

# Lundens populasjonsøkologi på Røst Status etter hekkesesongen 2001

Tycho Anker-Nilssen  
Tomas Aarvak



**NINA Oppdragsmelding 736**



**NINA•NIKU**  
STIFTELSEN FOR NATURFORSKNING  
OG KULTURMINNEFORSKNING

**NINA** Norsk institutt for naturforskning

# Lundens populasjonsøkologi på Røst Status etter hekkesesongen 2001

Tycho Anker-Nilssen  
Tomas Aarvak

## NINAs publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

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

### NINA Oppdragsmelding

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

### NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra instituttets prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc. Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

### Temahefter

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

### Fakta-ark

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

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

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.

Trondheim, april 2002

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-1307-9

Forvaltningsområde:  
Kystøkologi  
Coastal Ecology

Copyright ©:  
NINA•NIKU  
Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres med kildeangivelse, men resultatene må ikke publiseres på annen måte uten etter skriftlig avtale med førsteforfatteren.

*Provided proper reference is given, this publication can be cited but the results cannot be published elsewhere without written permission from the first author.*

Teknisk redigering og layout:  
Tycho Anker-Nilssen [tycho@nina.no](mailto:tycho@nina.no)

Digital print: Norservice as

Opplag: 200

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00  
Fax: 73 80 14 01



Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12696 – Lundens populasjonsøkologi på Røst

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgivere:

Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim  
Norsk Hydro ASA, Vækerø  
BP Amoco Norge AS, Stavanger  
Fylkesmannen i Nordland, Bodø

## Referat

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.

De hekkebiologiske studiene av lunder *Fratercula arctica* på Røst i Nordland har pågått årlig siden 1964. Som et ledd i den regulære rapporteringen er denne rapporten utformet som et supplement til foregående årsrapporter (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001). Samlet gir disse en forholdsvis utførlig analyse av prosjektets langtidsserier. Foreliggende rapport dokumenterer resultatene fra undersøkelsene i 2001 i lys av tidligere års resultater.

Antallet trafikkerte reirganger på Hernyken i 2001 var 9.6 % lavere enn i 2000 og det laveste som hittil er registrert. På denne bakgrunn ble hele øygruppens hekkebestand estimert til 450 500 par lunder. Dette tilsvarer kun 31.3 % av bestandsstørrelsen da overvåkingen startet i 1979. Til tross for nedgangen har Røst fremdeles landets største sjøfuglkoloni. Dødelighetsraten for hekkende fugler fra 1999 til 2000 ble beregnet til 10.9 %, dvs. noe høyere enn i foregående tidssteg (1998-99, 8.9 %) og nær tre ganger så høy som i årene 1990-94 (4.1 % pr. år).

0-gruppe sild *Clupea harengus* av moderat god størrelse dominerte ungenes diett gjennom hele sesongen, selv om hyse *Melanogrammus aeglefinus* var et betydelig byttedyr tidlig i ungeperioden. Andelen av bestanden som produserte egg var lavere enn normalt. Til tross for at en svak sildeårsklasse nådde oppvekstområdene i Barentshavet lyktes de fleste lundene med hekkingen. I alt 84 % av ungene overlevde reirtiden, og de fleste forlot kolonien i brukbar kondisjon. Dette var kun den andre gode hekkesesongen siden 1993, og en ytterligere bestandsreduksjon de neste 2-3 årene synes unngåelig.

Det gode samsvaret mellom livshistorieparametre for lundene på Røst og årsklassestyrken til sild forklarer 76 % av variasjonen i ungenes utflygingssuksess og 67 % av variasjonen i hekkefuglenes overlevelse fra år til år. Effekter av klimavariasjoner blir nå studert i et eget prosjekt.

Emneord: Sjøfugl – populasjonsøkologi – lunde – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Tomas Aarvak, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

## Abstract

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. The population ecology of Puffins at Røst. Status after the breeding season 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.

The breeding biology of Atlantic Puffins *Fratercula arctica* at Røst in Nordland has been studied annually since 1964. As part of the regular reporting procedure, this report is written as a supplement to previous annual reports (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001). Together, they give a reasonably detailed analysis of the long-term data series from the project. The present report documents the results from the studies in 2001 in relation to similar results from previous years.

The number of occupied nest burrows on Hernyken in 2001 was 9.6% lower than in 2000 and the lowest registered so far. An estimated 450 500 pairs of Puffins now breed in the Røst archipelago. This equals only 31.3% of the population when monitoring started in 1979. In spite of the decline, Røst still holds the largest seabird colony in Norway. The mortality rate of breeding birds from 1999 to 2000 was estimated at 10.9%, i.e. somewhat higher than in the previous time-step (1998-99, 8.9 %) and almost three times the level in the years 1990-94 (4.1% per year).

First-year (0-group) herring *Clupea harengus* of moderately good size dominated the chicks' diet throughout the season, even though haddock *Melanogrammus aeglefinus* was an important prey early in the nestling period. The proportion of the population producing an egg was lower than normal. Despite that a very weak year-class of herring reached the nursery areas in the Barents Sea most Puffins succeeded in their breeding. In all, 84% of the nestlings survived to fledging, and most left the colony in reasonable condition. This was only the second good breeding season after 1993, and a further population decrease seems inevitable for the next 2-3 years.

The close correlation between life history parameters of the Røst Puffins and the year-class strength of herring explains 76% of the variation in fledging success of chicks and 67% of the variation in survival rates of breeding birds between years. The influence of climate variations is now explored in a separate project.

Keywords: seabirds – population ecology – puffin – Røst

Tycho Anker-Nilssen & Tomas Aarvak, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim.

## Forord

Dette er resultatrapporten for 2001 fra prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst*. Strukturen på stoffet er stort sett sammenfallende med foregående årsrapporter (Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001), som samlet gir en forholdsvis utdypende analyse av prosjektets lange tidsserier. Rapporten fokuserer primært på resultater fra feltarbeidet i 2001, selv om den også berører mange generelle trekk ved lundenes populasjonsøkologi på Røst. Dessuten er de fleste av prosjektets sentrale tidsserieanalyser oppdatert. Prosjektets bakgrunn og hovedmål er uendret. Undersøkelsene er av langsiktig karakter, og prosjektet søker å videreføre de løpende hekkebiologiske studiene av lundebestanden på Røst som ble innledet av Svein Myrberget i 1964. De fleste data er derfor sammenholdt med tidligere års resultater.

De faglige, organisatoriske og økonomiske rammer for virksomheten har variert betydelig opp gjennom årene, men Direktoratet for naturforvaltning (DN, tidligere DVF) har hele tiden vært en sentral bidragsyter og premissleverandør. Gjennomføringen av arbeidet i 2001 var likevel bare mulig takket være betydelig støtte fra Norsk Hydro og BP Amoco Norge. Operatørselskapenes interesse er blant annet motivert i behovet for miljødata knyttet til leteboring på sokkelen ved Røst, men har også betydelig relevans for regulær petroleumsvirksomhet i andre områder.

Følgende 11 personer deltok på en eller annen måte direkte i feltarbeidet for sjøfuglundundersøkelsene på Røst i 2001: Oddvar Amundsen, Tycho Anker-Nilssen, Rasmus Anker-Nilssen, Steve Baines, Jan Magne Gilje, Ingunn Moslet, Ivar Rimul, Ole Wiggo Røstad, Leif Johannes Sætre, Jan Erik Wessel og Tomas Aarvak. En stor takk rettes til samtlige, spesielt til de som helt eller delvis gjorde dette uten godtgjørelse. Foruten forfatterene var bare Ivar Rimul formelt tilknyttet prosjektet under feltarbeidet. Takhøyden på maituren har alltid vært særdeles god, men takket være Oddvars hyperaktive innsats og Jan Eriks ypperlige hjelp, kan samtlige medarbeidere nå finne full oppreisning for sine legemer også innendørs på Hernyken – om enn ikke samtidig. Dessverre ble det ikke tid og rom til å besørge de siste utbedringene på Vedøy, så vi satser på en snill vinter og nytt pågangsmot når sommerånden igjen er over oss.

Analyse og publisering av resultater fra flere parallelle prosjekter er en integrert del av prosjektet på Røst, og rapporteres delvis her. Dette omfatter bl.a. bestandsovervåkingen av lundene som alltid utføres i samarbeid med Ole Wiggo Røstad. Foruten Ole Wiggo takkes Bjørn Erik Axelsen, Rob Barrett, Laurent Crespin, Joël Durant, Kjell Einar Erikstad, Per Fauchald, Petter Fossum, Geir Gabrielsen, Vladimir Grosbois, Mike Harris, Nils Chr. Stenseth,

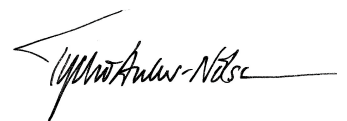
Roald Sætre, Paul Thompson og Sarah Wanless for verdifullt og produktivt faglig samarbeid tilknyttet prosjektet i året som gikk. På instituttet har Jorunn Pedersen nok en gang holdt styring på alt vi ikke makter å ordne fra Røst. Frode Holmstrøm og Kirsti Kvaløy hjalp oss med nødvendig utstyr for å innsamle blodprøver, mens Geir Håvard Nymo og Tomas Aarvak har lagt inn de fleste nye data i prosjektets databaser. Erling Solberg hjalp oss med statistisk testing av vår forstyrrende effekt ved kontroll av studiereir.

Kontakten med Røstværingene og samarbeidet med Røst kommune var, som alltid, svært positiv og viktig for prosjektet. I 2001 var vi ekstra takk skyldig ordfører Paul Rånes, Arnfinn Ellingsen, Kulvant Jassal m/familie, Steve Baines, Johan Edvardsen, Roald Karlsen, Bengt Asle Magnussen, Nils Mikalsen, Steinar Greger, alle velvillige personer på Lille-Glea og Glea og, sist men absolutt ikke minst, Kari, Roald og Finn Olav Olsen, som alltid søker å oppfylle våre mange ønsker og behov, og mer til.

Spesielt stor takk rettes til DN, Norsk Hydro og BP Amoco som var våre viktigste økonomiske bidragsytere i 2001. Dessuten bidro Fylkesmannens miljøvernavdeling i Nordland med et lite tilskudd til overvåkingen av lundenes overlevelse. Takk også til Kystverket i Kabelvåg som lar oss få tilgang til fyrstasjonen på Skomvær når vi trenger det.

De langvarige lundeundersøkelsene på Røst fremskaffer kunnskap av stor betydning for forskning og forvaltning, og problematikken lunde/sild på norskekysten har betydelig internasjonal oppmerksomhet. Lundene har vist seg å være følsomme indikatorer på endringer i havet, både de som har naturlige årsaker (klimaendringer) og de som skyldes menneskets utnyttelse av ressursene. Prosjektets resultater er derfor også viktige for å forstå hvordan mange andre sjøfuglpopulasjoner, som studeres mindre inngående, samvirker med sitt miljø. Det er de lange, ubrutte tidsseriene som gir den vitenskapelige gevinsten, og en videreføring av feltarbeidet har derfor alltid høyeste prioritet i prosjektet. Så lenge dette kan ivaretas, øker det faglige utbyttet enda raskere enn tilveksten av data. Jeg tror resultatene beviser det, selv om vi ikke har rom for å illustrere alle aspekter ved dette hvert år. Vi håper derfor på fortsatt faglig og økonomisk vilje hos våre gode samarbeidspartnere til å videreføre disse undersøkelsene, selv om vi – for første gang på mange år – ikke maktet å få fullfinansiert prosjektet i 2001.

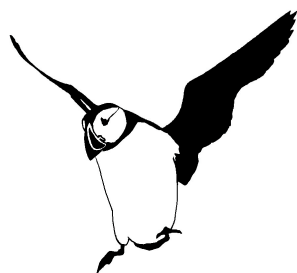
Trondheim, april 2002



Tycho Anker-Nilssen

## Innhold

Referat .....	3
Abstract .....	3
Forord .....	4
Innhold .....	5
<b>1 Innledning .....</b>	<b>5</b>
<b>2 Metoder og materiale .....</b>	<b>6</b>
2.1 Langtidsserier .....	6
2.2 Andre undersøkelser i 2001 .....	7
2.3 Statistiske metoder .....	8
<b>3 Resultater .....</b>	<b>9</b>
3.1 Bestandsstørrelse .....	9
3.2 Bestandsutvikling .....	10
3.3 Næringsstudier .....	11
3.4 Reproduksjon .....	15
3.4.1 Eggstørrelse .....	15
3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess .....	16
3.4.3 Ungevekst .....	17
3.4.4 Hekkesuksess .....	20
3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating .....	23
3.4.6 Videoregistreringer i reir .....	24
3.5 Overlevelse .....	26
3.5.1 Ungfuglenes overlevelse .....	26
3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse .....	27
3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse og kondisjon .....	29
3.7 Predasjon av voksne lunder .....	32
3.8 Klimaeffekter .....	34
<b>4 Diskusjon .....</b>	<b>35</b>
<b>5 Referanser .....</b>	<b>37</b>
<b>6 Tilvekst til ornitologisk bibliografi for Røst .....</b>	<b>39</b>



## 1 Innledning

Hovedformålet med prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst* er uendret. Hensikten er å forklare hvilke faktorer som styrer reproduksjonen og populasjonsdynamikken i lundebeholdningen på Røst, og hvordan disse prosessene endres over tid. Lundenes stedtrohet er høy, noe som tilsier at de viktigste parametere for bestandsutviklingen er den overlevelse og reproduksjon de etablerte hekkefuglene på Røst erfarer. Det er derfor lagt spesiell vekt på å studere hvilke konsekvenser endringer i næringsforholdene i hekketiden har for disse faktorene. En mer utførlig faglig bakgrunn er gitt av bl.a. Anker-Nilssen & Brøseth (1998).

Det sentrale, teoretiske utgangspunkt for prosjektet er at sjøfuglenes atferd, ungevekst, hekkesuksess og overlevelse påvirkes i ulik grad av endringer i næringstilgangen (bl.a. Cairns 1987, 1992). Ved en svak begrensning i næringstilbudet er det i første omgang de voksnes tilstedeværelse i kolonien som forventes å avta, fordi fuglene må bruke mer tid til næringsøk. Når næringstilbudet blir ytterligere redusert, og havner under et nivå hvor fuglene ikke lenger kan kompensere ved å endre sitt tidsbudsjett, vil ungenes vekst og overlevelse bli negativt berørt. Ved svært betydelig næringsmangel mislykkes hekkingen fullstendig, enten ved at de fleste ungene dør eller, dersom næringssvikten inntreffer tidlig nok, ved at mange fugler unnlater å hekke. Voksenfuglenes overlevelse forventes bare å bli redusert når næringsforholdene er ekstremt dårlige, enten dette inntreffer i hekkesesongen eller til andre tider på året.

Disse betraktningene innebærer at hva som er den beste indikatoren for endringer i næringstilgangen vil variere tilsvarende: Voksenfuglenes opptreden i kolonien er en god indikator når forholdene er jevnt gode, mens ungenes vekst og overlevelse som regel er den beste indikatoren ved dårligere forhold. Ved spesielt dårlige forhold vil også klekkesuksess eller hekkevillighet være redusert, og unntaksvis vil økt voksendødelighet indikere helt ekstreme forhold. De voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden henger også nøye sammen med miljøforholdene. De populasjonsøkologiske lundestudiene på Røst er tilrettelagt for å belyse hele spekteret av endringer i næringsforholdene og fokuserer derfor på alle disse forhold. Prosjektet har bl.a. avdekket at voksenfuglene som regel er i stand til å opprettholde høy kroppsvekt i de helt mislykkede sesongene (Anker-Nilssen et al. i manus b). Dårligst kondisjon har de når næringsforholdene er noe bedre men nær en nedre grense (terskelverdi) for hva som må til for å kunne fostre opp avkom. Dette viser at kostnaden ved reproduksjon er klart størst i slike sesonger. Selv om foreldrene klarer seg rimelig bra i hekkesesonger hvor de ikke finner tilstrekkelig næring til å fostre opp ungen, blir også deres egen overlevelse negativt berørt av dårlig



næringstilgang. Resultatene kan antyde at den mest kritiske perioden for de voksne er hvilke næringsforhold de erfarer i de første månedene etter avsluttet hekking. Ferske analyser av datamaterialet for fuglenes overlevelse fra år til år viser at det primært er hunnene som berøres negativt etter dårlige hekkesesonger. Hannene ser ut til å være mer fleksible og avbryter hekkingen tidligere enn hunnene når forholdene er dårlige.

For å oppnå en helhetlig analyse, rapporteres også mål for utviklingen i bestandens størrelse og de voksne fuglenes overlevelse. Disse parametrene overvåkes årlig gjennom to parallelle prosjekter, hhv. *Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl* (f.eks. Anker-Nilssen et al. 1996, Lorentsen 2001) og *Årlig variasjon i overlevelse hos noen norske sjøfugler* (Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994, 1998a). De viktigste resultatene fra disse undersøkelsene er derfor gjengitt her og oppdatert med siste års resultater.

Den primære hensikten med rapporten er å dokumentere resultatene fra feltarbeidet på Røst i 2001, og vurdere disse i lys av tidligere års erfaringer. I en viss utstrekning er også resultater av mer kortvarige undersøkelser presentert. Rapporten spenner følgelig svært vidt. De fleste resultatene er diskutert løpende i resultatkapittelet, mens diskusjonskapittelet fokuserer på mer overordnede trekk og perspektiver i lundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk. På lik linje med de tre foregående årsrapporter (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001) er rapporten skrevet som et supplement til de noe mer dyptpløyende analysene i prosjektets siste fagrapport (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Det kan derfor anbefales å sammenholde disse rapportene parallelt. Siden vi dessverre ikke lyktes i å fullfinansiere prosjektet i 2001, er rapporten på enkelte punkter mindre grundig enn tidligere.



*En dag i mai. Det tradisjonelle pausebildet markerer igjen at uendrede prosedyrer er et kjernepunkt for lunde-prosjektet. Behovet for et nytt stasjonsbygg blir likevel stadig mer følbart, selv om Oddvar (i midten) er utrettelig i sin kamp for å holde de største problemene på avstand. (Foto © T. Anker-Nilssen)*

## 2 Metoder og materiale

### 2.1 Langtidsserier

De standardiserte metodene som benyttes i de løpende lundeundersøkelsene på Røst er beskrevet i en rekke tidligere arbeider. Her gis derfor bare referanser til de mest fyllestgjørende av disse beskrivelsene for de ulike data-serier som er/blir innsamlet (**tabell 1**).

Alle data som er innsamlet i regulære serier siden 1979 (**tabell 2**) er innlagt på EDB og korrekturlest. Merk at angitt omfang for feltinnsats også inkluderer andre sjøfugl-undersøkelser på Røst i samme periode. Dette omfatter bl.a. feltarbeid til ni hovedfagsstudier (Bakken 1984, Amundsen & Stokland 1986, Breivik 1991, Otnes & Skjold 1992, Øyan 1993, Albertsen 1995 og Henriksen 1998), den årlige bestandsovervåkingen av toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*, krykkje *Rissa tridactyla* og lomvi *Uria aalge* siden 1988 og av havhest *Fulmarus glacialis* og alke *Alca torda* siden 1997 (jf. Lorentsen 1989, samt årlige rapporter siden hekkesesongen 1988, senest Lorentsen 2001), samt ringmerkningsstudier av havsvaler *Hydrobates pelagicus* og stormsvaler *Oceanodroma leucorhoa* (jf. årlige rapporter

**Tabell 1.** Referanser til beskrivelser av rutinemessige metoder anvendt i felt. – References to descriptions of routine methods used in the field.

