3	60	.00	1.50	1.02	.56	1.54	95.8
8	9	.00	1.50	1.02	.56	1.54	97.3
2	15	.00	1.50	1.02	.56	1.54	98.9
0	1	.40	.00	.72	.49	1.08	100.0

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 1 = 63.15

SPECIES	GROUP 3		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV ABUN				
0	23	.00	11.25	4.55	1.63	7.20	7.2	
2	2	.00	8.25	4.24	1.65	6.72	13.9	
3	8	25.25	6.75	4.05	1.30	6.41	20.3	
2	14	.00	7.00	4.04	1.63	6.39	26.7	
8	29	12.50	1.75	3.96	1.43	6.26	32.9	
	69	9.75	3.25	3.64	1.31	5.76	38.7	

5	12	14.50	6.75	3.39	1.10	5.38	44.1
2	22	10.50	10.00	3.39	1.18	5.37	49.4
9	5	20.50	20.50	3.20	1.04	5.07	54.5
7	25	8.00	2.50	3.07	1.01	4.86	59.4
2	64	8.50	.00	3.04	.95	4.81	64.2
3	62	6.75	.00	3.01	.97	4.76	69.0
0	16	39.00	21.25	2.69	.97	4.26	73.2
6	34	13.00	2.00	2.53	.80	4.01	77.2
6	41	3.25	2.00	1.95	.77	3.09	80.3
6	63	2.75	.00	1.50	.56	2.37	82.7
3	33	.00	3.50	1.47	.56	2.33	85.0
6	6	2.00	.00	1.33	.56	2.11	87.1
7	18	3.50	.00	1.31	.56	2.08	89.2
5	71	.00	1.75	1.17	.56	1.85	91.1
0	15	.00	1.50	1.12	.56	1.78	92.8
8	61	.00	1.50	1.12	.56	1.78	94.6
6	32	.00	1.50	1.12	.56	1.78	96.4
4	60	.00	1.50	1.12	.56	1.78	98.2
2	9	.00	1.50	1.12	.56	1.78	100.0
0							

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 2 = 59.83

SPECIES	GROUP 3		GROUP 2		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV ABUN				
6	14	.00	39.40	6.56	8.62	10.96	10.9	
0	8	25.25	.00	5.83	6.30	9.74	20.7	
	63	2.75	31.40	4.42	1.65	7.38	28.0	

9	12	14.50	104.00	4.27	1.62	7.14	35.2
3	69	9.75	.00	3.69	1.68	6.16	41.3
9	30	.00	15.60	3.65	1.18	6.10	47.5
0	31	.00	18.60	3.61	1.17	6.04	53.5
4	16	39.00	202.20	3.16	1.92	5.28	58.8
2	29	12.50	48.20	2.89	1.19	4.83	63.6
5	22	10.50	5.60	2.81	1.00	4.70	68.3
5	5	20.50	28.00	2.73	.95	4.57	72.9
2	25	8.00	3.80	2.73	.98	4.56	77.4
8	64	8.50	.00	2.65	.96	4.43	81.9
1	62	6.75	.00	2.62	.97	4.37	86.2
8	34	13.00	.00	1.61	.56	2.70	88.9
8	17	.00	6.00	1.24	.49	2.08	91.0
6	58	.00	5.20	1.20	.49	2.01	93.0
6	18	3.50	.00	1.16	.56	1.94	95.0
0	6	2.00	.00	1.16	.56	1.94	96.9
4	41	3.25	.00	1.14	.56	1.91	98.8
5	1	.00	.40	.69	.49	1.15	100.0
0							



Vedlegg 6. Utskrift av SIMPER-analysen for stasjonene i "sørgruppa".

"Group 1" = T14, T15, T16, T18, T27 og T 232  
 "Group 2" = T19, T21, T22, T212, T222, T223 og T224  
 "Group 3" = T20

s. 1

SIMILARITY PERCENTAGES (SIMPER)

SOURCE DATA FILE : C:\PRIMER\TEMP\TAUTRA-6.PM1

TAUTRA 19. MAI 1999

NUMBER OF SPECIES (ROWS) IN DATA SET = 72  
 NUMBER OF COLUMNS IN DATA SET = 14

GROUP	SIZE	COLUMN NUMBERS
1	6	1-6
2	7	7-13
3	1	14

DOUBLE SQUARE-ROOT TRANSFORMATION  
 BRAY-CURTIS SIMILARITY  
 Value for percentage cutoff = 100.0