Rutiner for Routines for	Metoder beskrevet av Methods described by
Bestandsovervåking Population monitoring	Anker-Nilssen & Røstad 1993
Innsamling av ungenæring Sampling of chick food	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av byttedyr Prey item measurements	Anker-Nilssen 1987, 1991
Analyse av næringskvalitet Analyses of food quality	Anker-Nilssen 1991
Utvalg og kontroll av studiereir Study nest selection and checks	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av egg og unger Egg and chick measurements	Anker-Nilssen 1987, 1991
Fangst av voksne fugler Trapping of adult birds	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av voksne fugler Measurements of adult birds	Jones et al. 1982, Barrett et al. 1985
Overvåking av voksenoverlevelse Monitoring of adult survival rates	Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994.
Voksne fuglers tilstedeværelse Colony attendance of adult birds	Anker-Nilssen & Øyan 1995
Innsamling av døde voksenfugler Collection of dead adult birds	Anker-Nilssen & Brøseth 1998

**Tabell 2.** Oversikt over samlet feltinnsats i sjøfuglarbeidet og innsamlet datamateriale for lundeundersøkelsene på Røst i 1979-2001. Data for perioden 1979-2000 og totalen for alle 23 år er enten summert eller angitt med variasjonsbredde for årstotaler. For årvisse studier er gjennomsnitt pr. år angitt i parentes. – Summary of the extent of seabird fieldwork and Puffin data collected at Røst in 1979-2001. Data for the period 1979-2000 and the total for all 23 years are either added up or presented by the range of yearly totals. For continuous data series the annual mean is given in parenthesis.

Antall - Number of	1979-00	2001	Total 1979-2001
Feltperioder – Field periods	69	2	71
Bemanningsdøgn – Days of fieldwork	2093 (95)	74	2167 (94)
Feltarbeidere – Field workers	6-25 (14)	9	6-25 (14)
Persondøgn – Man-days	6153 (279)	211	6364 (277)
Studiereir med egg eller unge – Study nests with egg or chick	3567 (162)	236	3803 (165)
Egg målt – Eggs measured	1644 (75)	64	1708 (74)
Reirunger målt i studiereir – Study chicks measured	1567 (71)	101	1668 (73)
Dager mellom reirkontroller – Days between nest checks	1-8 (4)	4 (3-6)	1-8 (4)
Morfometriske variabler for ungevekst – Morphometric chick growth variables	2-7 (5)	6	2-7 (5)
Individuelle kontroller av ungevekst – Individual examinations of chick growth	11330 (515)	963	12293 (534)
Reirunger merket – Nestlings ringed	836 (38)	84	920 (40)
Døde unger målt (ikke i reir) – Dead young measured (outside nests)	1342	0	1342
Levende, reirforlatende unger målt – Live fledglings measured	3244 (147)	321	3565 (155)
Reirforlatende unger ringmerket – Fledglings ringed	3055 (139)	321	3376 (147)
Næringsprøver innsamlet – Food samples collected	2413 (110)	213	2626 (114)
Komplette næringsporsjoner studert – Complete food loads examined	2168 (99)	176	2344 (102)
Byttedyr målt – Prey items measured	26576 (1208)	2115	28691 (1247)
Takseringer av inntakstretning – Return direction counts	157	0	157
Voksne ringmerket – Adults ringed	6166 (280)	144	6310 (274)
Gjenfangster av ringmerkede voksne – Adult recaptures registered	2816 (128)	213 <sup>a</sup>	3029 (132)
Påviste individer merket i tidligere år – Registered individuals ringed in earlier years	6-350 (96)	164 <sup>a</sup>	6-350 (99)
Levende voksne individer målt – Live adult individuals measured	0-1502 (350)	300	0-1502 (348)
Døde voksne individer målt (fra 1992) – Dead adult individuals measured (from 1992)	911 (101)	214	1125 (113)
Morfometriske variabler hos voksne – Morphometric variables in adults	1-8 (5)	6	1-8 (5)
Voksne individer fargemerket (fra 1990) – Adult individuals colour-ringed (from 1990)	347 (32)	26	373 (31)
Observasjoner av fargekoder (fra 1990) – No. of colour code observations (from 1990)	7722 (702)	707	8429 (702)

a) Omfatter 11 fugler funnet døde og 37 fugler identifisert vha teleskop (ringnummer avlest) – Includes 11 birds found dead and 37 birds identified by telescope (ring number read)

siden 1989 fra det nasjonale havsvaleprosjektet, senest Anker-Nilssen 2001, samt Anker-Nilssen & Anker-Nilssen 1993 og Anker-Nilssen 1999, 2000a,b). Før det nasjonale programmet startet i 1988, overvåket vi årlig toppskarv på Ellefsnyken i 1985-86, lomvi på Vedøy i 1980-83 (Bakken 1989) og krykkje på Vedøy og i flere småkolonier i 1979-84. Siden 1997 er også en del tid benyttet til et individspesifikt studium av overlevelse, næringsvalg og ungevekst hos teist *Cephus grylle* (T. Anker-Nilssen, H. Brøseth & T. Aarvak under utarb.). Merk også at en meget betydelig frivillig innsats på ulønnet basis er medregnet i tabell 2. Denne innsatsen er hovedårsaken til at den gjennomsnittlige bemanningen ved stasjonen de siste 23 årene har vært så høy som 277 persondøgn pr. år.

## 2.2 Andre undersøkelser i 2001

I tillegg til de regelmessige langtidsstudiene er det gjennomført en rekke andre undersøkelser på lunde av kortere varighet. De som ble utført i 2001 er nærmere omtalt i det følgende.

### Trafikking av studiereir

Parallelt med takseringen av lundebestanden i mai 2001, oppsøkte vi de fleste (n=136) oppmerkede studiereir på vestsiden av Hernyken hvor vi senere i sesongen måler hekkesuksess og ungevekst, og vurderte hvorvidt de var trafikkert av lunde i inneværende sesong. Disse dataene vil bl.a. kunne indikere hvor stor andel av reirene som først tas i bruk etter at bestandstakseringen er gjennomført. Av ressurshensyn er resultatene ikke presentert nærmere i denne rapporten.



### Videoregistreringer i reir

På samme måte som i 1999 og 2000 ble registrering av reirinnhold ved hjelp av et lite, håndholdt videokamera med IR-lys, utført på et utvalg av studiereirene. Metodikken er beskrevet i årsrapporten for 1999 (Anker-Nilssen & Aarvak 2000). Den primære hensikten var å måle den forstyrrende effekten av vår virksomhet ved reirbesøk (normalt hver fjerde dag) og hvordan denne eventuelt endres ved vekslede miljøforhold, samt å vurdere effektiviteten av reirsjekk som metode for å registrere bl.a. hekkebelegg (kapittel 3.4.6). Reir defineres som i bruk til hekking (også omtalt som "i drift") dersom det er egg, unge eller voksen fugl tilstede ved reirkontroll.

### Prøvetaking for DNA-analyser

I 2000 startet vi systematisk innsamling av blodprøver fra lundeunger ( $n = 72$ ) i studiereirene (videoreirene unntatt) for senere kjønnsbestemmelse og DNA fingerprint-analyse (jf. bl.a. Griffiths et al. 1998). Tilsvarende innsamling ble også foretatt i 2001 ( $n = 92$ ). I første omgang er hensikten å opparbeide et materiale over flere år, for å bestemme i hvilken grad lundenes relative investering i avkom av ulike kjønn påvirkes av den store variasjonen i miljøforhold, reflektert gjennom hekkefuglenes kondisjon og overlevelse. En foreløpig og upublisert analyse av våre demografidata for voksne fugler viser at det er hunnenes overlevelse som reduseres når miljøforholdene er dårlige. Lønnsomheten ved investering i avkom kan derfor være avhengig av avkommets kjønn. Det er i så fall mulig at lundene til en viss grad kan kompensere for dette ved at en overvekt av parene produserer unger av det til enhver tid mest fordelaktige kjønn. For å øke utvalgsstørrelsen ble det i 2001 også innsamlet fjærprøver fra 214 reirforlatende unger. Ved merking eller gjenfangst innsamlers vi nå også løpende blodprøver av alle fargemerkede lunder som inngår i demografiprojektet, bl.a. for å kunne kjønnsbestemme dem med 100 % sikkerhet og kontrollere om kjønnsbestemmelsen av andre individer ved diskriminantanalyse av biometriske data er tilstrekkelig presis. Blodprøver av unger kan også nyttes til DNA fingerprint-analyser for å registrere utskifting av foreldrefugler på samme reir mellom år, bl.a. som et indirekte mål for rekrutteringsrate. Til samme formål ble det også innsamlet fjærprøver av noen unger ( $n_{2000} = 19$ ,  $n_{2001} = 24$ ), samt prøver av muskelvev fra fostre i døde egg ( $n_{2000} = 20$ ,  $n_{2001} = 54$ ). Det totale materialet omfatter dermed prøver fra 242 reirunger ( $N_{2000} = 122$ ,  $N_{2001} = 131$ ). Innsamlingsmetodikken er nærmere beskrevet av Anker-Nilssen & Aarvak (2001).

## 2.3 Statistiske metoder

De fleste statistiske tester er foretatt ved hjelp av programpakken *SPSS for Windows* (versjon 11.0.0, © 1989-2001 SPSS Inc.). Dersom ikke annet er angitt er det benyttet

to-halede tester. Testingen av vår forstyrrelse ved reirbesøk i 1999-2001 ble foretatt med en GLIM-model (PROC GENMOD, logit link function, events/trial model syntax) i SAS system for Windows (versjon 6.12, SAS Institute 1996). De demografiske analysene (kapittel 3.5.2) ble utført med programmet *MARK* (White 1998) etter samme statistiske prinsipper som det tidligere anvendte *SURGE*-programmet (Pradel & Lebreton 1991, Lebreton et al. 1992). Statistiske parametre for bestandsstørrelse og bestandsutvikling (kapittel 3.1 og 3.2) ble utledet som angitt av Anker-Nilssen & Røstad (1993) ved hjelp av programmet *Star1*, programmert i *FORTRAN* av Ole Wiggo Røstad.

Regnearksprogrammet *Microsoft® Excel 97* (© 1985-97 Microsoft Corporation) er delvis benyttet som database-plattform, av og til også for å beregne enkel deskriptiv statistikk. Alle figurer er laget i *SigmaPlot 2000 for Windows* (versjon 6.00, © 1986-2000 SPSS Inc.).



*Lundens karakteristiske utseende er bare en av mange egenskaper som gjør denne arten spesiell. Formålet med prosjektet på Røst er ikke bare å forklare utviklingen til den største sjøfugl-kolonien på det Europeiske fastlandet, men å avdekke noen av de økologiske mekanismene som virker mellom nøkkelarter i det marine næringsnett. Som høyt spesialiserte topp-predatorer er disse lundene gode miljøindikatorer som tidlig signaliserer viktige naturlige og menneskeskapt endringer i den pelagiske delen av det marine økosystemet. Prosjektet har også stor vitenskapelig verdi for å forstå utviklingen for andre arter med tilsvarende livshistorie og miljøkrav som lundene på Røst og bestandene av deres viktigste byttedyr. Resultatene er følgelig et betydelig bidrag til kunnskapsgrunnlaget som er nødvendig for en bærekraftig forvaltning av ressursene i den norske kystsonen. (Foto © T. Anker-Nilssen)*

## 3 Resultater

### 3.1 Bestandsstørrelse

I 2001 hadde Heryken 37 520 trafikkerte (tilsynelatende okkuperte) reirganger. Estimatet hadde et 95 % konfidensintervall på  $\pm 8.06$  %. Det er således 95 % sannsynlighet for at det reelle antallet var mellom 34 497 og 40 543. Estimats standardfeil ble beregnet etter en stratifisert prosedyre (jf. Anker-Nilssen & Røstad 1993). I **tabell 3** er tilsvarende resultater for hvert år i perioden 1979-2001 presentert i henhold til stratifisering etter naturlig avgrensede felt,

som for Herykens vedkommende alltid har vært den parameter som gir størst forbedring av konfidensintervallet (8.4 % forbedring av estimatet for 2001). De andre parametrene som testes i denne sammenheng er: habitat (5 kategorier), helning (9 intervaller á 10°), eksposisjonsretning (8 sektorer) og høyde over havet (intervaller á 10 m).

I henhold til den fullstendige bestandstakseringen på Røst i 1990 har Heryken 8.3 % av Røsts lundebestand (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Forutsatt at bestandsutviklingen på Heryken i 1990-2001 var representativ for de andre lunde-koloniene i Røst (slik det er rimelig å anta), var det således ca 450 500 trafikkerte reirganger av lunde på Røst i 2001.

**Tabell 3.** Takseringsresultater for overvåkning av lundekolonien på Heryken i 1979-2001. Takseringsenheten er en trafikkert (tilsynelatende okkupert) reirgang. De tradisjonelle prøvefeltene omfattet også tre transekter på Trenyken og Ellefsnyken. Nåværende takseringsmetode (Star-systemet, Anker-Nilssen & Røstad 1983) ble innført på Heryken i 1983. Bestandsestimatenes standardfeil utregnes med en prosedyre stratifisert i forhold til naturlig avgrensede deler av kolonien. – Census and monitoring results for the Puffin population on Heryken in 1979-2001. The monitoring unit is an apparently occupied burrow. The traditional monitoring scheme also included three transects at Trenyken and Ellefsnyken. The current scheme (the Star system, Anker-Nilssen & Røstad 1993) was introduced on Heryken in 1983. Standard errors of population estimates are calculated using a procedure stratified according to naturally separated sub-areas.

År Year	Median takseringsdato (1. mai = 1) Median date of counting (1 May = 1)	Antall trafikkerte reirganger i tradisjonelle prøvefelt No. of appa- rently occupied burrows in traditional sampling areas	Antall trafikkerte reirganger i prøvefeltene for Star-systemet No. of apparently occupied burrows in Star system plots	Antall kolo- niserte Star- prøvefelt No. of inhabited Star system plots	Median tetthet av trafikkerte reir pr. m <sup>2</sup> i koloniserte Star-prøvefelt Median density of apparently occu- pied burrows per m <sup>2</sup> in inhabited Star system plots	Estimert antall trafikkerte reirganger i hele kolonien (SE) Estimated total number of apparently occupied burrows in the colony (SE)	Bestands- endring fra foregående år (%) Population change in relation to preceding year (%)
1979	70	(662) <sup>a</sup>	–	–	–	119 700	–
1980	14	1723	–	–	–	104 800	–
1981	7½	1806	–	–	–	109 850	+ 4.8
1982	8½	1687	–	–	–	102 610	– 6.6
1983	19	1310	1992	205	0.9	79 680 (3337)	– 22.3
1984	11½	(1779) <sup>b</sup>	1723	199	0.8	68 920 (3018)	– 13.5
1985	4	(1501) <sup>b</sup>	1514	188	0.8	60 560 (2614)	– 12.1
1986	18½	–	1341	198	0.6	53 640 (2342)	– 11.4
1987	9½	–	1106	187	0.6	44 240 (1887)	– 17.5
1988	7½	–	1079	180	0.5	43 160 (1933)	– 2.4
1989	11½	–	1144	188	0.6	45 760 (1919)	+ 6.0
1990	6	–	1376	189	0.7	55 040 (2376)	+ 20.3
1991	10	–	1253	193	0.7	50 120 (2168)	– 8.9
1992	8½	–	1309	183	0.7	52 360 (2145)	+ 4.5
1993	6	–	1144	190	0.6	45 760 (1971)	– 12.6
1994	12	–	1164	179	0.6	46 560 (2003)	+ 1.7
1995	7	–	1167	186	0.6	46 680 (2058)	+ 0.3
1996	7½	–	1046	184	0.5	41 840 (1919)	– 10.4
1997	8½	–	1312	191	0.6	52 480 (2216)	+ 25.4
1998	12	–	1076	187	0.5	43 040 (1776)	– 18.0
1999	9	–	1047	185	0.5	41 880 (1836)	– 2.7
2000	7	–	1038	187	0.5	41 520 (1706)	– 0.9
2001	7	–	938	183	0.5	37 520 (1542)	– 9.6

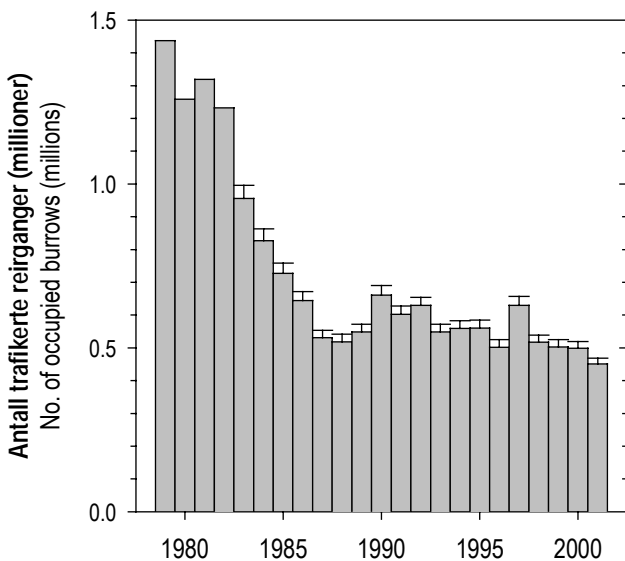
a) Færre prøvefelt enn i 1980-85 - Fewer sampling areas than in 1980-85.

b) Taksert av andre personer enn i tidligere år - Other counters than in previous years.

På Røst er lundegangene gjennomgående så dype at vi bare unntaksvis når helt inn til selve reiret. Vi kjenner derfor ikke eksakt hvor stor andel av lundeparene som trafikkerer flere innganger til reiret, eller hvor mange par som deler den ytterste delen av gangen med et (eller flere) andre par. Erfaringsmessig vurderer vi imidlertid denne "feilkilden" som forholdsvis ubetydelig og antar at det er omkring ett par pr. trafikkert reirgang.

## 3.2 Bestandsutvikling

Utviklingen i hekkebestanden på Heryken er bl.a. publisert av Anker-Nilssen & Røstad (1993) for perioden 1979-88, av Anker-Nilssen et al. (1996) for 1979-94 og av Anker-Nilssen & Tatarinkova (2000) for 1979-99. Etter den dramatiske tilbakegangen midt på 80-tallet har bestanden vært mer stabil, men den gjennomgående trenden etter den beskjedne bestandsveksten i 1989-1990 er klart negativ (tabell 3, figur 1). Hekkebestandens størrelse i 2001 er den laveste som hittil er registrert og bare 31.3 % av hva den var da overvåkingen startet 22 år tidligere.



**Figur 1**

Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst (tilsynelatende okkuperte reirganger + 1 SE) i perioden 1979-2001. Estimaten er basert på data i tabell 3 og bestandsstørrelsen på Røst i 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), under forutsetning om at utviklingen på Heryken er representativ for hele øygruppen. – Development of the breeding population of Puffins at Røst (apparently occupied burrows + 1 SE) in 1979-2001. The estimates are based on data in Table 3 and the population size at Røst in 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), assuming the development at Heryken is representative for the whole archipelago.

Vanligste alder for førstegangshekkende fugler i denne bestanden er 5-7 år (bl.a. Anker-Nilssen & Brøseth 1998, jf. kapittel 3.4.4). Basert på den gode hekkesuksessen i 1989-92 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), kunne det derfor forventes en betydelig rekruttering til bestanden i årene 1994-99. Resultatene viser imidlertid at bestanden var relativt stabil eller svakt synkende i denne perioden. Dette betyr ikke at den har manglet rekruttering, men viser at tilveksten knapt har klart å kompensere for dødeligheten blant etablerte hekkefugler. Unntatt mellom 1996 og 1997, da hekkebestanden til gjengjeld økte tydelig, var voksendødeligheten svært høy i perioden 1994-99 (gjennomsnittlig 12.1 % årlig, kapittel 3.5.2). Det er derfor grunn til å anta at rekrutteringen var rimelig god i de samme årene. Anker-Nilssen & Brøseth (1998) viste at en uvanlig stor andel av de etablerte hekkefuglene unnlot å hekke i 1995 og 1996, men at hekkevilligheten tok seg betydelig opp i 1997. Dette var trolig en betydelig faktor bak "bestandsøkningen" det året. Siden hekkevilligheten året etter var minst like god (Anker-Nilssen 1998), er den ekstreme dødeligheten fra 1997 til 1998 hovedforklaringen på den kraftige tilbakegangen som ble registrert i dette tidsrommet. Rekrutteringen fra de gode hekkesesongene tidlig på 90-tallet er nå definitivt slutt, og bestandsnedgangen fra 2000 til 2001 kan derfor antyde at lundenes overlevelse ikke er vesentlig forbedret.

Vekttilveksten til voksne fugler tidlig i sesongen kan antyde at hekkevilligheten, i alle fall slik den reflekteres ved reirtellingene til samme tid, har sammenheng med miljøforholdene i etablerings- og eggleggingsperioden (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Tredve voksne lunder som ble kontrollert i kolonien 6-7. mai 2001 hadde en gjennomsnittsvikt på 474.3 g ( $SE = 8.5$ ). Tilsvarende data fra første halvdel av mai måned finnes årlig fra 1980-83 og 1996-99. Variasjonen mellom år er signifikant ( $F_{8,548} = 7.976$ ,  $p < 0.001$ ), men dette kunne reflektere ulik kjønnsfordeling i materialet fra ulike år. I syv av de ni årene kan imidlertid noen eller alle individene kjønnsbestemmes vha. diskriminantfunksjoner basert på biometriske mål (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Resultatet viser at variasjonen for begge kjønn følger samme mønster (hanner:  $F_{6,108} = 5.087$ ,  $p < 0.001$ , hunner:  $F_{6,106} = 4.540$ ,  $p < 0.001$ ). Uten hensyn til kjønn var vektene fra mai 2001 kun 1.1 % (5.2 g) lavere enn gjennomsnittet for alle år (479.6 g,  $n = 9$ ,  $SE = 7.3$ ), mens tilsvarende avvik var -6.9 % i det dårligste året (1996) og +8.8 % i det beste (1997).

Tilbakegangen i lundebestanden på Røst siden 1979 utgjør 986 500 trafikerte reirganger. Dette tilsvarer omtrent 50 % av dagens norske lundebestand som teller ca 2 millioner par (Anker-Nilssen 1990, Anker-Nilssen et al. upubl. data).

### 3.3 Næringsstudier

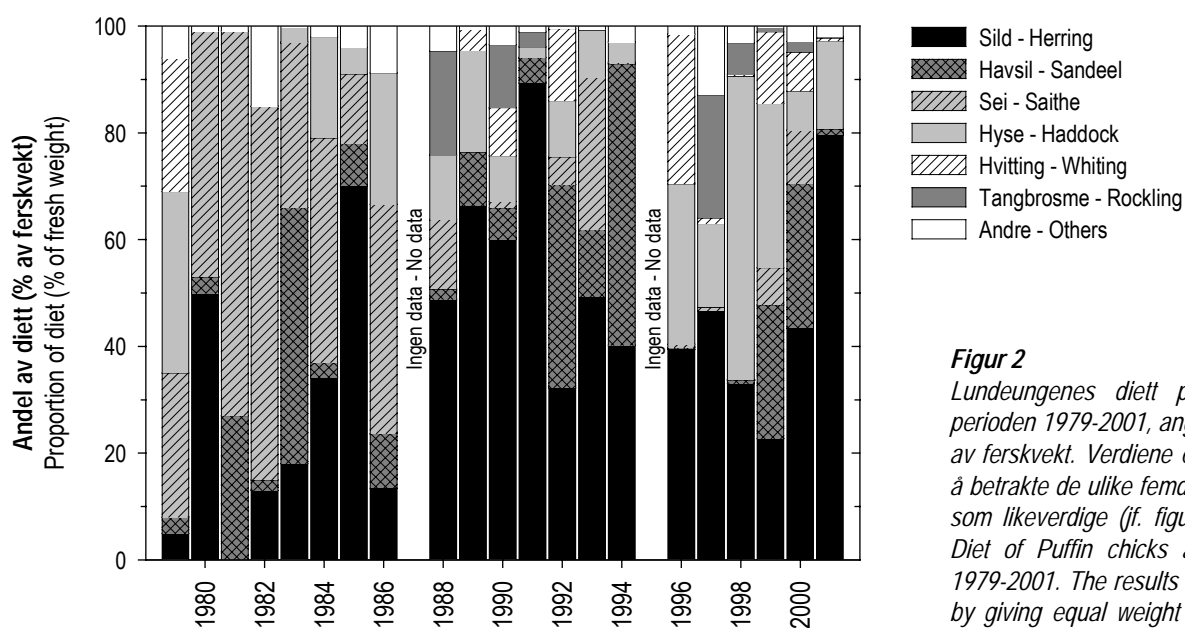
I analysen av materialet fra 2001 ble, som tidligere, hver femdagersperiode vektet likt, uavhengig av antall næringsprøver som ble innsamlet. Regnet i ferskvekt utgjorde sild hele 79.6 % av ungenes diett (tabell 4, figur 2). Bare én gang tidligere (1991) har sildeandelen vært høyere (89.3 %, Anker-Nilssen & Øyan 1995). Vi har ingen data fra 1995, men denne andelen har ellers vært relativt stabil og forholdsvis moderat siden 1992 (variasjonsbredde 22.7-49.2 %).

Nest etter sild var hyse *Melanogrammus aeglefinus* det viktigste byttedyret (16.5 %) i 2001, mens andre arter kun utgjorde 3.9 %. Innslaget av havsil *Ammodytes marinus* har bare vært lavere i 1996-98, og et fullstendig fravær av sei *Pollachius virens* er kun påvist to ganger tidligere, forøvrig begge ganger i gode sildeår (1989 og 1991). Innslaget av torskefisker totalt (19.0 %, tangbrosme unntatt) var det dårligste siden 1994. I hele studieperioden 1979-2001 har sild og torskefisker utgjort en like stor andel av dietten til lundeungene på Røst (hhv 40.7 % og 40.8 %), men det har vært en tydelig endring fra sei til hyse som viktigste torskefiskart i dietten. Bare 18.5 % har vært andre byttedyr, hvorav havsil er det klart viktigste (73 %).

Det var mindre variasjon i ungenes diett enn vanlig, og med unntak av andre uke av juli var sild det dominerende byttedyret gjennom hele sesongen (figur 3). Mangelen på havsil, som gjerne opptrer i månedsskiftet juni/juli, kan trolig

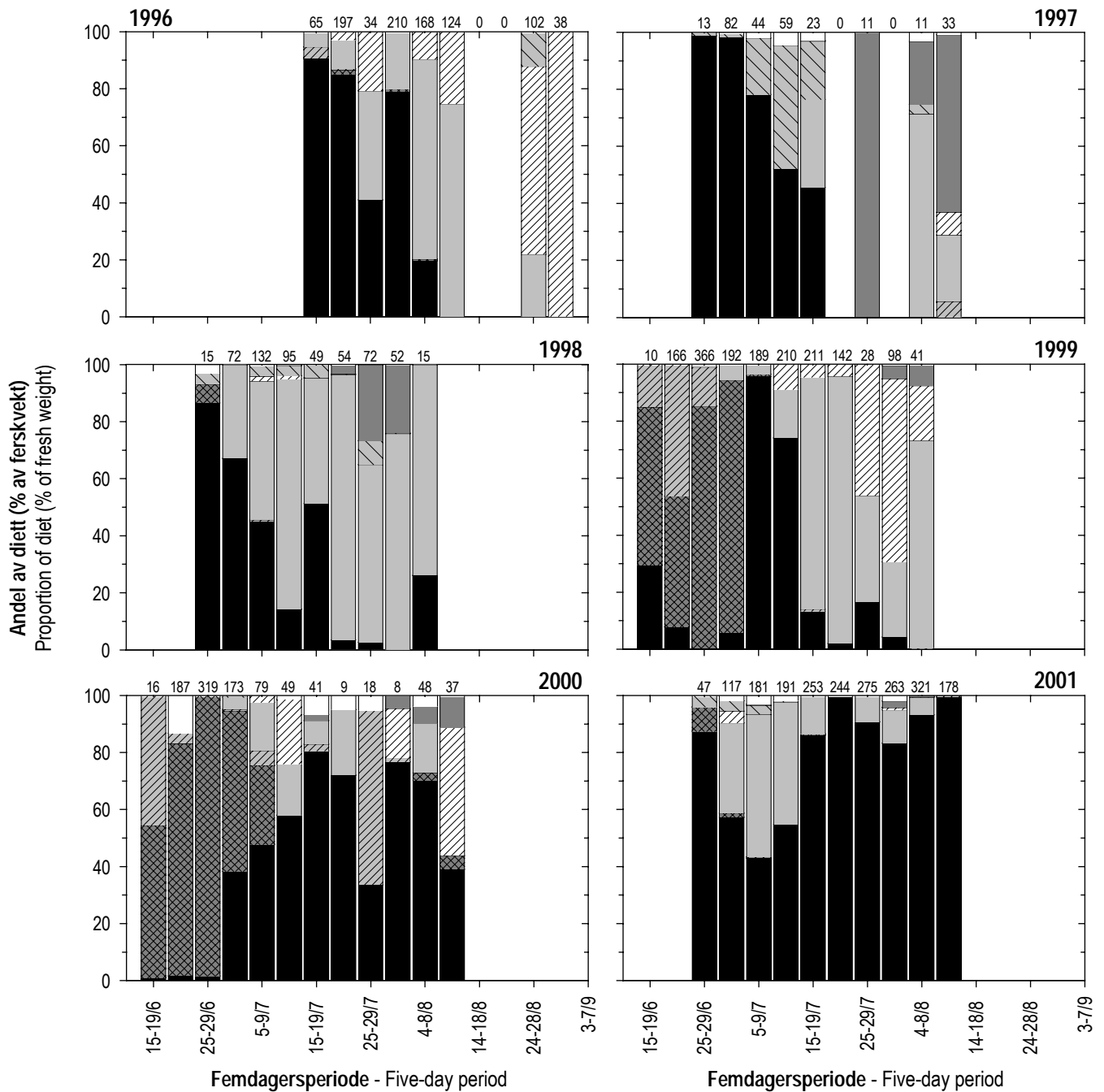
**Tabell 4.** Lundeungenes diett (prosent av ferskvekt) på Heryken i 2001 sammenlignet med gjennomsnitt for perioden 1979-2000 (se tidligere rapporter for årlige resultater). Tallene er basert på totaler for femdagersperioder som ble betraktet som likeverdige i analysen (jf. figur 2). Ingen prøver ble innsamlet i 1987 og 1995. – The diet of Puffin chicks (percentages of fresh weight) at Heryken in 2001 compared with the mean for the period 1979-2000 (see previous reports for annual results). The numbers are based on totals for five-day periods which were given equal weight in the analysis (cf. Figure 2). No samples were collected in 1987 and 1995.

Byttedyr Prey	Snitt – Mean 1979-2000	2001	Snitt – Mean 1979-2001
Sild – Herring	38.7	79.6	40.7
Havsil – Sandeel	14.2	1.1	13.6
Sei – Saithe	20.5	–	19.6
Hyse – Haddock	14.4	16.5	14.5
Hvitting – Whiting	5.1	0.5	4.9
Tangbrosme – Rockling	3.3	0.3	3.2
Andre torskefisk – Other gadoids	1.9	2.0	1.9
Makrell – Mackerel	0.2	–	0.2
Andre fiskearter – Other fish species	1.1	–	1.1
Blekksprut eller krill – Squid or krill	0.5	–	0.5
Sum - Sum	100	100	100
<i>n</i> prøver - <i>n</i> samples	109.6	213	114.1
Antall femdagersperioder No. of five-day periods	7.7	10	7.8



**Figur 2**

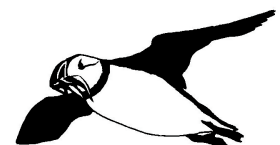
Lundeungenes diett på Heryken i perioden 1979-2001, angitt som prosent av ferskvekt. Verdiene er beregnet ved å betrakte de ulike femdagersperiodene som likeverdige (jf. figur 3, tabell 4). – Diet of Puffin chicks at Heryken in 1979-2001. The results were calculated by giving equal weight to the different five-day periods (cf. Figure 3, Table 4).



**Figur 3**

Lundeungenes diett på Herynken fordelt på femdagersperioder i hekkesesongene 1996-2001, angitt som prosent av ferskvekt. Samlet vekt (g) av byttedyr undersøkt i hver periode er angitt over søylene. Figurene for 1996-2000 er hentet fra Anker-Nilssen & Brøseth (1998), Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001), mens tilsvarende resultater for 1979-85 og 1986-94 er publisert av Anker-Nilssen (1987) og Anker-Nilssen & Øyan (1995). – Diet of Puffin chicks at Herynken in five-day periods during the breeding seasons of 1996-2001, expressed as percentages of fresh weight. The total weight (g) of prey examined in each period is indicated above the bars. The graphs for 1996-2000 are from Anker-Nilssen & Brøseth (1998), Anker-Nilssen (1998) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001), while similar results for 1979-85 and 1986-94 were published by Anker-Nilssen (1987) and Anker-Nilssen & Øyan (1995).

- Sild - Herring
- ▨ Havsil - Sandeel
- ▧ Sei - Saithe
- ▩ Hyse - Haddock
- ▨ Hvitting - Whiting
- ▧ Torsk - Cod
- ▩ Tangbrosme - Rockling
- Andre - Others

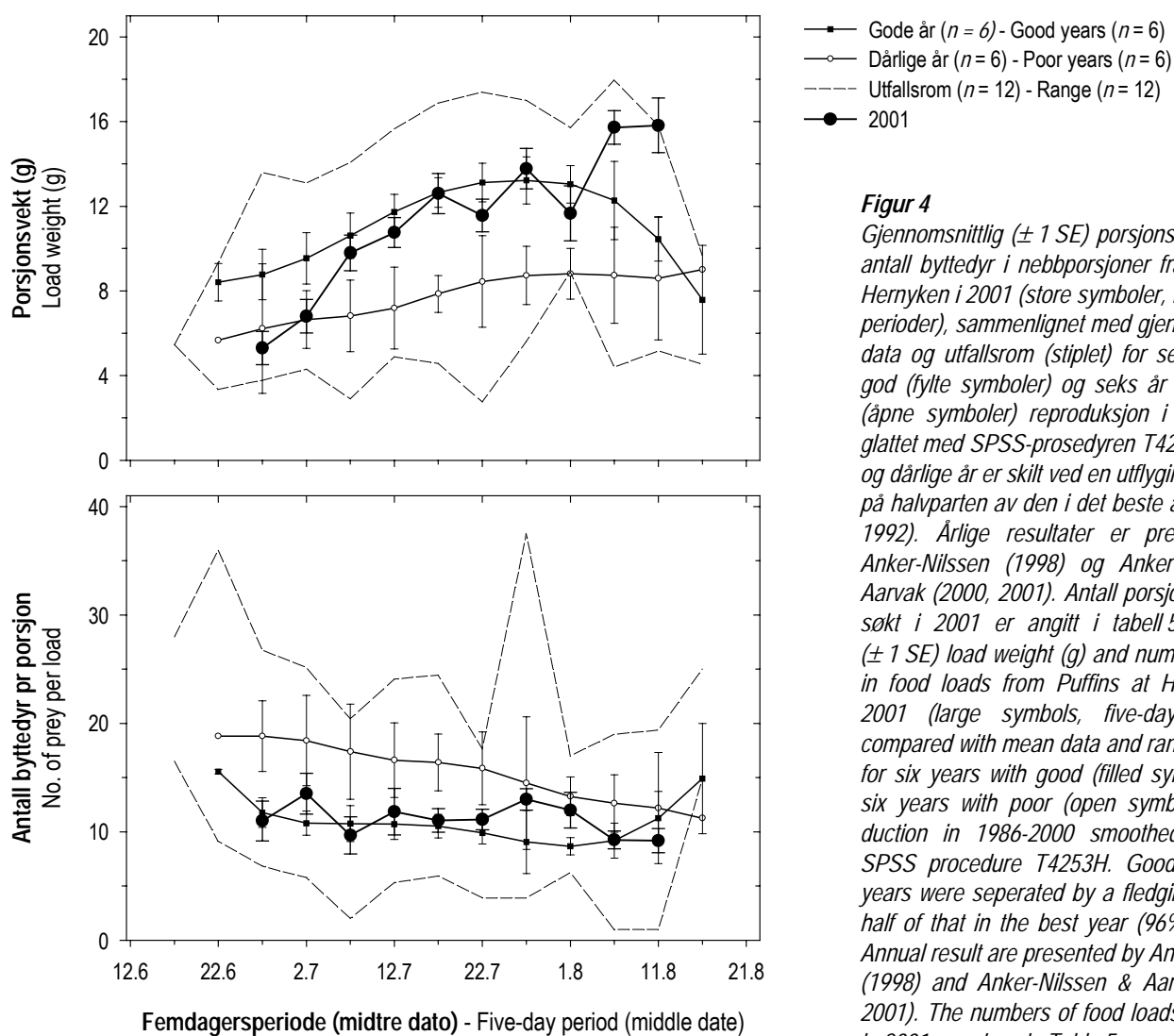


forklare den relativt høye andelen av sild i begynnelsen av ungeperioden. På denne tiden var dessuten innslaget av hyse klart høyere enn normalt, til tross for at det var langt dårligere enn normalt resten av sesongen (slik det også var i 2000). Dette indikerer enten at hyseforekomstene passerte tidligere enn vanlig eller at hyse var et bedre byttedyr enn sild så lenge sildestørrelsen var relativt beskjeden (nær metamorfosestadiet ved lengde 40-50 mm). Det svake innslaget av torskefisker kan ha sammenheng med at tilgangen på sild av stadig bedre kvalitet var tilstrekkelig god gjennom hele ungeperioden, noe som er helt atypisk i dårlige sildeår.

Variasjonen i nebbporsjonenes størrelse avspeilet som vanlig endringene i byttedyrtype (figur 4). Porsjonsvekten økte forholdsvis jevnt gjennom ungeperioden, men ble tydelig redusert i to perioder i siste halvdel av juli og månedsskiftet juli/august. Dette hadde klar sammenheng

med to kraftige uværsperioder til samme tid. Porsjonsstørrelsen var mindre enn normalt tidlig i sesongen, men den typiske vektreduksjonen med et økende antall byttedyr pr porsjon mot slutten av sesongen uteble. Dette reflekterer tydelig at sild av tiltakende størrelse dominerte dietten gjennom hele ungeperioden. Et redusert antall byttedyr i porsjonene en periode i første halvdel av juli skyldtes det betydelige innslaget av hyse på denne tiden. Vår verdensrekord på 63 byttedyr (59 sild og 4 krill) i en porsjon i 2000 (Anker-Nilssen & Aarvak 2001) ble slettet av Rob Barrett på Hornøya i Øst-Finnmark i 2001 med en porsjon som inneholdt 82 byttedyr (80 loddelarver og 2 sil, Barrett 2002).