GROUP 1 AVERAGE SIMILARITY = 32.84

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
40	16.00	3.8	.72	11.52	11.52
24	3.17	3.1	.78	9.41	20.93
69	6.17	3.1	.79	9.37	30.30
72	4.33	3.0	.77	9.23	39.53
43	3.50	3.0	.77	9.18	48.71
38	3.00	3.0	.77	9.05	57.76
70	6.50	3.0	.79	9.01	66.77
57	4.83	2.8	.79	8.64	75.41
68	3.83	2.5	.79	7.64	83.06
64	5.83	1.6	.48	4.91	87.96
8	5.67	1.5	.48	4.60	92.57
16	5.00	1.5	.48	4.45	97.01
45	1.33	.5	.26	1.59	98.60
56	2.17	.5	.26	1.40	100.00

GROUP 2 AVERAGE SIMILARITY = 37.85

s. 3

4	64	3.71	5.83	2.75	1.15	3.40	43.0
1	8	3.14	5.67	2.64	1.00	3.27	46.3
6	13	2.00	.00	2.54	1.10	3.15	49.4
8	57	5.57	4.83	2.52	1.08	3.11	52.5
3	16	.00	5.00	2.38	.97	2.95	55.5
7	4	2.43	.50	2.38	1.10	2.95	58.4
0	66	3.14	.50	1.96	.91	2.43	60.9
2	26	1.71	.00	1.87	.83	2.32	63.2
8	5	1.86	.50	1.58	.74	1.96	65.1
2	45	.00	1.33	1.57	.67	1.94	67.1
5	60	2.71	.00	1.56	.59	1.93	69.0
0	56	.00	2.17	1.49	.69	1.85	70.9
4	61	1.43	.83	1.49	.75	1.84	72.7
2	53	1.57	.33	1.44	.76	1.79	74.5
4	27	2.14	.00	1.39	.62	1.72	76.2
5	35	1.29	1.00	1.22	.59	1.51	77.7
5	39	.43	.67	1.21	.58	1.50	79.2
5	51	1.86	.33	1.13	.61	1.40	80.6
1	67	.00	.67	.86	.44	1.07	81.7
1	47	.00	1.00	.81	.44	1.00	82.7
0	25	.00	2.00	.80	.44	.99	83.7
9	59	.00	.83	.79	.44	.98	84.6
7	50	.00	.83	.79	.44	.98	85.6
1	29	1.71	.00	.76	.40	.94	86.6
4	37	.00	.67	.75	.44	.93	87.5
4	3	.71	.00	.73	.40	.90	88.4
4	30	1.29	.00	.71	.40	.87	89.3
1	33	.00	1.17	.70	.44	.86	90.1
7							

s. 2

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
52	7.14	9.8	6.42	25.99	25.99
40	20.43	7.8	1.47	20.70	46.69
57	5.57	4.0	.92	10.47	57.16
13	2.00	3.1	.61	8.15	65.32
4	2.43	2.7	.61	7.12	72.44
64	3.71	2.6	.61	6.81	79.25
62	9.86	2.5	.61	6.72	85.97
26	1.71	1.4	.40	3.57	89.55
66	3.14	1.1	.40	2.84	92.39
27	2.14	.5	.22	1.31	93.70
60	2.71	.5	.22	1.30	95.00
8	3.14	.4	.22	1.17	96.17
72	3.43	.4	.22	1.10	97.27
5	1.86	.4	.22	.96	98.23
61	1.43	.3	.22	.89	99.12
53	1.57	.3	.22	.88	100.00

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 2 & 1 = 80.78

SPECIES	GROUP 2		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	NO	AV ABUN				
9	52	7.14	.00		4.76	5.84	5.89	5.8
1	40	20.43	16.00		3.33	1.23	4.12	10.0
1	69	.00	6.17		3.23	1.36	4.00	14.0
8	70	.00	6.50		3.20	1.36	3.97	17.9
3	43	.00	3.50		3.03	1.33	3.76	21.7
4	24	.00	3.17		3.00	1.33	3.71	25.4
3	72	3.43	4.33		2.98	1.27	3.68	29.1
8	62	9.86	1.17		2.95	1.12	3.65	32.7
3	68	.00	3.83		2.78	1.34	3.45	36.2
4	38	.43	3.00		2.76	1.25	3.41	39.6

s. 4

4	19	.00	.50	.70	.44	.86	91.0
0	44	.00	.50	.70	.44	.86	91.9
6	36	2.29	.00	.69	.40	.85	92.7
1	11	.57	.00	.69	.40	.85	93.6
5	10	.00	1.00	.68	.44	.85	94.4
9	6	.00	1.00	.67	.44	.83	95.2
8	71	.00	.83	.64	.44	.79	96.0
4	21	.00	.33	.61	.44	.76	96.8
0	7	.00	.33	.61	.44	.76	97.6
3	55	.71	.00	.59	.40	.73	98.3
6	42	.29	.00	.51	.40	.63	98.9
0	65	.00	.17	.43	.44	.53	99.5
0	28	.14	.00	.41	.40	.50	100.0