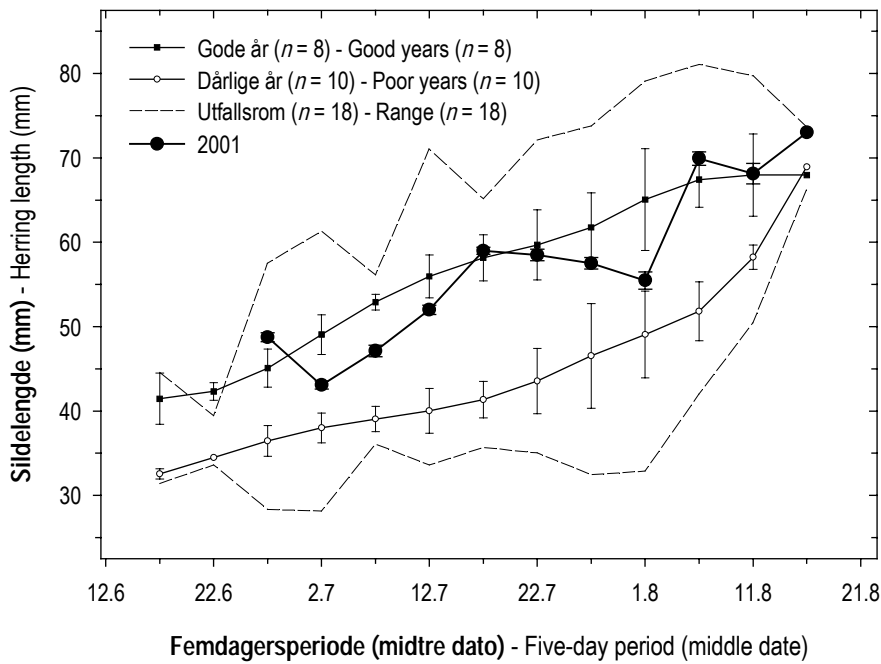
Det er verdt å legge merke til at den grenseverdien som er valgt for å skille mellom gode og dårlige sesonger ligger rimelig nær den utflygingssuksessen som må til for å holde bestanden stabil (jf. figur 14).



**Figur 4**

Gjennomsnittlig ( $\pm 1$  SE) porsjonsvekt (g) og antall byttedyr i nebbporsjoner fra lunde på Herynken i 2001 (store symboler, femdagperioder), sammenlignet med gjennomsnittsdato og utfallsrom (stiplet) for seks år med god (fylte symboler) og seks år med dårlig (åpne symboler) reproduksjon i 1986-2000 glattet med SPSS-proseduren T4253H. Gode og dårlige år er skilt ved en utflygingssuksess på halvparten av den i det beste året (96 % i 1992). Årlige resultater er presentert av Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001). Antall porsjoner undersøkt i 2001 er angitt i tabell 5. - Mean ( $\pm 1$  SE) load weight (g) and number of prey in food loads from Puffins at Herynken in 2001 (large symbols, five-day periods), compared with mean data and range (dotted) for six years with good (filled symbols) and six years with poor (open symbols) reproduction in 1986-2000 smoothed with the SPSS procedure T4253H. Good and poor years were separated by a fledging success half of that in the best year (96% in 1992). Annual result are presented by Anker-Nilssen (1998) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001). The numbers of food loads examined in 2001 are given in Table 5.



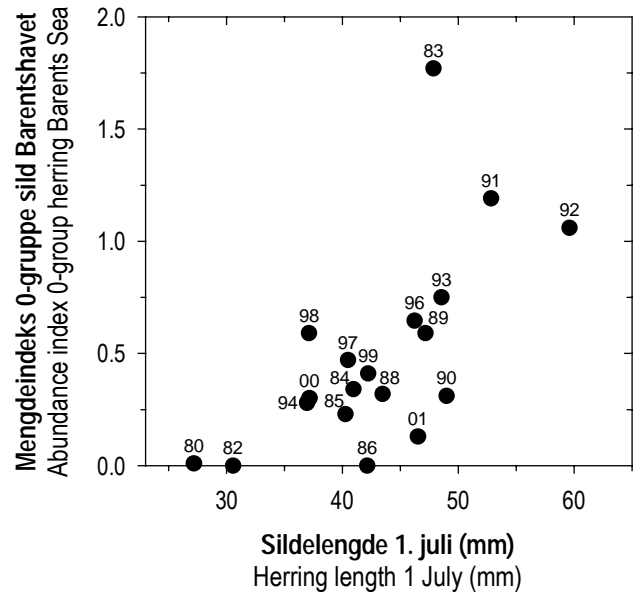


**Figur 5**

Gjennomsnittslengde (mm ± 1 SE) av 0-gruppe sild i nebbporsjoner fra lunde på Røst i ulike femdagersperioder i 2001 (store symboler) sammenlignet med utglattede data for åtte gode og ti dårlige år i 1980-2000 (behandlet som i Figur 4). Se Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001) for årlige resultater fra tidligere år. Utvalgsverdier for 2001 er angitt i tabell 5. – Mean length (mm ± 1 SE) of 0-group herring in food loads from Puffins at Røst in different five-day periods in 2001 (large symbols) compared with smoothed data from eight good and ten poor years in 1980-2000 (processed as in Figur 4). See Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001) for annual results from earlier years. Sample sizes for 2001 are given in Table 5.

**Tabell 5.** Antall 0-gruppe (0-gr) sild fra lunde målt (jf. figur 5) og antall komplette nebbporsjoner (n) undersøkt (jf. figur 3 og 4) i ulike femdagersperioder i 2001, sammenlignet med tilsvarende data for 1997-2000 (fra Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998 og Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001). – Numbers of 0-group (0-gr) herring from Puffins measured (cf. Figure 5) and complete food loads (n) examined (cf. Figures 3 and 4) in different five-day periods in 2001, compared with similar data for 1997-2000 (from Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998 and Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001).

Periode Period	1997 0-gr (n)	1998 0-gr (n)	1999 0-gr (n)	2000 0-gr (n)	2001 0-gr (n)
15-19.06			18 (1)	2 (3)	
20-24.6			70 (17)	10 (19)	
25-29.6	40 (3)	72 (4)	34 (26)	34 (22)	87 (8)
30.6-4.7	251 (14)	164 (12)	21 (15)	177 (22)	229 (19)
5-9.7	79 (9)	161 (9)	318 (20)	207 (13)	173 (22)
10-14.7	60 (12)	97 (12)	284 (19)	135 (8)	188 (14)
15-19.7	63 (5)	151 (9)	61 (12)	146 (9)	245 (22)
20-24.7	0 (2)	8 (4)	22 (10)	32 (5)	243 (22)
25-29.7	0 (1)	16 (11)	17 (1)	37 (4)	255 (20)
30.7-3.8	0 (6)	0 (5)	3 (6)	35 (2)	218 (21)
4-8.8		0 (2)	17 (4)	69 (9)	178 (20)
9-13.8				17 (5)	104 (11)
14-18.8					1 (0)
19-23.8					
24-28.8					
29.8-2.9					
Sum – Sum	493 (52)	669 (68)	865 (131)	901 (121)	1921 (178)



**Figur 6**

Havforskningsinstituttets mengdeindeks for 0-gruppe sild målt i Barentshavet i 19 ulike år i perioden 1980-2001 (Toresen 1985, Anon. 1999, H. Gjosæter pers. medd.) i relasjon til gjennomsnittlig lengde (mm) for sild fra samme årsklasse i nebbporsjoner fra lunde på Røst 8-10 uker tidligere. Lengdeverdiene ble beregnet ved vektet, lineær regresjon på data gruppert i femdagersperioder (jf. figur 5). Se også figur 13. – Abundance indices obtained by the Institute of Marine Research for 0-group herring in the Barents Sea in 19 different years in 1980-2001 (Toresen 1985, Anon. 1999, H. Gjosæter pers. comm.) in relation to the mean length (mm) of herring from the same year-classes in food loads from Puffins at Røst 8-10 weeks earlier. The length values were estimated by weighted linear regressions on data grouped in five-day periods (cf. Figure 5). See also Figure 13.

**Tabell 6.** Gjennomsnittslengde (mm ± SD) av ferske, hele fisk av de vanligste arter i nebbporsjoner fra lunde på Hernyken i 1998-2001. Verdiene i parentes er vektete gjennomsnitt der de enkelte femdagersperiodene ble betraktet som likeverdige (jf. figur 2). Utvalgsstørrelsene er angitt. Se Anker-Nilssen & Øyan (1995) og Anker-Nilssen & Brøseth (1998) for tilsvarende data fra 1988-97. – Mean length (mm ± SD) of fresh, whole fish of the most frequent species in food loads from Puffins at Hernyken in 1998-2001. Values given in parenthesis are weighted means calculated by giving the different five-day periods equal weight (cf. Figure 2). Sample sizes are indicated. See Anker-Nilssen & Øyan (1995) and Anker-Nilssen & Brøseth (1998) for similar data from 1988-97.

Art Species	År – Year			
	1998	1999	2000	2001
Sild	36.6±6.0	46.5±8.6	38.3±6.2	56.6±12.7
Herring	(36), <i>n</i> =669	(41), <i>n</i> =717	(39), <i>n</i> =901	(58), <i>n</i> =1675
Havsil	54.5±7.8	90.3±12.3	85.3±16.2	75.9±3.0
Sandeel	(55), <i>n</i> =2	(76), <i>n</i> =275	(75), <i>n</i> =322	(75), <i>n</i> =9
Sei	38.5 ± 0.7	62.0±14.8	52.7±11.5	–
Saithe	(39), <i>n</i> =2	(59), <i>n</i> =60	(58), <i>n</i> =35	<i>n</i> =0
Hyse	79.3±26.1	108.1±13.5	76.3±13.3	74.4±20.9
Haddock	(81), <i>n</i> =54	(103), <i>n</i> =36	(78), <i>n</i> =10	(77), <i>n</i> =103
Hvitting	52.5±20.5	92.0±14.6	64.1±22.0	52.1±8.6
Whiting	(53), <i>n</i> =2	(94), <i>n</i> =20	(67), <i>n</i> =12	(51), <i>n</i> =7
Torsk	32.9±8.4	34.0	54.0	46.2±7.6
Cod	(34), <i>n</i> =50	<i>n</i> =1	<i>n</i> =1	(46), <i>n</i> =23
Tangbrosme	29.7±3.8	30.4±3.9	32.2±5.8	31.3±3.0
Rockling	(30), <i>n</i> =140	(30), <i>n</i> =42	(35), <i>n</i> =34	(32), <i>n</i> =19

Gjennomsnittslengden av sild i lundenes diett pr. 1. juli hvert år benyttes som en indeks for sildens størrelses-kondisjon. Verdiene estimeres ved hjelp av lineære regresjonsanalyser basert på gjennomsnittsmålene for hver femdagersperiode (jf. figur 5). Størrelsesindeksen for 2001 var den største siden 1993, men den var klart mindre enn i de beste sesongene og lå midt i terskelsonen som skiller gode og dårlige sildeårsklasser. Den kunne derfor ikke predikere årsklassestyrken med noen grad av sikkerhet, selv om det var rimelig grunn til optimisme. Dessverre holdt det ikke helt til mål og Havforskningsinstituttet mengdeindeks i Barentshavet et par måneder senere vitnet om at en meget svak årsklasse nådde oppvekstområdene. Det gode samsvaret mellom våre lengdeindekser og mengdeindeksene for de samme årsklassene ble likevel opprettholdt (Spearman  $r_s = 0.658$ ,  $n = 19$ ,  $p = 0.002$ , figur 6).

Det er som regel betydelige størrelsesforskjeller fra år til år også for de fleste andre byttedyrartene (jf. Anker-Nilssen & Øyan 1995, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001). I 2001 var hysene de minste siden 1997, og de få havsilene var også forholdsvis små (tabell 6).



**Sild og atter sild.** 0-gruppe sild av økende størrelse var det dominerende byttedyret i lundeungenes diett gjennom hele reirtiden på Røst i 2001. Selv om kvaliteten og mengden var tilstrekkelig til å sikre lundene et godt hekkeresultat, holdt det ikke helt til Barentshavet. Sildeårsklassen 2001 ble den svakeste på 14 år. (Foto © T. Anker-Nilssen)

## 3.4 Reproduksjon

### 3.4.1 Eggstørrelse

Hos mange arter er det vist at unge, uerfarne fugler legger mindre egg enn voksne, erfarne hekkefugler (f.eks. Sæther 1990, Hipfner et al. 1997). Variasjoner i eggstørrelse innen populasjonen kan derfor indikere om bestandsendringene skyldes variasjoner i rekruttering eller hvor stor andel av de etablerte hekkefuglene som går til hekking hvert år, selv om eggstørrelsen også kan være påvirket av fuglenes kondisjon ved hekkstart. I 1983 og i de fleste år etter 1989 ble en stor andel av eggene i studiereirene målt og deres volum  $V$  beregnet som angitt av Hoyt (1979) etter formelen

$$V = K_v L B^2$$

der  $L$  er eggglengde,  $B$  er eggbredde og konstanten  $K_v = 0.507$ . Det ble målt like mange egg i 2001 som året før, men antallet var likevel under halvparten av det normale (tabell 7). Fordi egg bare måles når det ikke er voksenfugl tilstede på reiret, indikerer dette en relativt høy kontinuitet i rugingen, hvilket også ble bekreftet av den relativt gode klekkesuksessen i 2001 (kapittel 3.4.2).

Lundeeggens volum varierer betydelig mellom år (ANOVA,  $F_{14,1705} = 2.80$ ,  $p < 0.001$ , Tabell 7). Eggene som ble målt i 2001 var litt lengre og smalere enn normalt, mens volumet var likt gjennomsnitt for alle år. Vi fant ingen signifikant negativ samvariasjon mellom prosentvis bestandsendring fra foregående år (tabell 3) og de ulike eggmaal (1982 utelatt

**Tabell 7.** Statistikk for eggstørrelse (i mm og ml) hos lunde i studiereirene på Røst i 1982-2001. – Parameters of egg size (in mm and ml) in the Puffins nests studied at Røst in 1982-2001.

År Year	n	Lengde Length		Bredde Breadth		Volum Volume	
		Snitt Mean	SE SE	Snitt Mean	SE SE	Snitt Mean	SE SE
1982	4	62.1	0.21	44.3	0.28	61.8	0.99
1983	121	64.0	0.20	44.2	0.10	63.4	0.39
1989	11	62.4	0.54	44.0	0.56	61.3	1.72
1990	109	63.8	0.24	43.5	0.15	61.2	0.55
1991	164	64.0	0.19	43.9	0.12	62.7	0.40
1992	147	63.5	0.19	43.7	0.11	61.6	0.38
1993	149	63.7	0.18	44.0	0.10	62.5	0.35
1994	164 <sup>a</sup>	63.7	0.18	43.9	0.10	62.2	0.34
1995	284 <sup>a</sup>	62.6	0.14	43.8	0.08	60.9	0.28
1996	153	62.8	0.17	44.0	0.09	61.7	0.31
1997	128	63.3	0.20	43.9	0.11	61.9	0.42
1998	116	63.3	0.21	43.7	0.13	61.3	0.44
1999	38	63.1	0.37	43.9	0.25	61.8	0.91
2000	56	63.4	0.31	43.5	0.16	61.0	0.51
2001	65 <sup>b</sup>	63.5	0.25	43.7	0.15	61.8	0.55
Snitt Mean	114	63.3	0.15	43.9	0.06	61.8	0.17

a) Hvorav ett bare målt bredde

b) Hvorav ett bare målt lengde og ett bare målt bredde

pga liten  $n$ , eggvolum Pearson  $r = -0.216$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.459$ , eggbredde  $r = -0.374$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.188$  og egg-lengde  $r = -0.216$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.459$ , slik det forventes om bestandsendringen er et rimelig mål for rekruttering. Dette gjalt også i forhold til endringen i eggvolum mellom påfølgende år ( $r = -0.253$ ,  $n = 12$ ,  $p = 0.428$ ).

Imidlertid forbedres disse korrelasjonene betydelig når en korrigerer for variasjonen i overlevelse for voksne fugler (kapittel 3.5.2) ved å bruke estimerte maksimumsverdier for rekrutteringsrater. Denne analysen er foreløpig i bero, bl.a. fordi den kan styrkes ytterligere når vi har beregnet rimelige mål for årlig variasjon i hekkebelegg (kapittel 3.4.2) og dermed kan utlede mer troverdige mål for rekrutteringsrater. Den tidligere påviste tendens til negativ korrelasjon mellom eggvolum og gjennomsnittlig hekkesuksess 5-7 år tidligere (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) er nå svekket (Pearson  $r = -0.398$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.159$ ) men avviser ikke en sammenheng mellom rekruttering og eggstørrelse. Eggmålene må også forventes å være betydelig påvirket av hekkefuglenes kondisjon like før egglegging, som varierer klart fra år til år (kapittel 3.2). De målte eggene er dessuten ikke et helt representativt utvalg. Egg som klekkes sent eller blir forlatt har større sjanse for å bli målt, også fordi eggene (av hensyn til forstyrrelse) ikke tas ut når en av voksenfuglene er til stede i reiret.

**Tabell 8.** Statistikk for klekkesidspunkt i studiereirene på Røst i perioden 1978-2001. Estimer for 1978-79 er basert på data publisert av Tschanz (1979). – Parameters of the timing of hatching in the nests studied at Røst in 1978-2001. Estimates for 1978-79 are based on data published by Tschanz (1979).

År Year	Klekkesdato (1. juni = 1) Hatching date (1 June = 1)				Avvik i dager fra Deviation in days from	
	Snitt Mean	SD SD	Median Median	n	forrige år last year	alle år all years
1978	26.1	1.8	26	25	?	1.3
1979	23.2	2.5	23	31	-2.9	-1.6
1980	18.3	5.5	18	7	-4.9	-6.5
1981	16.5	8.7	14	11	-1.8	-8.3
1982	13.3	6.2	13	18	-3.2	-11.5
1983	10.6	5.8	11	66	-2.7	-14.2
1984	20.0	6.6	19	37	9.4	-4.8
1985	28.6	5.2	28	43	8.6	3.8
1986	22.8	4.5	23	59	-5.8	-2.0
1987	?	-	-	0	?	
1988	30.2	6.3	30	24	?	5.4
1989	28.2	7.3	27	84	-2.0	3.4
1990	24.3	8.1	23	131	-3.9	-0.5
1991	25.0	3.9	25	138	0.7	0.2
1992	29.5	5.7	29	138	4.5	4.7
1993	24.8	4.4	24	131	-4.7	0.0
1994	21.5	8.6	19	63	-3.3	-3.3
1995	(28.0)	-	(28)	1	(6.5)	(3.2)
1996	51.5	6.7	51	69	(23.5)	26.7
1997	30.7	4.1	30	144	-20.8	5.9
1998	30.5	5.5	32	129	-0.2	5.7
1999	21.7	6.3	20	121	-8.8	-3.1
2000	21.0	4.8	20	99	-0.7	-3.8
2001	28.0	4.6	27	103	7.0	3.2
1978-01	24.8	8.1	24	22		

### 3.4.2 Hekketidspunkt, belegg og klekkesuksess

Lundeeggens klekkesidspunkt fra år til år har variert innenfor en periode på nesten seks uker med tyngdepunkt i siste uke av juni (tabell 8). Midtpunktet i klekkingen i 2001 intraff en uke senere en i 2000 og tre dager senere enn medianen for alle år.

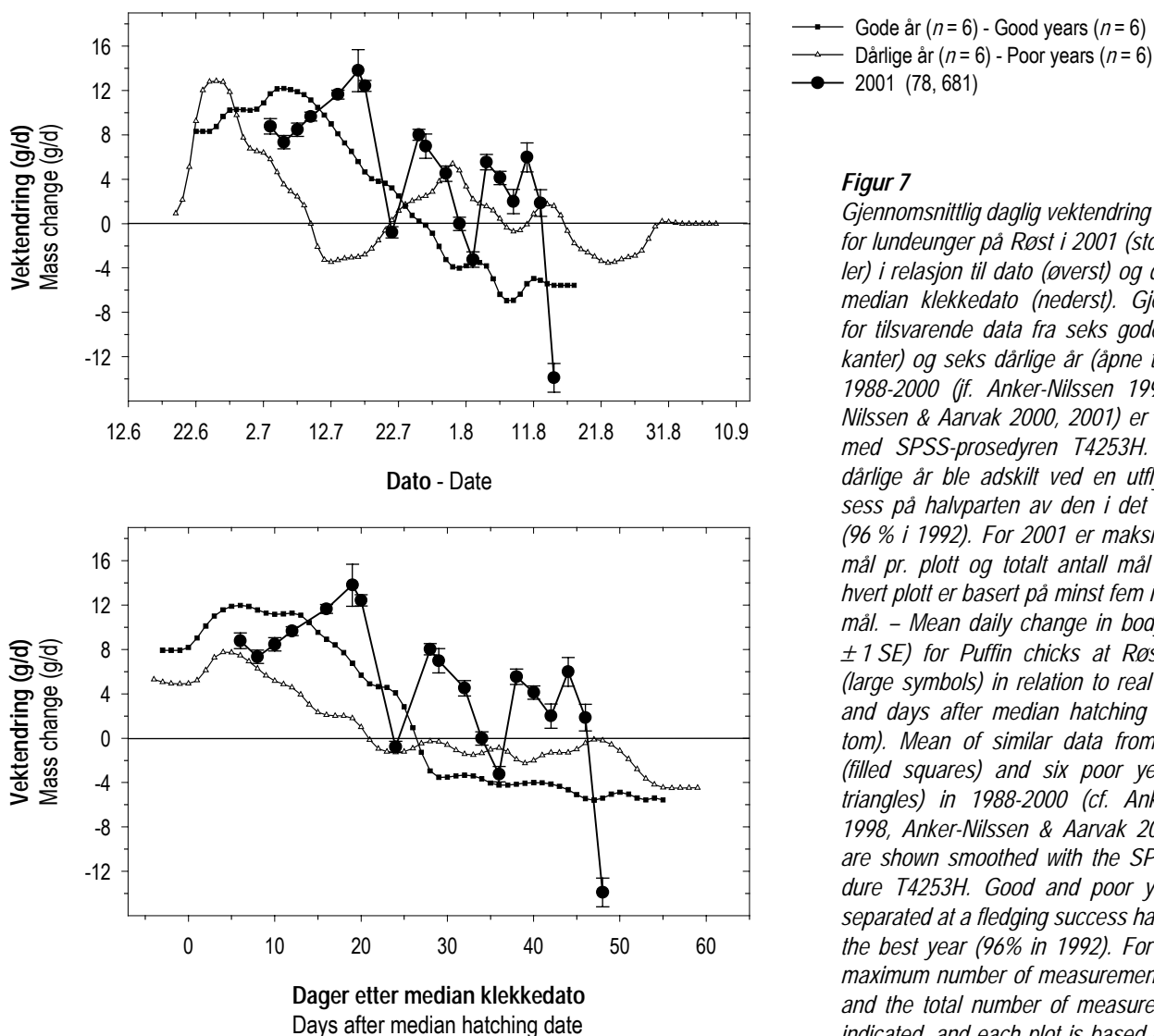
Siden 1980 har i alt 750 ulike reir inngått i reproduksjonsundersøkelsene på Heryken, hvorav minst 200 (27 %) ikke kan gjenfinnes fordi merkepinnen enten er ødelagt av sau eller tatt av ravn (til reirmateriale). Hvert år tapes noen pinner på denne måten, og tapsrisikoen har klar sammenheng med kvaliteten på pinnene og avstanden til ravnreiret på Heryken. År om annet leter vi opp nye reir og skifter ut dårlige pinner for å opprettholde et tilstrekkelig og

representativt utvalg. I 2001 ble 43 nye reir oppmerket, dessuten ble det skiftet pinner på 20 andre reir. Av de i alt 460 tidligere oppmerkede studiereirene som inngikk i reproduksjonsstudiene i 2001 ble 151 reir (32.8 %) forbeholdt en undersøkelse med video etter samme metodikk som i de foregående år (**kapittel 3.4.6**). Antall studiereir som ble undersøkt på regulær måte ( $n = 352$ ) var dermed noe høyere enn i 2000 ( $n = 305$ ). Frekvens (hver fjerde dag) og rutiner for reirsjekk var uendret. Når videoreirene utelates ble det i 2001 beviselig lagt egg i 35.9 % (111 av 309) av de tidligere oppmerkede studiereirene. Dette er vesentlig dårligere enn i årene 1997-2000 (hhv 58.7 %, 48.4 %, 50.8 % og 47.5 %,  $\chi^2 = 34.93$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0.001$ ) og hele 38.8 % lavere enn belegget i 1997 ( $\chi^2_{\text{corr}} = 33.22$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Tilsvarende mål for hekkebelegg før 1997 er foreløpig ikke beregnet.

I 2001 ble det konstatert klekking i 103 (66.9 %) av de 154 regulære studiereirene (nye reir inkludert) hvor det påviselig ble lagt egg. Eksempelvis er dette klart mindre enn i 1999-2000 (hhv 79.6 % og 71.0 %) men betydelig høyere enn i 1997-1998 (hhv 49.3 % og 51.5 %) ( $\chi^2 = 54.14$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0.001$ ).

### 3.4.3 Ungevekst

Lundeungenes vekst har vært meget variabel fra år til år og innen hver sesong (**figur 7-9**). Det finnes ikke to år som kan karakteriseres som like, men noen iøynefallende hovedtrekk illustreres godt ved ungenes vektutvikling. I de fleste årene har vektkurven (i forhold til alder) hatt en normal sigmoid form (**figur 8**), til tross for at vekstraten har variert sterkt mellom år. Den store spredningen i hekketidspunkt vil



**Figur 7**

Gjennomsnittlig daglig vektendring ( $g \pm 1 SE$ ) for lundeunger på Røst i 2001 (store symboler) i relasjon til dato (øverst) og dager etter median klekkedato (nederst). Gjennomsnitt for tilsvarende data fra seks gode (fylte firkanter) og seks dårlige år (åpne trekkanter) i 1988-2000 (jf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001) er vist glattet med SPSS-prosedyren T4253H. Gode og dårlige år ble adskilt ved en utflygingssuksess på halvparten av den i det beste året (96 % i 1992). For 2001 er maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål angitt, og hvert plott er basert på minst fem individuelle mål. – Mean daily change in body mass ( $g \pm 1 SE$ ) for Puffin chicks at Røst in 2001 (large symbols) in relation to real date (top) and days after median hatching date (bottom). Mean of similar data from six good (filled squares) and six poor years (open triangles) in 1988-2000 (cf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001) are shown smoothed with the SPSS procedure T4253H. Good and poor years were separated at a fledging success half of that in the best year (96% in 1992). For 2001, the maximum number of measurements per plot and the total number of measurements are indicated, and each plot is based on at least five individual measurements.

i noen grad ha glattet ut kurvene, men de indikerer likevel at endringene i næringstilgangen i slike år er mindre plutselige og mindre omfattende enn i år hvor vekstkurven har hatt en tydelig knekk (1984, 1993-94 og 1999-2000. Ved å betrakte den daglige variasjonen i ungenes vekstrate (**figur 7**) trer omslagene i næringstilgang tydeligere fram. I år med god hekkesuksess er vekstraten som regel rimelig god inntil den siste tiden før reirforlating, hvor et vekttap er normalt hos mange sjøfugl, seilere og svaler (Ricklefs 1968). I år med dårlig utflygningssuksess opplever lundeungene en langt større variasjon i næringstilgang og dermed i vekstrate (**figur 7**). Da er vektutviklingen som oftest dårlig allerede fra starten av, og den har gjerne stagnert ved tre ukers alder. I gode år, derimot, er vekstraten nesten alltid svært gunstig de første tre ukene og vektutviklingen stagnerer sjelden før etter fire uker. Etter dette er vekttapet større i gode enn dårlige år, men dette er kun en naturlig følge av den enorme forskjellen i vekst de første fire ukene. Ungene i gode år når vanligvis maksimumsvekt i løpet av fire uker (**figur 8**) og veier da to-tre ganger mer enn like gamle unger i dårlige år.

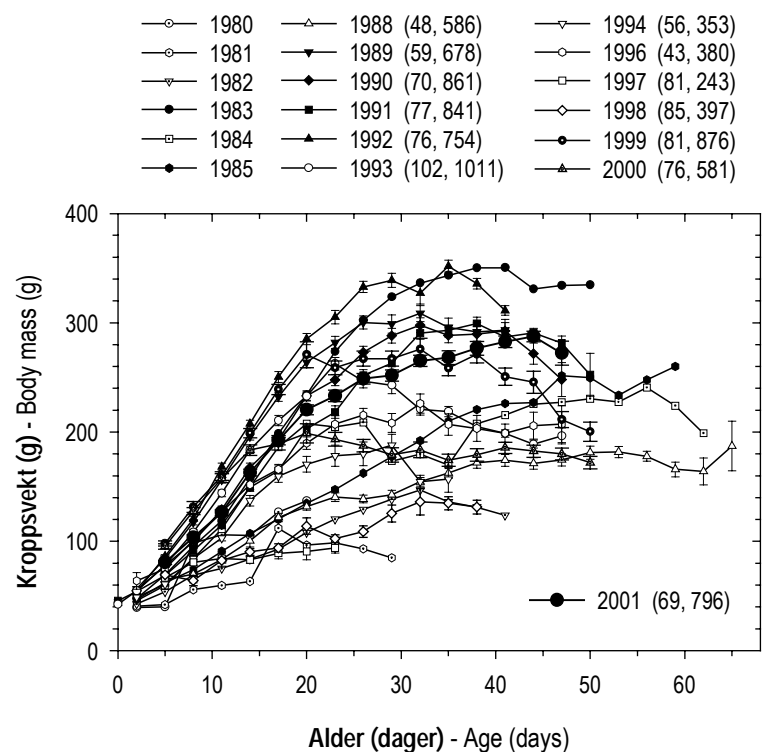
Ungenes morfometriske vektutvikling gjenspeiler også næringsforholdene (**figur 9**). Som vist eksperimentelt av Øyan & Anker-Nilssen (1996) blir bestemte kroppsdeler prioritert når næringstilgangen begrenses. De viste at veksten av ekstremitetene blir prioritert i følgende rekkefølge: skalle/hode, nebb, arm, føtter (tars) og vingefjær. I

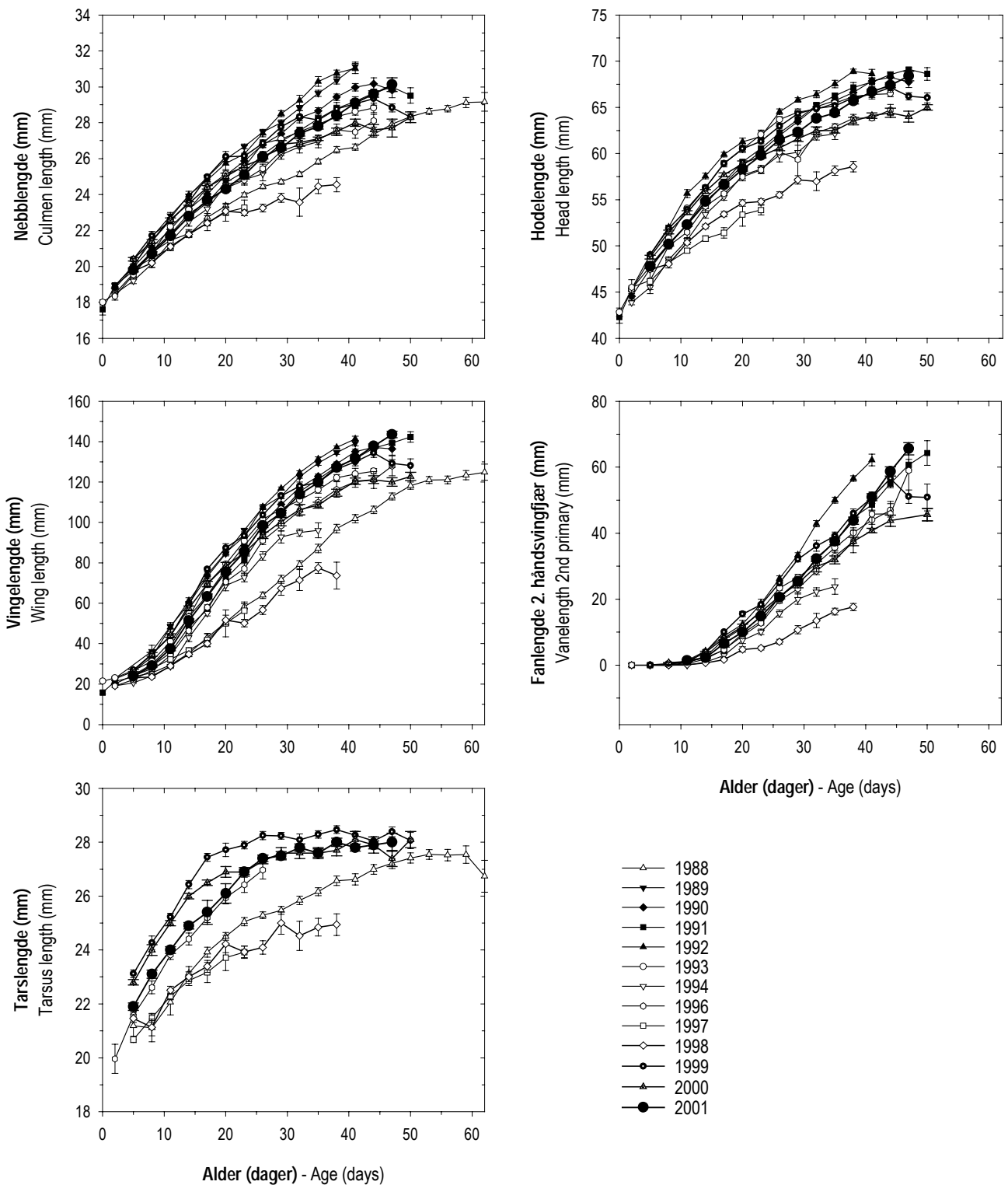
det ekstremt dårlige året 1997 økte ungene nesten ikke i vekt, og det var da også en påfallende retardasjon av hodeveksten. 1998 var ikke mye bedre og alle vekstparametre ble da betydelig svekket. Dette viser at ungenes muligheter til å bufre dårlig tider med allokering av vekst til viktige kroppsdeler (Øyan & Anker-Nilssen 1996) reduseres dramatisk eller opphører ved ekstremt dårlig næringstilgang.

Lundeungenes vekst startet svakere i 2001 enn i de beste årene (**figur 7-9**), men tok seg godt opp i første halvdel av juli. Gjennom resten av reirtiden lå vektøkningen for det meste godt over normalen for gode år, men ble avbrutt av to kortere perioder med vekststagnasjon i siste halvdel av juli. De dårlige vekstperiodene var helt tydelig forårsaket av to kraftige uværsperioder med vedvarende kuling (til dels stiv og sterk): først fra nordøst i dagene 17-20.8, deretter fra sørvest i dagene 29.7-2.8. Sett under ett var veksten likevel typisk for år med sild som det viktigste byttedyret. Både vektutviklingen og veksten av ulike kroppsdeler var jevnt god men klart svakere enn i år hvor havsil, som har et langt høyere energiinnhold (Anker-Nilssen & Øyan 1985), utgjør en betydelig andel av dietten. Tilgangen på sild vedvarte imidlertid langt utover i august, noe som førte til uvanlig god matingsaktivitet og ungevekst mot slutten av sesongen. Takket være dette forlot de fleste ungene kolonien i rimelig god kondisjon.

**Figur 8**

Lundeungenes vektutvikling ( $g \pm 1 SE$ ) på Røst i 2001 (store symboler) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med tilsvarende data fra 1980-2000. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Kurvene for 1980-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål. Maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål er angitt for hvert år. - Development of body mass ( $g \pm 1 SE$ ) of Puffin chicks at Røst in 2001 (large symbols) in relation to their age (days) compared with similar data from 1980-2000. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. The curves for 1980-85 have been published by Anker-Nilssen (1987). All plots are based on at least five individual measurements. The maximum number of measurements per plot and the total number of measurements are indicated for each year.





**Figur 9**

Gjennomsnittlige vekstkurver ( $\text{mm} \pm 1 \text{ SE}$ ) for lundeungenes utvikling av nebb lengde, hodelengde (inkl. nebb), vingelengde, utbrutt fjærfan (på lengste håndsvingfjær) og tarslengde på Røst i 2001 (store symboler) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med tilsvarende data fra 1988-2000. Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Tilsvarende kurver for 1982-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987) for nebb- og tarslengde. Alle plott er basert på minst fem individuelle mål, men utvalgsstørrelsen i 1991-94 og 1997 er gjennomgående noe lavere enn i figur 8 fordi noen av variablene da periodevis bare ble målt ved hver annen kontroll. – Mean growth curves ( $\text{mm} \pm 1 \text{ SE}$ ) for the length development of culmen, head+bill, wing, vane of longest primary pen, and tarsus of Puffin chicks at Røst in 2001 (large symbols) in relation to their age (days) compared with similar data from 1988-2000. Open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Similar curves for 1982-85 have been published by Anker-Nilssen (1987) for culmen and tarsus length. All plots are based on at least five individual measurements, but samples sizes in 1991-94 and 1997 were in general somewhat lower than in Figure 8, as some variables were then periodically only measured during every second control.



### 3.4.4 Hekkesuksess

Lundenes hekkesuksess har variert sterkt fra år til år (**tabell 9**). Hekkeresultatet måles som utflygningssuksess, definert som andel klekte unger som forlater reiret. I år med total ungedødelighet ble resultatene også bekreftet av en rekke andre observasjoner i kolonien, bl.a. av de voksne fuglenes atferd. Enkelte reir som muligens ble forlatt på grunn av vår forstyrrelse i den mest sårbare perioden under og like etter klekking er ikke medregnet (se f.eks. Anker-Nilssen & Brøseth 1998 for nærmere forklaring), men resultatene er ellers ikke justert for den mulige effekten av vår kontrollvirksomhet (**kapittel 3.4.6**). Mye tyder på at denne har størst effekt i dårlige sesonger, men i årene med en viss reproduksjon er nok den virkelige utflygningssuksessen gjennomgående litt bedre enn resultatene i **tabell 9** tilsier.

Det ble påvist klekking i 103 av 154 regulære studiereir i 2001. Den videre skjebne til tre av disse ungene er ikke kjent. Av de øvrige 100 var det 81 unger som overlevde reirtiden, men fire av de som døde i reiret ble utelatt fra analysen som mulig effekt av vår forstyrrelse. Utflygningssuksessen ble dermed estimert til 84 % (**tabell 9**).

Ved å benytte samme analysemetode som Anker-Nilssen & Øyan (1995), var den positive sammenhengen mellom lundenes hekketidspunkt og hekkesuksessen i foregående sesong signifikant når data for 2001 ble lagt til (Spearman  $r_s = 0.443$ ,  $n = 19$ , enhalet  $p = 0.029$ ). Forholdet viser at lundene hekker tidligere i år etter mislykkede sesonger enn etter vellykkede år. I denne analysen er data for endring av hekketidspunkt mellom 1994-95 og 1995-96 utelatt av hensyn til den lave utvalgsstørrelsen i 1995 (**tabell 8**), men sammenhengen forsterkes dersom også disse dataene inkluderes (Spearman  $r_s = 0.509$ ,  $n = 21$ ,  $p = 0.018$ ). En sammenheng mellom hekkeresultat og neste års hekkestart er et svært interessant fenomen som bidrar til å belyse hekkefuglenes reproduktive investeringskostnader (bl.a. Erikstad et al. 1998b og Anker-Nilssen et al. i manus b).