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 1 = 90.48

SPECIES	GROUP 3		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	NO	AV ABUN				
6	36	5.00	.00		4.22	8.20	4.66	4.6
4	40	.00	16.00		3.96	1.15	4.38	9.0
4	54	2.00	.00		3.35	8.20	3.71	12.7
4	20	2.00	.00		3.35	8.20	3.71	16.4
5	42	2.00	.00		3.35	8.20	3.71	20.1
2	51	3.00	.33		3.14	2.19	3.47	23.6
0	4	3.00	.50		3.06	1.96	3.38	27.0
6	69	.00	6.17		3.04	1.28	3.36	30.3
9	70	.00	6.50		3.01	1.28	3.33	33.6

Fortsettelse neste side.....

Vedlegg 6. Fortsettelse.....

s. 5

SPECIES	AV. ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM %
52	7.14	9.8	6.42	25.99	25.99
40	20.43	7.8	1.47	20.70	46.69
57	5.57	4.0	.92	10.47	57.16
13	2.00	3.1	.61	8.15	65.32
4	2.43	2.7	.61	7.12	72.44
64	3.71	2.6	.61	6.81	79.25
62	9.86	2.5	.61	6.72	85.97
26	1.71	1.4	.40	3.57	89.55
66	3.14	1.1	.40	2.84	92.39
27	2.14	.5	.22	1.31	93.70
60	2.71	.5	.22	1.30	95.00
8	3.14	.4	.22	1.17	96.17
72	3.43	.4	.22	1.10	97.27
5	1.86	.4	.22	.96	98.23
61	1.43	.3	.22	.89	99.12
53	1.57	.3	.22	.88	100.00

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 2 & 1 = 80.78

SPECIES	GROUP 2		GROUP 1		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV ABUN				
9	52	7.14	.00	4.76	5.84	5.89	5.8	
1	40	20.43	16.00	3.33	1.23	4.12	10.0	
1	69	.00	6.17	3.23	1.36	4.00	14.0	
8	70	.00	6.50	3.20	1.36	3.97	17.9	
3	43	.00	3.50	3.03	1.33	3.76	21.7	
4	24	.00	3.17	3.00	1.33	3.71	25.4	
3	72	3.43	4.33	2.98	1.27	3.68	29.1	
8	62	9.86	1.17	2.95	1.12	3.65	32.7	
3	68	.00	3.83	2.78	1.34	3.45	36.2	
4	38	.43	3.00	2.76	1.25	3.41	39.6	

s. 6

7	19	.00	.50	.65	.41	.72	94.1
9	5	.00	.50	.65	.41	.72	94.8
0	10	.00	1.00	.65	.41	.72	95.6
0	6	.00	1.00	.64	.41	.70	96.3
8	61	.00	.83	.61	.41	.67	96.9
5	71	.00	.83	.61	.41	.67	97.6
8	7	.00	.33	.57	.41	.63	98.2
2	53	.00	.33	.57	.41	.63	98.9
5	21	.00	.33	.57	.41	.63	99.5
0	65	.00	.17	.41	.41	.45	100.0

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 2 = 87.72

SPECIES	GROUP 3		GROUP 2		AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM
	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV ABUN				
1	40	.00	20.43	5.36	2.01	6.11	6.1	
2	52	.00	7.14	5.01	7.79	5.71	11.8	
3	36	5.00	2.29	4.39	3.03	5.01	16.8	
9	51	3.00	1.86	3.91	3.40	4.46	21.2	
9	20	2.00	.00	3.78	7.51	4.30	25.5	
0	54	2.00	.00	3.78	7.51	4.30	29.9	
4	35	2.00	1.29	3.54	3.45	4.04	33.9	
8	57	.00	5.57	3.37	1.42	3.84	37.7	
7	42	2.00	.29	3.24	2.14	3.69	41.4	
9	46	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	45.0	
1	63	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	48.7	
3	48	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	52.3	