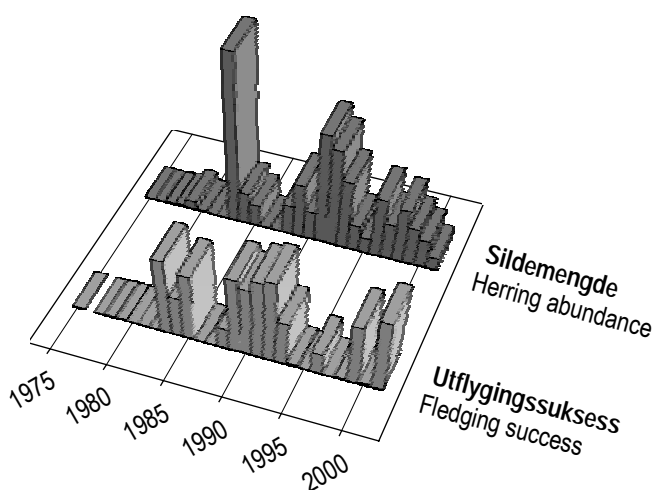
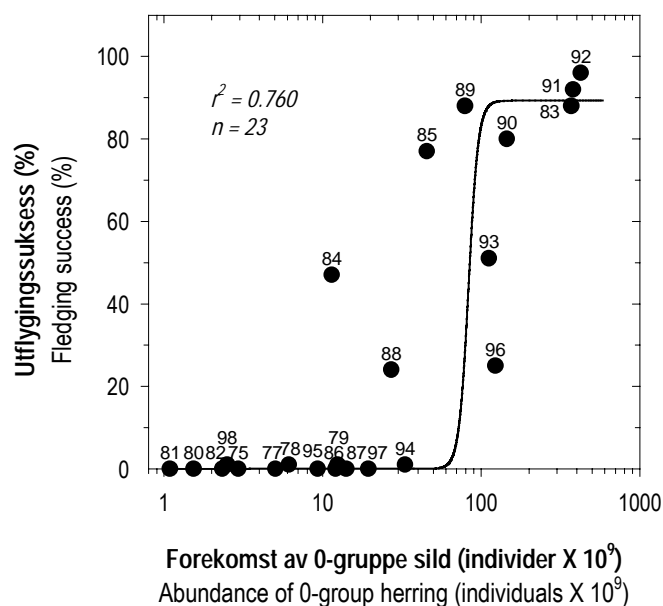
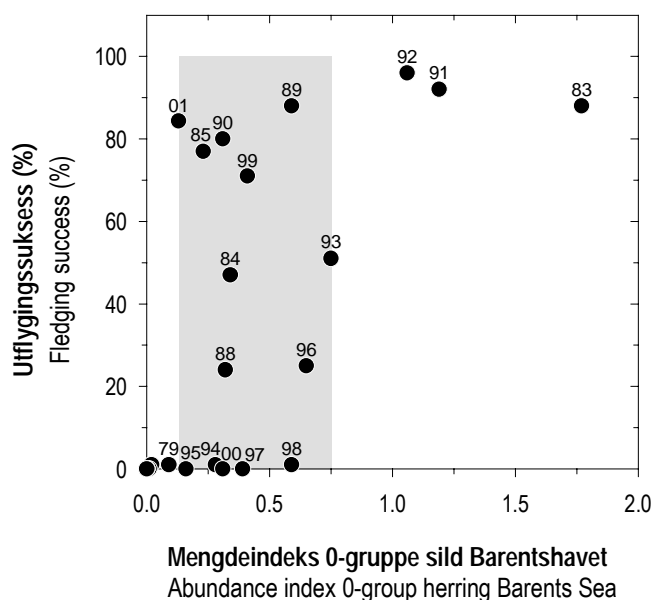
Lundenes hekkesuksess er nøye korrelert med årsklassestyrken for 0-gruppe sild målt i Barentshavet 1-2 måneder senere (Spearman  $r_s = 0.742$ ,  $n = 26$ ,  $p < 0.001$ , **figur 10**). Yngelindeksen for 2001 (0.13) markerer en nedre terskelgrense for hekkesuksess. Svakere årsklasser har alltid vært ledsaget av tilnærmet fullstendig hekkesvikt (9 år). Med indekser i intervallet 0.13-0.75 har hekkesuksessen vært svært variabel (god i 5 år, moderat i 2 år og dårlig eller manglende i 7 år), mens sterkere sildeårsklasser alltid har vært ledsaget av god hekkesuksess (3 år).

Med bakgrunn i en virtuell populasjonsanalyse (VPA) har ICES (2001) tilbakeberegnet kvantitative estimater for antall

**Tabell 9.** Beregnet utflygningssuksess for lundeunger på Røst i 1978-2001 og tilhørende datagrunnlag (antall studiereir med kjent utfall, hvorav reir forlatt som mulig følge av vår forstyrrelse er utelatt). Estimert fledging success of Puffin chicks at Røst in 1978-2001 and the corresponding sample sizes (no. of study nests with known outcome, excluding those possibly abandoned due to our disturbance). The estimates for completely failed seasons were also confirmed by several other observations.

År Year	Utflygnings- suksess (%) Fledging success (%)	<i>n</i> <i>n</i>	Publisert av Published by
1978	0	25	Tschanz 1979
1979	0	31	Tschanz 1979
1980	0	5	Anker-Nilssen 1987
1981	0	10	Anker-Nilssen 1987
1982	0	11	Anker-Nilssen 1987
1983	88	57	Anker-Nilssen 1987
1984	47	32	Anker-Nilssen 1987
1985	77	31	Anker-Nilssen 1987
1986	0	72	Anker-Nilssen 1992
1987	0	8	Anker-Nilssen 1992
1988	24	50	Anker-Nilssen & Lorentsen 1990
1989	88	83	Anker-Nilssen 1992
1990	80	92	Anker-Nilssen 1992
1991	92	99	Anker-Nilssen 1992
1992	96	121	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1993	51	92	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1994	2	55	Anker-Nilssen & Øyan 1995
1995	0	1	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1996	25	67	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1997	0	150	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
1998	1	117	Anker-Nilssen 1998
1999	71	94	Anker-Nilssen & Aarvak 2000
2000	2	98	Anker-Nilssen & Aarvak 2001
2001	84	96	
Snitt Mean	34.6	62	

0-gruppe sild hvert år fra 1907 til 1998. R. Toresen (pers. medd.) understreker at disse målene er prisgitt bl.a. feilkildene i fiskeristatistikken og, ikke minst, den betydelige usikkerhet som ennå er knyttet til sildas dødelighet gjennom hele første leveår. VPA-estimatene kan derfor ikke tolkes som absolutte, selv om den unikt lange dataserien er en stor styrke for analysen. Det er likevel grunn til å tro at estimatene er svært robuste som relative mål for mellomårsvariasjonen i sildemengde, og at de er i samme størrelsesorden som de reelle verdiene for mengde sild ved metamorfose (gitt at sildestørrelsen da er nær 1 gram, slik det er forutsatt i VPA-modellen).



**Figur 10**

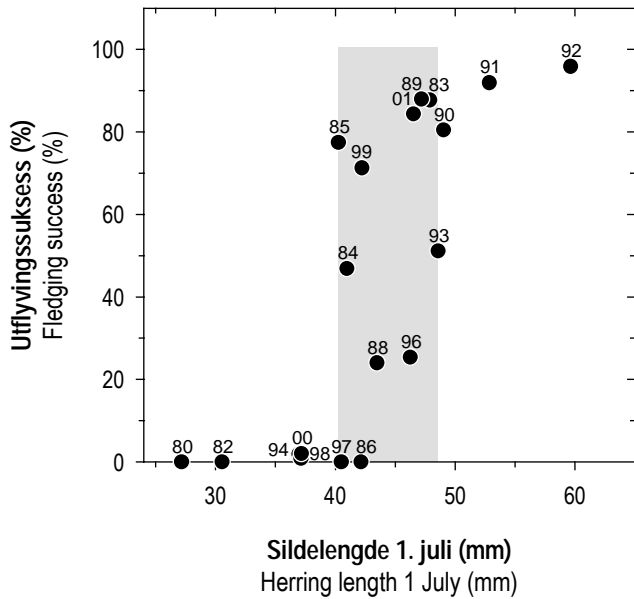
To måter å visualisere sammenhengen mellom utflygingssuksess (antall unger utflyet pr. egg klekket) for lundeunger på Røst somrene 1975-2001 og Havforskningsinstituttets mengdeestimer (logaritmisk indeks) for 0-gruppe sild i Barentshavområdet i august-september samme år. Utflygingsdata for 1975-85 er basert på Lid (1981) og Anker-Nilssen (1987), mens indekser for sild er etter Toresen (1985), Anon. (1999) og H. Gjøsæter og P. Fossum (pers. medd.). I øverste figur ligger åtte plott tett ved origo, og det er antydning av en terskelson (grått felt) for sildeindeksen hvor hekkesuksessen er svært variabel. – Two ways of visualising the relationship between fledging success of Puffin chicks at Røst in the summers of 1975-2001 and fisheries research abundance estimates (logarithmic index) of first-year (0-group) herring in the Barents Sea and adjacent waters in August-September of the same years. Fledging data from 1975-85 are based on Lid (1981) and Anker-Nilssen (1987), whereas herring indices are from Toresen (1985), Anon. (1999), and H. Gjøsæter and P. Fossum (pers. comm.). In the upper graph, eight plots are situated close to the origin, and a threshold zone (shaded grey) for levels of herring associated with very variable breeding success is tentatively indicated.

**Figur 11**

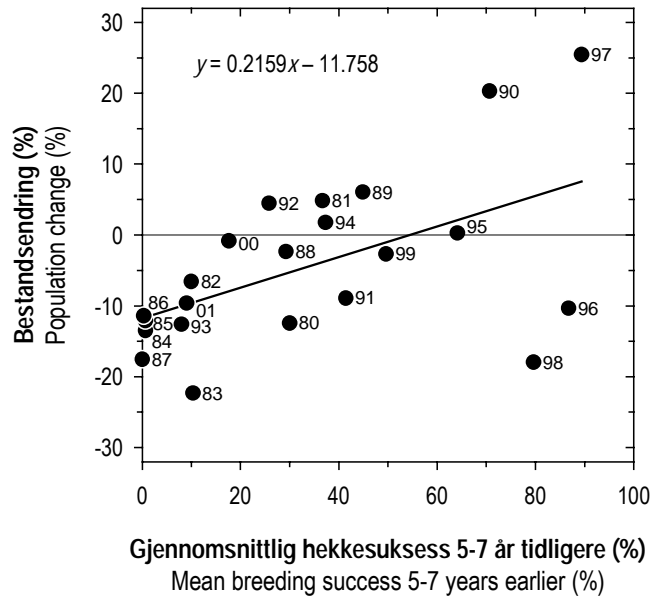
Sammenhengen mellom utflygingssuksess for lundeunger på Røst i 1975-98 (som i figur 10) og VPA-estimer for antall 0-gruppe sild til samme tid (ICES 2001). En logistisk regresjonskurve er tilpasset dataene ( $F = 31.58$ ,  $p < 0.001$ ). – The relationship between fledging success of Puffin chicks at Røst in 1975-98 (as in Figure 10) and VPA estimates for the concurrent abundance of 0-group herring (ICES 2001). A logistic regression curve is fitted to the data set ( $F = 31.58$ ,  $p < 0.001$ ).

Når lundeungenes utflygingssuksess korreleres mot VPA-estimatene for 0-gruppe tegnes et langt sterkere samsvar mellom sild og lunde (figur 11) enn med den mindre kvantitative 0-gruppeindeksen (figur 10). Med en logistisk regresjon ( $F = 31.58$ ,  $df = 22$ ,  $p < 0.001$ ) forklarer VPA-estimatene 76 % av variasjonen i utflygingssuksess i perioden 1975-98. I parentes bemerkes at terskelsonen defineres ved en silde mengde på 80-100 milliarder individer, som tilsvarer omtrent fire ganger den mengden sild lundene på Røst er i stand til å konsumere gjennom ungeperioden når sildeyngelens individvekt er nær 1 gram (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I gode år passerer silda i lundenes diett denne størrelsen omkring 25. juli (figur 5), mens metamorfosen ser ut til å skje når de er 45-50 mm lange (pers. obs.), dvs. i slutten av juni. Dette tilsvarer en kroppsvekt på 0.31-0.47 g (jf. Anker-Nilssen & Øyan 1995), altså mellom en tredel og halvparten av verdien som er benyttet i VPA-modellen.

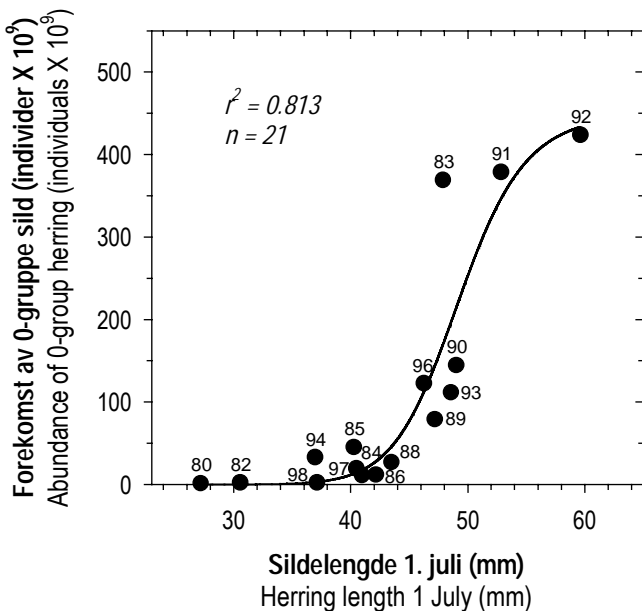
Størrelsen på sild i lundeungenes diett er også en god indikator for hekkesuksess. Standardisert som gjennomsnittlig lengde pr. 1. juli hvert år (beregnet ved lineær regresjon, jf. figur 5), er ungenes utflygingssuksess godt korrelert med silde lengde (Spearman  $r_s = 0.822$ ,  $n = 19$ ,  $p < 0.001$ , figur 12). Dette er ikke uventet, siden sildeyngelens vekstvilkår vil være helt avgjørende for dens overlevelse.



**Figur 12**  
 Sammenhengen mellom lundeungenes utflygingssuksess i 19 ulike år siden 1980 (datakilder som i figur 10) og gjennomsnittlig lengde (mm) av 0-gruppe sild i deres diett på Røst 1. juli i de samme år. Terskelsonen (grått felt) er antydnet. – The relationship between the fledging success of Puffin chicks in 19 different years since 1980 (data sources as in Figure 10) and the mean length (mm) of 0-group herring in their diet at Røst on 1 July of the same years. The threshold zone (shaded grey) is indicated.



**Figur 14**  
 Årlige endringer i hekkebestandens størrelse i årene 1979-2001 i relasjon til lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess (målt som ungenes utflygingssuksess) 5-7 år tidligere. Regresjonen er statistisk signifikant ( $r^2 = 0.284$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.011$ ). – Annual changes in breeding numbers in the years 1979-2001 in relation to the Puffins' mean breeding success (as measured by fledging success of chicks) 5-7 years earlier. The regression is statistically significant ( $r^2 = 0.284$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.011$ ).



**Figur 13**  
 Samme forhold som i figur 6, men med VPA-data for 0-gruppe sild fra ICES (2001). En logistisk regresjonskurve er tilpasset dataene ( $F = 28.20$ ,  $p < 0.001$ ). – Same relationship as in figure 6, but using VPA data for 0-group herring from ICES (2001). A logistic regression curve is fitted to the data set ( $F = 28.20$ ,  $p < 0.001$ ).

Dette fremgår også tydelig av de gode korrelasjonene i figur 6 og figur 13. Forholdet indikerer en terskelsonen (markert som et grått felt i figur 12) med svært variabel reproduksjon når sildelengden pr. 1. juli ligger i intervallet 40-49 mm (11 år). Med større sild har ungeoverlevelsen alltid vært god (3 år), mens dødeligheten har vært så godt som total i år med sild av mindre størrelse (5 år).

VPA-estimatene forbedrer også forholdet mellom størrelsen på sild i lundenes diett og sildas årsklassestyrke (figur 13, jf. figur 6). Med en logistisk regresjon kan denne størrelsesindeksen predikere årsklassestyrken med 82 % sikkerhet, altså vel så presist som lundeungenes utflygingssuksess.

Til tross den store variasjonen i sildestørrelse fra år til år, er det en klar positiv sammenheng mellom mengde sild i dietten (data som i figur 2) og lundeungenes utflygingssuksess (Pearson  $r^2 = 0.281$ ,  $n = 21$ ,  $p = 0.013$ ).

Endringen i bestandsstørrelse mellom påfølgende år er positivt korrelert med lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess 5-7 år tidligere (Pearson  $r^2 = 0.284$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.011$ , figur 14). Forholdets statistiske styrke endret seg ikke vesentlig med resultatene for 2001, men både 1996 og 1998 var avvikende år (jf. Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Det er svakere korrelasjoner

mellom bestandsendring og gjennomsnittlig hekkesuksess 6-8 år tidligere ( $r = 0.333$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.130$ ) og 4-6 år tidligere ( $r = 0.393$ ,  $n = 22$ ,  $p = 0.070$ ). Mot årvisse reproduksjonsdata 5-7 år tidligere er korrelasjonene henholdsvis  $r^2 = 0.293$  ( $p = 0.009$ ),  $r^2 = 0.076$  ( $p = 0.216$ ) og  $r^2 = 0.161$  ( $p = 0.065$ ). Disse verdiene antyder at lundenes gjennomsnittlige rekrutteringsalder er nærmere fem enn sju år.

Bestandsutviklingen fra 2000 til 2001 var nøyaktig som forventet i henhold til regresjonen i **figur 14**. Likevel ble det påviselig lagt egg i 24.5 % færre av studiereirene i 2001 sammenlignet med året før (**kapittel 3.4.2**). Dette viser at metoden for bestandstaksering i stor grad også oppfanger den andelen av bestanden som er tilstede men ikke legger egg. Den høye ungfuglandelen i svartbakens ofre kan antyde at de få ungene som overlevde i 1996 har klart seg rimelig bra (**kapittel 3.7**), men det er for tidlig å estimere om de bidro med betydelig rekruttering til hekkebestanden i 2001 (jf. også **kapittel 3.2**). Bestandsreduksjonen fra 2000 antyder likevel relativt en dårlig overlevelse for voksne fugler vinteren 2000/2001 (**kapittel 3.5.2**).

Årlige rekrutteringsrater kan ikke estimeres med rimelig grad av sikkerhet før overvåkingen av voksenoverlevelse

er videreført og mer nøyaktige estimater for hekkevilligheten i hvert enkelt år er beregnet. Det er likevel utelukket at bestanden nå har noen vesentlig rekrutteringsreserve foruten ungene fra 1999 og 2001, som tidligst kan forventes å starte hekkingen i henholdsvis 2004 og 2006.

Regresjonslinjen i **figur 14** har nullpunkt ved en utflygningsuksess på 54.5 %. Dette er et omtrentlig estimat for den årlige hekkesuksessen bestanden i gjennomsnitt trenger for å holde seg stabil, gitt den overlevelse unge og voksne fugler har erfart siden 1979 og hvor stor andel av bestanden som lykkes frem til klekking hvert enkelt år. Estimater ligger tilfredsstillende nær den valgte grenseverdien som skiller gode og dårlige sesonger i analysene (**figur 4, 5 og 7**).