s. 7

5	49	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	55.9
6	14	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	59.5
8	67	1.00	.00	3.17	7.51	3.62	63.1
1	62	.00	9.86	3.09	1.03	3.53	66.7
8	38	1.00	.43	2.87	3.10	3.27	69.9
7	64	.00	3.71	2.71	1.07	3.09	73.0
3	13	.00	2.00	2.69	1.05	3.06	76.1
5	66	1.00	3.14	2.47	2.11	2.81	78.9
3	4	3.00	2.43	2.00	1.12	2.28	81.2
8	26	.00	1.71	1.98	.79	2.25	83.4
5	60	.00	2.71	1.64	.55	1.87	85.3
8	72	.00	3.43	1.52	.58	1.73	87.0
5	27	.00	2.14	1.46	.58	1.67	88.7
8	8	.00	3.14	1.44	.58	1.64	90.3
9	5	.00	1.86	1.32	.57	1.50	91.8
7	61	.00	1.43	1.22	.59	1.39	93.2
4	53	.00	1.57	1.20	.59	1.37	94.6
5	29	.00	1.71	.80	.38	.91	95.5
3	3	.00	.71	.77	.38	.88	96.4
7	30	.00	1.29	.74	.38	.85	97.2
0	11	.00	.57	.73	.38	.83	98.1
1	55	.00	.71	.62	.38	.71	98.8
1	39	.00	.43	.62	.38	.70	99.5
0	28	.00	.14	.43	.38	.49	100.0

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Stovvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer - en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunnundersøkelser; Preliminær rapport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, *Salmo salar* L. og ørret, *Salmo trutta* L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stovvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forravassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyningsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbilologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruvedrift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørret yngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbilologiske undersøkelser av tjønner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Frøøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunn-sjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddøladalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stovvatn og Utsetelv, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørli, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos *Triturus vulgaris* (L.), salamander, og *T. cristatus* (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbilologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdalen kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbilologisk undersøkelse i Grøvvassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjøllådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et program-system for foredling og informasjonsuttrekking av materialet samlet inn med datalogger. 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjøm, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnestjøera, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammendrag og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdalen og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbilologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille

- Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbioologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, somrene 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsaunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbioologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbioologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 82 s.
- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvoid, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46). 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøavassdraget (bl.a. Svartsnyttvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunddal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbioologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplankton-

- undersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemi, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvassdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfauvistiske undersøkelser i Meisalvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chirono-midae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.
- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratafauna og hydrografi i Ormsetområdet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983 - november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av *Mysis relicta* i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og *Mysis relicta* i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanddybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befarings av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forurensnings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbiologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rolla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alter-

- nativ produksjon av laksemolt basert på yngelutsetting i elv. Bunn dyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnvassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.
- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.
- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk arts mangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitatene innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.
- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Konesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser av Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsf fauna, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsted, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrf fauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over Svæet. 41 s.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.
- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndalselva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. Planktonundersøkelser i Jonsvatnet i Trondheim. En oppsummering av utviklingen i perioden 1977-1994, med spesiell omtale av forholdene i 1994. 27 s.
- 4 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Tevla og Skurdalsvoll dammen før regulering og de to første årene etter regulering. (LFI-93). 30 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Johansen, S.W., Haug, A. & Bongard, T. Fiskebiologiske referanseundersøkelser i Stjør-dalsvassdraget 1990-1994, i forbindelse med Meråkerutbyggingen. (LFI-94). 86 s.
- 6 Dolmen, D. (red.). Ferskvannslokaliteter og verneverdi. (LFI-95). 105 s.
- 1996-1 Dolmen, D. Invertebrat- og amfibief faunaen i dammer rundt Fjergen og i Teveldalen, Meråker. (LFI-96). 28 s.
- 2 Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Berg, T. & Dalen, T. Fiskebestander og næringsgrunnlag i Vir'dnejav'ri og Ladnetjav'ri, Kautokeino kommune, 8 år etter regulering. 43 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. (LFI-97). 22 s.
- 4 Bolghaug, C. & Dolmen, D. Dammer og småtjern rundt Oslofjorden; fauna, flora og verneverdi. (LFI-98). 38 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Økologisk tilstandsrapport for Gjevilvatnet 1986-89, med hovedvekt på plankton, mysis bunndyr og fisk. (LFI-99). 63 s.
- 6 Brodtkorb, E.M., Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Fiskebestandene i Gjevilvatnet i 1995: Status og utvikling. (LFI-100). 25 s.
- 7 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Isvatnet, Lille Isvatnet, Rundtuvatnet og Trolldalsvatnet, Rana kommune, Nordland. (LFI-101). 27 s.
- 1997-1 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i øvre del av Åbjøravassdraget i 1995, 15 år etter regulering. (LFI-102). 43 s.
- 2 Thingstad, P.G. & Hokstad, S. Konsekvenser for vannfugl og marin bunndyrf fauna av en eventuell bru og veifylling over Ramsarområdet i Kråkvågsvaet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 50 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Korttidseffekt av rotenonbehandling på bunndyr i Ognå og Figga, Steinkjer kommune. (LFI-103). 29 s.
- 4 Dolmen, D. & Winge, K. Boasneglen (*Limax maximus*) og iberiasneglen (*Arion lucitanicus*) i Norge; utbredelse, spredning og skadevirkninger. (LFI-104). 24 s.
- 5 Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. Effekter av grusgraving på ung fisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. (LFI-105). 37 s.
- 6 Dolmen, D. & Kleiven, E. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 1. (LFI-106). 27 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I. & Brodtkorb, E. Fiskebestandene i Nidelva ovenfor lakseførende del, 1984-85. (LFI-107). 31 s.
- 8 Arnekleiv, J.V., Dolmen, D., Aagaard, K., Bongard, T. & Hansen, O. Rotenonbehandlingens effekt på bunndyr i Rauma- og Hensvassdraget, Møre & Romsdal. Del I: Kvalitative undersøkelser. (LFI-108). 48 s.
- 9 Thingstad, P.G. Bærekraftig skogforvaltning og biologisk mangfold innen boreal barskog. Ornitologisk delprosjekt i Trondheim Bymark 1996. 34 s.
- 10 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Lindstrøm, E.A. & Bongard, T. Vannkvalitet, begroing og bunndyr i Nea 1993-1995. Del II. Forholdene etter regulering. (LFI-109). 46 s.
- 1998-1 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gyte-vandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland, 1997. (LFI-110). 31 s.
- 2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Registrerte gytelokaliteter for storørret i Gudbrandsdalslågen og Gausa med sideelver. (LFI-111). 28 s.
- 3 Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. Fiskebiologiske undersøkelser i Storsvatnet, Rissa og Leksvik kommuner, Sør-Trøndelag. (LFI-112). 25 s.
1999. Ingen rapporter utgitt.
- 2000-1 Koksvik, J. Prøvefiske i Lille Jonsvatn, Trondheim kommune, 1999. 21 s.
- 2 Kraabøl, M. & Arnekleiv, J.V. Telemetristudier over gyte-vandrende storørret fra Randsfjorden og opp i Etna og Dokka, Oppland. Oppsummering av resultatene fra 1997 og 1998. (LFI-113). 25 s.
- 3 Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J. & Urke, H.A. Fiskebiologiske undersøkelser i Stjør-dalselva 1990-1999. Del 1. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ung fisktettheter og smolt. (LFI-114). 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. En undersøkelse av fisk, invertebrater og vannkvalitet i forbindelse med planlagt overføring av Finnkoisjøen

- til Nesjøen. 32 s.
- 5 Thingstad, P.G., Kutschera, F. & Smith, M. Ytre Vikna vindmøllepark. Konsekvenser for fugl og annet vilt. 42 s.
  - 6 Thingstad, P.G., Kutschera, F. & Smith, M. Hundhammerfjellet vindmøllepark. Konsekvenser for fugl og annet vilt. 23 s.
- 2001-1 Koksvik, J. & Arnekleiv, J.V. Fiskebiologiske undersøkelser i Fjergen sju år etter siste tilleggsregulering. (LFI-115). 27 s.
- 2002-1 Koksvik, J. Prøvefiske i Prestbuvatnet og Mjovatnet, Meldal kommune, 2001. (LFI-116). 34 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Korsen, I. & Berg, O.K.: Fiskebiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2000. Del II. Rognutvikling, vekst og energetikk hos ungfisk, data om voksen fisk og fangst. (LFI-117). 50 s.
  - 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for ferskvannsbiologi og fisk. (LFI-118). 60 s.
  - 4 Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Arnekleiv, J.V. & Flatberg, K.I. Leirfossene kraftverk – konsekvensutredninger for vannkvalitet, begroingsforhold, plankton og fiske. (LFI-119). 46 s.
  - 5 Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L. & Koksvik, J. Fisk, bunndyr og minstevannføring i elvene Tevla, Torsbjørka og Dalåa, Meråker kommune. (LFI 120). 90 s.
  - 6 Kjærstad, G., Arnekleiv, J.V., Koksvik, J. & Rønning, L. Grytendal kraftverk – fiskebiologiske undersøkelser. (LFI-121). 33 s.
  - 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J., Koksvik, J.I. & Rønning, L. Miljøstatus med hovedvekt på vannkjemi, plankton og fisk i innsjøene Hoklingen og Movatnet, Nord-Trøndelag. (LFI-122). 39 s.
- 2003-1 Thingstad, P.G., Frengen, O., Hokstad, S. & Stokland, Ø. Tautra med Svaet naturreservat og fuglefredningsområder. Ornitologisk og marinbiologisk status før bruåpningen i veimoloen over Svaet. 67 s.