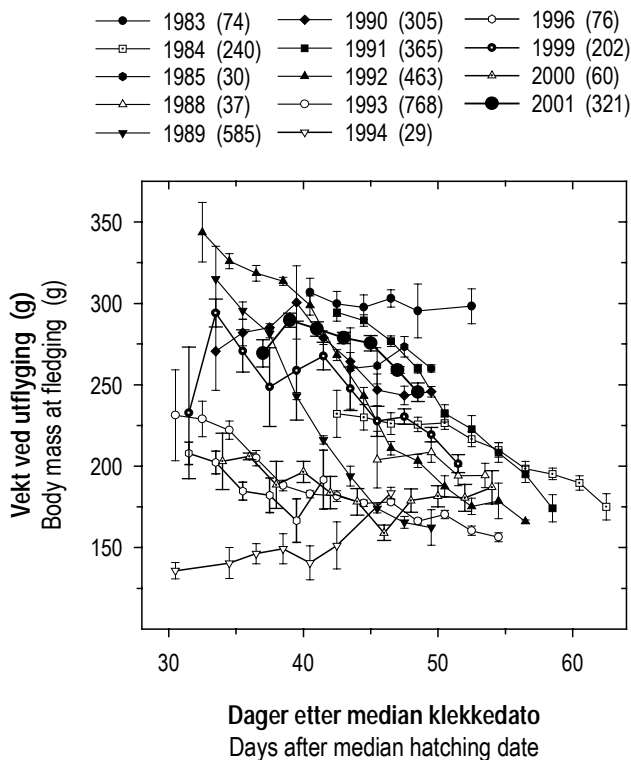
### 3.4.5 Ungenes kondisjon ved reirforlating

Ungenes kondisjon ved slutten av reirperioden har variert kraftig fra år til år (**tabell 10**). Det er en signifikant negativ sammenheng mellom gjennomsnittlig sistevekt og alder på de ungene som forlot reiret (Pearson  $r^2 = 0.345$ ,  $n = 11$ , enhalet  $p = 0.029$ ). Da er år med utvalgsstørrelse mindre enn ti da utelatt, men forholdet styrkes om også disse inkluderes ( $r^2 = 0.497$ ,  $n = 14$ ,  $p = 0.005$ ). Tilsvarende god

**Tabell 10.** Reirtid og sluttkondisjon for unger i studiereirene i årene 1983-84, 1988-94, 1996 og 1998-2001. Gjennomsnittlig differanse i tid (døgn) mellom siste sjekk og utflyging er angitt i parentes etter ungenes alder ved siste sjekk. Unger som med sikkerhet eller stor sannsynlighet døde i reiret er ikke medregnet. – Fledging period and final condition of chicks studied in 1983-84, 1988-94, 1996 and 1998-2001. The average time span (in days) between the last check and fledging are indicated in parenthesis after the chick's age at the last check. Chicks that died in the nest (or probably did so) are not included.

År Year	Reirtid (døgn) Fledging period (days)			Alder (d) v/siste sjekk (diff.) Age (d) at last check (diff.)			Vingelengde (mm) Wing length (mm)			Nebblengde (mm) Culmen length (mm)			Hode + nebb (mm) Head + bill (mm)			Kroppsvekt (g) Body mass (g)		
	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n
	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n	Mean	SE	n
1983	44.4	0.58	50	42.7 (1.7)	–	–	–	30.5	0.18	50	–	–	–	330.1	4.31	50		
1984	50.9	1.45	15	49.9 (1.0)	–	–	–	28.6	0.24	15	–	–	–	232.2	7.19	15		
1988	60.3	1.98	10	58.1 (2.2)	128.4	2.92	12	29.6	0.68	5	–	–	–	197.3	8.52	12		
1989	39.3	0.37	72	37.8 (1.5)	133.4	1.20	75	30.1	0.18	75	–	–	–	271.8	6.62	75		
1990	44.5	0.34	76	42.6 (1.9)	138.5	0.87	74	30.3	0.15	74	68.3	0.23	74	285.9	5.57	74		
1991	46.2	0.34	84	44.5 (1.7)	140.0	0.97	44	30.2	0.20	25	69.3	0.30	25	291.0	4.99	44		
1992	39.8	0.37	113	37.6 (2.3)	134.6	1.03	77	30.6	0.16	71	68.2	0.23	71	323.0	4.32	113		
1993	42.9	0.66	46	41.8 (1.1)	125.7	2.90	11	28.9	0.32	11	67.1	0.52	11	205.8	5.50	36		
1994	49	–	1	48 (1.0)	129	–	1	29.2	–	1	67	–	1	208	–	1		
1996	45.2	1.62	17	42.1 (3.2)	125.5	2.59	17	28.3	0.23	13	64.8	0.46	13	228.4	8.22	17		
1998	63.5	–	1	60 (3.5)	133 <sup>a</sup>	–	1	28.0 <sup>a</sup>	–	1	63.4 <sup>a</sup>	–	1	196 <sup>a</sup>	–	1		
1999	45.1	0.56	67	43.0 (2.1)	136.5	2.32	64	30.1	0.15	62	67.1	1.08	64	271.8	5.20	67		
2000	53.5	1.50	2	51.5 (2.0)	127.5	6.50	2	28.2	0.30	2	64.9	0.60	2	171.0	2.00	2		
2001	45.5	0.31	78	42.8 (2.7)	136.9	0.79	73	29.5	0.14	72	67.3	0.20	72	284.3	3.89	73		
Snitt <sup>b</sup> Mean <sup>b</sup>	45.8	1.72	11	43.9 (1.9)	133.3	1.82	9	29.7	0.24	11	67.4	0.53	7	265.6	13.4	11		

a) Målt ved alder 54 døgn – Measured at age 54 days b) År med liten utvalgsstørrelse ( $n < 10$ ) utelatt – Years with low sample size ( $n < 10$ ) omitted

**Figur 15**

Variasjonen i kroppsvekt ( $g \pm 1 SE$ ) for lundeunger ved reirforlating på Røst i 2001 (store symboler) sammenlignet med tilsvarende data fra 13 år i perioden 1983-2000 (etter Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2001). Åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Årlige utvalgsstørrelser er angitt. – The variation in body mass ( $g \pm 1 SE$ ) of Puffin fledglings at Røst in 2001 (large symbols) compared to similar data from 13 years in the period 1983-2000 (after Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2001). Open symbols indicate years when most chicks died as nestlings. Annual sample sizes are indicated.

sammenheng ble ikke påvist for de andre størrelsesvariablene (vingelengde:  $r = -0.221$ ,  $n = 9$ ,  $p = 0.567$ , nebb-lengde:  $r = -0.299$ ,  $n = 11$ ,  $p = 0.372$ , hode+nebb:  $r = 0.064$ ,  $n = 7$ ,  $p = 0.891$ ). Dette indikerer at ungenes vekt-kondisjon er en viktig proksimat faktor for reirtidens lengde, men antyder også at de må nå visse minstemål i utvikling av viktige kroppsdelene før utflygning er mulig. At det ikke var antydning til korrelasjon for lengde av hode+nebb, støtter de eksperimentelle studiene til Øyan & Anker-Nilssen (1996) som viste at ungene allokerte vekst til utvikling av hodet ved dårlig tilgang på næring. Trolig er denne vekstallokeringen utviklet slik at den maksimerer ungenes overlevelsessjanser i dårlige tider. Dette kan skje både ved at reirtiden blir så kort som mulig (i forhold til utviklingsfysiologiske minstekrav), og ved at ungene blir bedre rustet til å klare den første kritiske tiden på sjøen. Høy preferanse for lagring av underhudsfett i dårlige tider (Øyan & Anker-Nilssen 1996) er trolig forklart på samme måte. Dette vil

bidra til å redusere ungenes varmetap når de kommer i kontakt med sjøen, noe som kan være særlig viktig hvis fjærdakten er dårlig utviklet og sjøvannet når inn til huden.

I allokeringprosessen prioriteres veksten av ekstremitetene i angitt rekkefølge: skalle, nebb, arm, tær, tars og vingefjær, mens det ikke var noen preferanse for kroppsvekt (Øyan & Anker-Nilssen 1996). Dette vil m. a. o. bidra til å motvirke en sammenheng mellom ungens reirtid og nebb lengde ved utflygning og (i mindre grad) mellom reirtid og vingelengde ved samme tidspunkt, men vil altså ikke påvirke forholdet mellom reirtid og kroppsvekt i betydelig grad. De skisserte resultatene av langtidsstudiene på Røst er i godt samsvar med dette og underbygger gyldigheten av mønsteret for vekstallokeringer som er vist eksperimentelt (Øyan & Anker-Nilssen 1996).

Ungene var i rimelig god kondisjon da de forlot reiret i 2001 (figur 15). I motsetning til mange tidligere år ble det ikke registrert noen dramatisk reduksjon i utflygningstilstanden utover i sesongen. Det var imidlertid klare tegn til sterkt redusert matingsfrekvens etter 12. august. Derfor var ungene som forlot kolonien etter at vi avsluttet det ordinære feltarbeidet sannsynligvis i vesentlig dårligere kondisjon enn de som gikk ut tidligere i sesongen. Da vi avsluttet 15. august var likevel bare 17 (21 %) av de 81 ungene som forlot studiereirene på egen hånd fremdeles tilstede i reiret. Vanligvis vil forholdet også være påvirket av at utflygningsalderen endrer seg gjennom hver enkelt sesong, men dette har trolig mindre betydning. Redusert mattilgang vil virke til å forlenge ungenes reirperiode og derved øke utflygningsalderen, men vekten er langt mer følsom for næringstilgang enn for alder (Øyan & Anker-Nilssen 1996). Det er også viktig å huske at unger som flyr til sjøen ikke blir innfanget i samme grad som de andre. Siden unger i dårlig kondisjon er mindre flygedyktige enn andre og ungenes vekt ved utflygning vanligvis avtar utover i sesongen, er utvalget mindre representativt tidlig enn sent i utflygningsperioden, særlig i gode sesonger. I 2001 var det svært mange unger som fløy direkte til sjøen og de fleste var godt rustet til å overleve den første kritiske perioden på sjøen (jf. tabell 10).

### 3.4.6 Videoregistreringer i reir

I alt 151 (32.8 %) av studiereirene i 2001 ble forbeholdt en reprise av undersøkelse med video etter samme mønster som i 1999-2000 (heretter kalt videoreir). Utvalget ble gjort "tilfeldig" ved at hver reirserie ble inndelt i grupper på 20 reir, hvorav annenhver gruppe ble reservert for video. Dersom antall grupper i en serie var oddetall, ble færrest grupper satt av til videoundersøkelsen. I 2001 ble, i motsetning til tidligere, de fleste seriene forbeholdt samme metodikk som året før. Videoreirene ble sjekket to ganger, hhv. 17. juni og 3-4. august. Som kontroll ble benyttet data fra de 309 reirene i den regulære reirovervåkingen (her-

etter kalt vanlige reir) som ble sjekket hver fjerde dag. For å få mest mulig parallelle data til sammenligning med undersøkelsen av videoreirene, ble kun resultater fra sjekking av vanlige reir i samme tidsperioder benyttet som kontroll (første sjekk 15-16.6, andre sjekk 2.8 og 4.8).

Ved første gangs undersøkelse ble 54.3 % (82 av 151) av videoreirene definert som i drift. Tilsvarende andel blant de vanlige reirene var 36.2 % (112 av 309, medregnet ett reir hvor egget fra 2000 ikke var fjernet). Belegget i videoreirene var således 50.0 % høyere enn i de andre ( $\chi^2_{\text{corr}} = 13.80$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Effekten av vår forstyrrelse i inneværende år kan ikke ha forårsaket dette, siden heller ikke de vanlige reirene ble sjekket tidligere i sesongen. Noe av forklaringen er at video er en betydelig mer effektiv metode til å dokumentere hekkebelegg (Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001), men tilsvarende forskjell i 2000, da de fleste reirene tilhørte samme gruppe som i 2001, var kun 21.1 %. Dette tyder på at vår forstyrrelse i ett år også påvirker lundenes hekkesuksess i det påfølgende år (se nedenfor).

Blant de regulære studiereirene ble 59.2 % (183 av 309) karakterisert som tomme ved første inspeksjon midt i juni. Blant videoreirene var tilsvarende andel bare 37.7 % (57 av 151). Forskjellen var signifikant ( $\chi^2_{\text{corr}} = 17.90$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Dette kan antyde at enkelte av reirene som undersøkes på vanlig måte vurderes som tomme selv om de ikke er det, men resultatet kan også gjenspeile en reell (men tilfeldig) forskjell i belegg på de to gruppene av reir (jf. forrige avsnitt).

### Videoeffekten

Ved å sammenligne endringen i belegg fra første til andre sjekk for de to gruppene av reir, kan vi estimere effekten av den forstyrrelse vi forårsaker i mellomtiden ved å sjekke reirene hver fjerde dag. Blant videoreirene i 2001 var 57 (69.5 %) av 82 reir som beviselig var i drift ved første sjekk fremdeles i drift ved andre sjekk. Blant vanlige reir var tilsvarende 59 (54.1 %) av 109 reir fremdeles i drift. Forskjellen mellom de to gruppene var signifikant ( $\chi^2_{\text{corr}} = 9.68$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.002$ ) og estimerte effekten av vår forstyrrelse på vanlige reir til 23.6 %. Resultatene for alle tre år er oppsummert i **tabell 11**.

En statistisk analyse av hele datasettet viste imidlertid at det ikke var signifikant interaksjon mellom år og metode (PROC GENMOD,  $\chi^2 = 3.22$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.200$ ). Dette betyr at den målte økningen i vår forstyrrelse over de tre årene kan ha vært tilfeldig, selv om modellen avslører en nesten signifikant tendens til ulik forstyrrelseseffekt mellom de to gode årene 2001 og 1999 ( $p = 0.085$ ) men ikke mellom 2001 og 2000 ( $p = 0.587$ ). En modell uten interaksjonsleddet mellom år og metode dokumenterte at tapsprosenten varierte både med år (PROC GENMOD,  $\chi^2 = 16.24$ ,  $df = 2$ ,

**Tabell 11.** Effekten av vår forstyrrelse ved regelmessig kontroll av studiereir, beregnet som forskjellen i frafall av egg eller unge i reir som kun ble sjekket med et videokamera en gang tidlig og en gang sent i ungeperioden (videoreir) og reir som ble kontrollert for hånd hver fjerde dag gjennom hele samme periode. Videoperiode angir antall dager etter median klekking for første og andre video-sjekk. – The disturbance effect of our regular checking of study nests, estimated as the difference in loss of egg or chick in nests that were only checked with a video camera once early and once late in the chick period (video nests) and nests that were checked by hand every fourth day during the same period. Video period indicates number of days after median hatching for first and second video check.

År Year	Videoperiode (dager) Video period (days)	Egg/unge forsvunnet % (n) Egg/chick disappeared % (n)		Effekt % Effect %
		videoreir video nests	regulære reir regular nests	
1999 <sup>a</sup>	5 / 39 (25.6 – 29.7)	46.5 (101)	53.9 (141)	– 7.4
2000	– 3 / 26 (17.6 – 16.7)	23.8 (101)	40.0 (145)	– 16.2
2001	– 10 / 33 (17.6 – 3.8)	30.5 (82)	54.1 (109)	– 23.6

a) Merk annet utvalg av reir enn i de to påfølgende år – Note different sample of nests than in the two following years

$p < 0.001$ ) og med metode ( $\chi^2 = 16.08$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ). Tapsraten i 2001 var generelt større enn i 2000 ( $p = 0.019$ ), men ikke signifikant forskjellig fra den i 1999 ( $p = 0.164$ ).

Siden lundenes villighet til reproduktiv investering forventes å være høyere i gode enn i dårlige år (f.eks. Erikstad et al. 1998a,b), vil vår forstyrrelse forventes å ha mindre effekt i gode enn dårlige år. I gode år kan opptil 96 % av ungene i vanlige reir overleve reirtiden. Dette indikerer at den forstyrrende effekten da er relativt beskjeden, i alle fall etter klekking. Ulik forstyrrelseseffekt i de to gode årene er ikke i samsvar med denne teorien, men kan (hvis den er reell) trolig tilskrives en akkumulert effekt av forstyrrelse over flere år. Hele 37 % av reirene ble reservert for regulær kontroll i alle tre år, ytterligere 29 % for regulær kontroll i minst to år (nesten alltid de to siste). En kumulativ effekt kunne således inntreffe i minst 66 % av reirene. Bare 15 % ble forbeholdt video i alle tre år og de resterende 19 % for video i to år (alltid de to siste).

For begge grupper var tapsraten påfallende mindre i det dårlige året 2000 enn i de to gode årene. Dette skyldes primært at reir som inneholder egg også blir vurdert som i drift ved andre sjekk. Mest sannsynlig forklares derfor forskjellen med at de fleste hekkefuglene i 2000 forlot kolonien allerede tidlig i juli (siste betydelige sverming registrert 3. juli, **figur 19**). De hadde følgelig mindre tid til å



hive ut (eller grave ned) uklekte egg enn i de to andre årene, da fuglene frekventerte kolonien gjennom hele perioden vi studerte effekten av forstyrrelse. Det må også tas i betraktning at denne perioden varierte mellom år, både med hensyn til varighet (hhv 34, 29 og 47 dager) og, ikke minst, i forhold til lundenes mediane hekketidspunkt. Erfaringsvis er lundene mest følsomme for forstyrrelse før og omkring klekking. Siden første videokontroll ble foretatt suksessivt tidligere i sesongen hvert år, kan dette alene være årsak til en tilsynelatende økende effekt av vår forstyrrelse, slik den er registrert i denne undersøkelsen. Alle disse forhold må vurderes nærmere før våre årlige estimater for utflygingssuksess eventuelt bør korrigeres for effekten av forstyrrelse.

## 3.5 Overlevelse

### 3.5.1 Ungfuglenes overlevelse

Ved utløpet av sesongen 2001 var 130 (2.09 %) av de 6212 lundeunger som ble merket ved reirforlating på Herynken i perioden 1964-2000 gjenfunnet på en slik måte at de med sikkerhet hadde overlevd de første månedene på sjøen. Kun fem ble funnet i første leveår, og ingen av disse hadde omkommet av naturlige årsaker (alle skutt). I alt 84 funn var av fugler merket før 1979. Av de resterende 46 funn ble ni gjort i 2001, hvorav åtte i kolonien (ringnummer avlest med teleskop for syv levende fugler, samt en fugl funnet drept av svartbak). Den niende ble skutt og spist på Færøyene i desember måned. Merk at analysen til Anker-Nilssen & Aarvak (2001) mangler åtte funn av fugler merket i 1983-92.

Students *t*-tester (med antatt ulik varians i de to gruppene) viste at ungene som hadde overlevd forlot reiret i langt bedre kondisjon enn de ungene som aldri er gjenfunnet (tabell 12). Preferansen for hodevekst er tydelig også i denne analysen. Det finnes biometriske data for noen flere unger fra 1960-tallet som ennå ikke er tilført analysen.

I tillegg er 11 (1.32 %) av de 836 reirungene som er merket i perioden 1983-1999 funnet igjen etter å ha overlevd mer enn et par måneder på sjøen. En av dem ble funnet i 2001 (fugl fra 1990 funnet drept av svartbak). Morfometriske mål for disse ungene gjennomsnittlig 2.4 dager før reirforlating (vingelengde: 138.6 mm, *SE* = 1.8, *n* = 8, nebbelengde: 30.6 mm, *SE* = 0.3, *n* = 10, hodelengde: 68.7 mm, *SE* = 0.5, *n* = 6, vekt 311.0 g, *SE* = 10.8, *n* = 10) viste at de forlot kolonien i vel så god kondisjon som de andre ungene som beviselig overlevde (jf. tabell 12). Ungen fra 1991 som ble funnet hekkende i reir X57 i 2000 ble kontrollert hekkende på samme reir i 2001. Fuglen så dagens lys for første gang i reir T11 (ikke reir I56 som angitt av Anker-Nilssen & Aarvak 2001), som ligger ca 30-40 m nordvest for X57.

**Tabell 12.** Morfometriske data (i mm og g) for lundeunger ved reirforlating på Herynken, Røst i 1964-2001 i forhold til kunnskap om deres senere overlevelse. – Morphometry (in mm and g) of Puffin fledglings at Herynken, Røst in 1964-2001 in relation to existing knowledge about their later survival.