## Rapportserien

«Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie» inneholder stoff fra de fagområdene som Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer i hovedsak stoff fra oppdragsprosjekter og andre undersøkelser og forskning utført ved Vitenskapsmuseet. Det tas også inn foredrag, utredninger o.l. som angår museets arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien startet i 1974, og det finnes parallelle arkeologiske og botaniske serier fra Vitenskapsmuseet. Serien har tidligere skiftet navn: «K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.» (1974-86), og fra 1987 «Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie».

## Til forfatterne

### Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil på PC format, skrevet i Word Perfect eller Word. Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres. Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren «brødtekst», dvs. med færrest mulig formateringskoder. Hovedoverskrifter skal skrives med store bokstaver, de øvrige overskrifter med små bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

1. Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatterens navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatterens navn og adresse(r). Dersom et hefte inneholder flere selvstendige bidrag/artikler, skal hvert av disse ha referat og abstract.
3. Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

### Manuskriptet bør for øvrig inneholde:

4. Et forord som ikke overstiger en trykkside. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
5. En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
6. En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
7. Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et «summary» på engelsk.
8. Tabeller og figurer leveres på separate ark og skrives i egne filer. I teksten henvises de til som «Tabell 1», «Figur 1» osv.

## Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvist til i manuskriptteksten samles bakerst i manuskriptet under overskriften «Litteratur». Henvisninger i teksten gis som Haftorn (1971), Arnekleiv & Haug (1996) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther et al. (1981). Om det blir vist til flere arbeidere, angis det som «som flere forfattere rapporterer (Haftorn 1971, Thingstad et al. 1995, Arnekleiv & Haug 1996,», dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge: det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og etniske navn), ö = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Ved lik alfabetisk prioritet går to forfattere foran tre eller flere («et al.»).

## Eksempler:

### Tidsskrift/serie

Slagsvold, T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. – *Ornis Scand.* 8: 197-222.

Arnekleiv, J.V. & Haug, A. 1996. Fiskebiologiske undersøkelser i Holmvatnet og Rundtuvatnet, Rana kommune, Nordland, 1995. – *Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser.* 1996, 3: 1-22.

### Kapittel

Nilsson, S.G. & Ericson, L. 1992. Conservation of plants and animal populations in theory and practice. s. 71-112 i Hansson, L. (red.). *Ecological principles of nature conservation.* (Elsevier Appl. Sci., London).

### Monografi/bok

Kjelsaas, M.B. 1995. Tilbud og valg av næringsdyr hos laksunger (*Salmo salar* L.) i Gaula. (Cand.scient. oppgave i ferskvannsökologi. Universitetet i Trondheim, Zoologisk institutt, AVH. 32 s. Upubl.

Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler.* (Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.

### Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brødteksten. På papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør originale lysbilder (dias) leveres med manuskriptet.

### Opplag

Rapporten trykkes vanligvis i et opplag på 200-400 eksemplarer.

## Utgiver

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)  
Vitenskapsmuseet  
7491 Trondheim  
Tlf. 73 59 22 80 • Fax 73 59 22 95

## Forsidebilder

Hovedbilde: Bekk ved Trollalsvatnet med utsyn mot Høgtuvbreen, Nordland. Foto: Jo Vegar Arnekleiv

## Småbilder

Provefiske i Innerdalsvatnet, Sør-Trøndelag. Foto: Jan Ivar Koksvik  
Elektrofiske i Dalåa, Nord-Trøndelag. Foto: Jo Vegar Arnekleiv  
Ornitologen i felt. Foto: Per Gustav Thingstad



ISBN 82-7126-664-0  
ISSN 0802-0833