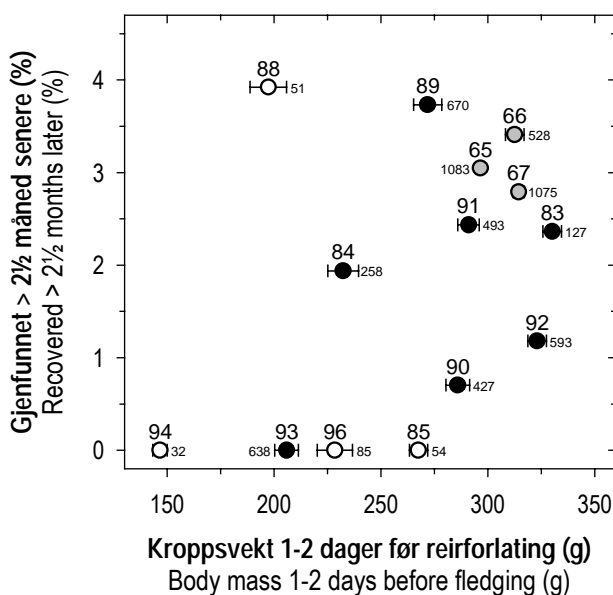
Variabel Variable	Overlevelse etter utflyging Post-fledging survival		t-test t test
	≥ 3 mnd ≥ 3 mnd	Ukjent Unknown	<i>t</i> ( <i>df</i> ) <i>p</i>
Vingelengde Wing length	143.7±0.67 (131-153), <i>n</i> =60	137.3±0.16 (70-162), <i>n</i> =3856	9.25 (66.1) <i>p</i> < 0.001
Nebblengde Culmen length	30.9±0.27 (27.3-33.5), <i>n</i> =37	29.6±0.29 (23.5-34.3), <i>n</i> =2713	4.60 (36.8) <i>p</i> < 0.001
Hodelengde Head+bill length	68.4±0.60 (65.1-71.1), <i>n</i> =12	67.4±0.51 (57.9-74.7), <i>n</i> =2036	1.66 (11.1) <i>p</i> = 0.125
Kroppsvekt Body mass	283.6±4.46 (200-370), <i>n</i> =69	233.5±0.88 (115-390), <i>n</i> =4101	11.03 (73.4) <i>p</i> < 0.001

Bare 18 (12.8 %) av de 141 ungene som er gjenfunnet senere ble funnet andre steder enn Røst: Nordland (1), Møre & Romsdal (3), Hebridene (1), Færøyene (8), Island (3), Grønland (1) og Newfoundland (1). Tretten av dem var drept tilsiktet av mennesker (hvorav 11 skutt), to druknet i fiskeredskap, mens tre ble funnet døde av ukjent årsak. I alt 109 andre fugler (77.3 %) ble funnet som ledd i arbeidet med lundeprosjektet på Røst (78 kontrollert i nett, 21 avlest i felt, 2 kontrollert på reir og 8 funnet døde, hvorav minst 7 var drept av svartbak). Av de resterende 14 fuglene ble 12 fanget og avlivet av lundefangere, en ble funnet død, og en ble drept i fiskeredskap.

Medregnet unger merket i reiret (korrigert for utflygings-suksess) er gjenfunnsraten for lundeunger fra Røst i 1964-2001 kun 1.98 % (141 av 7129). Samtlige overlevde de første 2.5 månedene på havet og bare åtte ble funnet innen ett år etter merking. Materialet er lite men demonstrerer med all tydlighet at det på ingen måte bare er ungenes kondisjon ved reirforlating som avgjør deres videre skjebne (figur 16). Som forventet er det betydelig variasjon i ungenes gjenfunnsrate mellom år (1999 foreløpig unntatt men medregnet 1968-69 og 1974 hvor vektdata mangler;  $\chi^2 = 44.7$ , *df* = 17, *p* < 0.001), men denne variasjonen var også meget markant i de ni årene hvor ungene generelt var i rimelig god kondisjon ved reirforlating (snitt ≥ 267.5 g, jf. figur 16 og tabell 12). Eksempelvis er gjenfunnsraten for unger fra 1989 (3.73 %) hele 5.3 ganger høyere enn for ungene som ble merket i 1990 (0.70 %) og 3.2 ganger høyere enn de fra 1992 (1.18 %), til tross for at 1989-ungene var i dårligere kondisjon enn de i 1990 og 1992. Resultatene som er fremstilt i figur 16 viser at det er enorm variasjon i ungfuglenes overlevelse fra utflyging til hekke-

start, og at selv de gode årsklassene bidrar svært ulikt til hekkebestandens rekruttering. Tidsdifferansen fra merking til funn for 140 unger med kjent funndato var gjennomsnittlig 9 år og 3 måneder (3378 døgn,  $SE = 216$ ). Bare 39 (27.9 %) var yngre enn 5 år. De fleste hadde altså forlenget nådd hekkealder.

Mye tyder på at flaskehalsen for ungenes overlevelse er næringsforholdene de erfarer i de første ukene på sjøen. I flere av de gode årene ble det registrert en plutselig reduksjon i de voksne fuglenes opptreden i kolonien mot slutten av ungeperioden, noe som klart indikerte sviktende næringstilgang innenfor rimelig rekkevidde av kolonien (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I klimaprojektet der vi bruker data fra lundestudiene på Røst, har vi nylig påvist en interessant sammenheng mellom ungenes overlevelse og NAO-indeksen for den påfølgende vinter (**kapittel 3.8**). Det må likevel understrekes at forholdet på langt nær er absolutt og at ulike miljøforhold senere i ungfuglperioden også må forventes å ha stor betydning.



**Figur 16**

Sammenhengen mellom lundeungenes kroppsvikt ( $g \pm 1 SE$ ) like før reirforlating i 14 ulike år i perioden 1965-96 (data fra tabell 10) og hvor stor andel av ringmerkede unger som beviselig overlevde de første 2½ måneder på sjøen. Antall utfløyne unger merket er angitt for hvert år. Åpne symboler indikerer færre enn 100 unger merket. Sannsynligheten for funn av fugler merket på 1960-tallet er trolig mindre enn for de fra øvrige år pga lav fangstaktivitet på 1970-tallet. – The relationship between body mass ( $g \pm 1 SE$ ) of Puffin nestlings immediately before fledging in 14 different years in the period 1965-96 (data from table 10) and the proportion of ringed fledglings that demonstrably survived the first 2½ months at sea. The number of fledged young ringed is indicated for each year. Open symbols indicate fewer than 100 young ringed. The recovery probability of birds ringed in the 1960s is probably lower than for those from other years due to low capture effort in the colony during the 1970s.

### 3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse

Sannsynligheten for å gjenfange lunder med svært gamle ringer er størst i skaret på Hernyken, hvor Svein Myrberget konsentrerte sin merkeinnsats på 1960-tallet, men heller ikke i 2001 ble det tid til å fortsette ringmerkingsfangsten der. Av de 164 individene fra tidligere år som vi registrerte ved den ordinære nettfangsten og observasjonsaktiviteten i stasjonsområdet, var 44 (26.8 %) merket mer enn ti år tidligere, hvorav 32 på 1980-tallet, en i 1979 og to på 1960-tallet. Det eldste individet var merket av Svein Myrberget som reirforlatende unge 23.8.65, dvs. 36 år tidligere og i det aller første året ringer av rustfritt stål ble benyttet på Røst. Fuglen, som hekker i fargemerkingfeltet og ble farge-merket 27.7.01, er den hittil eldste norske lunde med kjent alder. Den tidligere rekordholderen (ringmerket som reir-unge 19.8.66 og fargemerket i 1996) ble observert i beste velgående ved seks anledninger på fem ulike dager i perioden 18.6-14.7.01, 35 år gammel.

For bestandens utvikling er det, naturlig nok, fuglenes generelle overlevelse som er avgjørende. Overvåkingen av de voksne lundenes overlevelse på Røst har foregått siden 1990 ved regelmessig observasjon av til sammen 373 fugler merket med individuelle fargekoder. Bare fugler som hekker innenfor et ca 600 m<sup>2</sup> stort prøvefelt på Hernyken blir merket med fargeringer. Noen nye fugler fargemerket hvert år, slik at det til enhver tid er omkring 150-200 individer med fargekoder. I 2001 ble 26 nye individer fargemerket, dvs. litt mer enn det årlige gjennomsnittet på 19.1 fugler de siste ti årene (1992-01), tilsvarende 10.5 % av antallet som ble fargemerket i de to første årene (1990-91). Siden lundenes gjennomsnittlige overlevelse i samme periode var 91.2 % (tabell 13), har innsatsen vært mer enn tilstrekkelig til å opprettholde antallet individer som bærer fargeringer (anslagsvis øket til omkring 215). Individene som ble nymerket fikk hver sin gule fargerings med en individuell, to-bokstavers kode (svarte bokstaver). I alt er dermed 126 individer ringmerket med slike bokstavkoder siden 1997. Koden, som står på høykant og er gjentatt tre ganger rundt ringen, er vesentlig enklere å avlese i felt enn å identifisere en kombinasjon av tre fargeringer fordelt på begge fuglens føtter. Risikoen for feil kodeavlesning eller feil notasjonsbruk er derfor nå betydelig redusert. Som del av et nasjonalt program er demografiprojektets metoder og noen foreløpige resultater tidligere rapportert i egne rapporter (Anker-Nilssen 1993, Erikstad et al. 1994, 1998a). Her gis likevel en oppdatert presentasjon av hovedresultatene for lundene på Røst, siden disse er svært sentrale for bestandens utvikling.

Så lenge det bare opereres med én kategori voksne fugler (hekkende) er det kun fire modeller for tidsvariasjon fra år til år som kan testes innbyrdes i MARK-programmet (på samme måte som i SURGE, Pradel & Lebreton 1991):

**Tabell 13.** Årlig overlevelse og fangbarhet siden 1990 for hekkende lunder på Herynken. Verdiene er beregnet ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent  $\pm 1$  SE. Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – Annual survival and recapture rates from 1990 (expressed as percentages  $\pm 1$  SE) for Puffins breeding on Herynken, estimated using the programme MARK. The choice of models underlying the results is explained in the text.

Årlig overlevelse Annual survival rate			Årlig fangbarhet Annual recapture rate			Individer registrert Individuals registered
Periode Period	Estimat Estimate	SE	År Year	Estimat Estimate	SE	
1990-91	96.3	1.8	1991	92.3	3.0	64
1991-92	93.8	1.3	1992	96.9	1.1	163
1992-93	96.0	1.0	1993	91.3	1.9	165
1993-94	97.5	0.6	1994	88.0	2.1	155
1994-95	87.6	2.0	1995	81.6	2.9	133
1995-96	87.9	1.4	1996	85.3	2.7	123
1996-97	93.5	1.6	1997	82.8	2.8	131
1997-98	79.3	3.0	1998	77.6	3.3	101
1998-99	91.1	1.8	1999	86.4	2.6	134
1999-00	89.1	1.8	2000	86.9	2.1	151
2000-01	–	–	2001	–	–	136

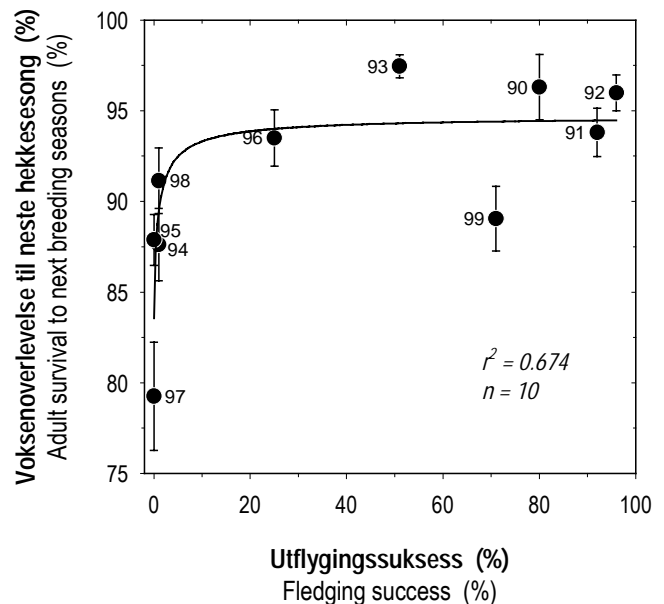
- Modell 1: Både overlevelse og fangbarhet er variable.
- Modell 2: Konstant overlevelse og variabel fangbarhet.
- Modell 3: Variabel overlevelse og konstant fangbarhet.
- Modell 4: Både overlevelse og fangbarhet er konstante.

Modellene sammenlignes statistisk ved beregning av AIC-verdier (se Lebreton et al. 1992). Modellen med den laveste AIC-verdien passer dataene best. Det fullstendige datasettet for lunder på Røst i 1990-2001 (observasjonsdata supplert med materiale fra nettfangst) ga AIC-verdier for modellene 1-4 på henholdsvis 2226.2, 2244.4, 2243.3 og 2272.1. Modellen hvor både overlevelse og fangbarhet varierte fra år til år (modell 1) var altså stadig den beste. Denne modellen tillater beregning av overlevelse i hvert tidssteg og fangbarhet i hvert år for hekkende fugler i demografifeltet på Herynken, med unntak av siste tidssteg og år, hvor de to parametrene ikke kan skiller (tabell 13).

Modell 1 var signifikant bedre enn øvrige modeller (i forhold til nest beste modell:  $\chi^2 = 37.53$ ,  $df = 10$ ,  $p < 0.001$ ). Biologisk sett er det også forventet at modell 1 skal passe lundedataene best. For det første har det ikke vært praktisk mulig å standardisere observasjonsinnsatsen i forhold til fuglenes opptreden i kolonien. Derfor må en forvente at sannsynligheten for å oppdage et individ som er i live ikke er like stor hvert år. Modell 3 og 4 bør således forkastes i utgangspunktet, siden de forutsetter konstant fangbarhet. Biologisk sett er det også usannsynlig at overlevelsen skal være konstant mellom år, selv når variasjonen er så liten at

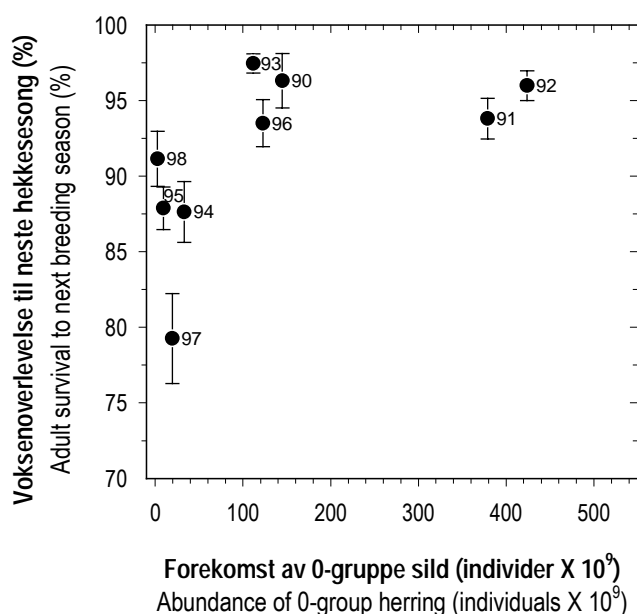
den ikke kommer til uttrykk i modellresultatene. I materialet for lundene på Røst er imidlertid ikke det noe problem.

Overlevelsen var dramatisk redusert i fem av de seks siste tidsstegene (tabell 13). Resultatene viser at dødelighetsraten i 1994-2000 (snitt 11.9 % pr. år) var nær tre ganger så høy som i 1990-94 (snitt 4.1 % pr. år). Mer interessant er den klare positive sammenhengen mellom reproduksjon (målt som utflygningssuksess) og voksenfuglenes overlevelse frem til neste hekkesesong (Spearman  $r_s = 0.744$ ,  $n = 10$ ,  $p = 0.014$ , figur 17). Forholdet er motsatt av hva som er vist for en lang rekke andre arter, hvor reproduktiv innsats gjerne innebærer redusert overlevelse etter en god hekkesesong. Den positive sammenhengen i figur 17 er tydeligst etter dårlige sesonger, og det er en tendens til at forholdet endrer fortegn når hekkesuksessen blir rimelig god (jf. kapittel 3.4). Dette reflekteres også ved at en kvadratisk regresjon ( $r^2 = 0.521$ ,  $F = 3.811$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.076$ , figur 17) passer dataene noe bedre enn en rett linje ( $r^2 = 0.435$ ,  $p = 0.038$ ). En logistisk funksjon er imidlertid enda bedre og foretrekkes inntil videre ( $F = 4.142$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.066$ ) siden alle tre funksjoner ligger nær grensen for signifikans. Den uvanlig store mellomårsvariasjonen i hekkesuksess for lundene på Røst, som hyppig har opplevd svært dårlige år, gjør denne populasjonen spesielt velegnet for å studere slike sammenhenger i sin fulle bredde.



**Figur 17**

Årlige rater for overlevelse av hekkende lunder på Herynken i 1990-2000, angitt i prosent  $\pm 1$  SE (data fra tabell 12) og plottet mot hekkesesultatet i utgangsåret (indikert, data fra tabell 9). En logistisk regresjonskurve er tilpasset datasettet. ( $F = 4.142$ ,  $p = 0.066$ ). – Annual survival rates of breeding Puffins at Herynken in 1990-2000, expressed as percentages  $\pm 1$  SE (data from Table 12) and plotted against the breeding result in the initial year (indicated, data from table 9). A logistic regression curve is fitted to the data set ( $F = 4.142$ ,  $p = 0.066$ ).



**Figur 18**

Sammenhengen mellom årlige overlevelsesheter for hekkende lunder på Herynken i 1990-1999, angitt i prosent  $\pm 1$  SE (data fra tabell 12), og VPA-estimer for antall 0-gruppe sild i utgangsåret (ICES 2001). – The relationship between annual survival rates of breeding Puffins at Herynken in 1990-1999, expressed as percentages  $\pm 1$  SE (data from Table 12), and VPA estimates for the abundance of 0-group herring in the initial year (ICES 2001).

Utflygningssuksess er ikke nødvendigvis noe godt mål for foreldrefuglenes reproduktive ytelse i en sesong. På Røst har voksenfuglenes kondisjon i ungeperioden faktisk vist seg å være best i år med fullstendig hekkesvikt (Anker-Nilssen et al. i manus b). Likevel er det en nesten signifikant positiv korrelasjon mellom 0-gruppeindeks og voksenoverlevelse (Spearman  $r_s = 0.600$ ,  $n = 10$ ,  $p = 0.067$ ) som opprettholdes når 0-gruppeindeksen erstattes av VPA-estimatene til ICES (2001) for 1990-98 (figur 18, Spearman  $r_s = 0.633$ ,  $n = 9$ ,  $p = 0.067$ ). En logistisk regresjon på dette datasettet konvergerer imidlertid ikke lenger (jf. Anker-Nilssen & Aarvak 2001).

Overlevelsen fra 1999 til 2000 var langt dårligere enn forventet i forhold til hekkesuksess (figur 17) og mer på linje med hva som kan forventes etter år med lite sild (figur 18). VPA-estimatene for 1999-årsklassen foreligger ennå ikke, men sildeindeksen for 1999 (0.41) tyder på en svak årsklasse. For første gang i prosjektets historie fikk lundene likevel en god hekkesesong basert på helt andre byttedyr (Anker-Nilssen & Aarvak 2000).

Sett under ett indikerer våre resultater at mengden av 0-grupesild som passerer Røst sommerstid primært styrer lundenes reproduksjon, mens voksenfuglenes overlevelse i stor grad bestemmes av deres tilgang på samme ressurs

etter avsluttet hekking. Dette styrker klart indikasjonene fra forsøkene med satellittsendere om at de voksne fuglene tilbringer den første perioden etter hekking i Barentshavet (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, Anker-Nilssen et al. i manus a) og tyder på at dette er en spesielt kritisk periode for de voksne fuglene.

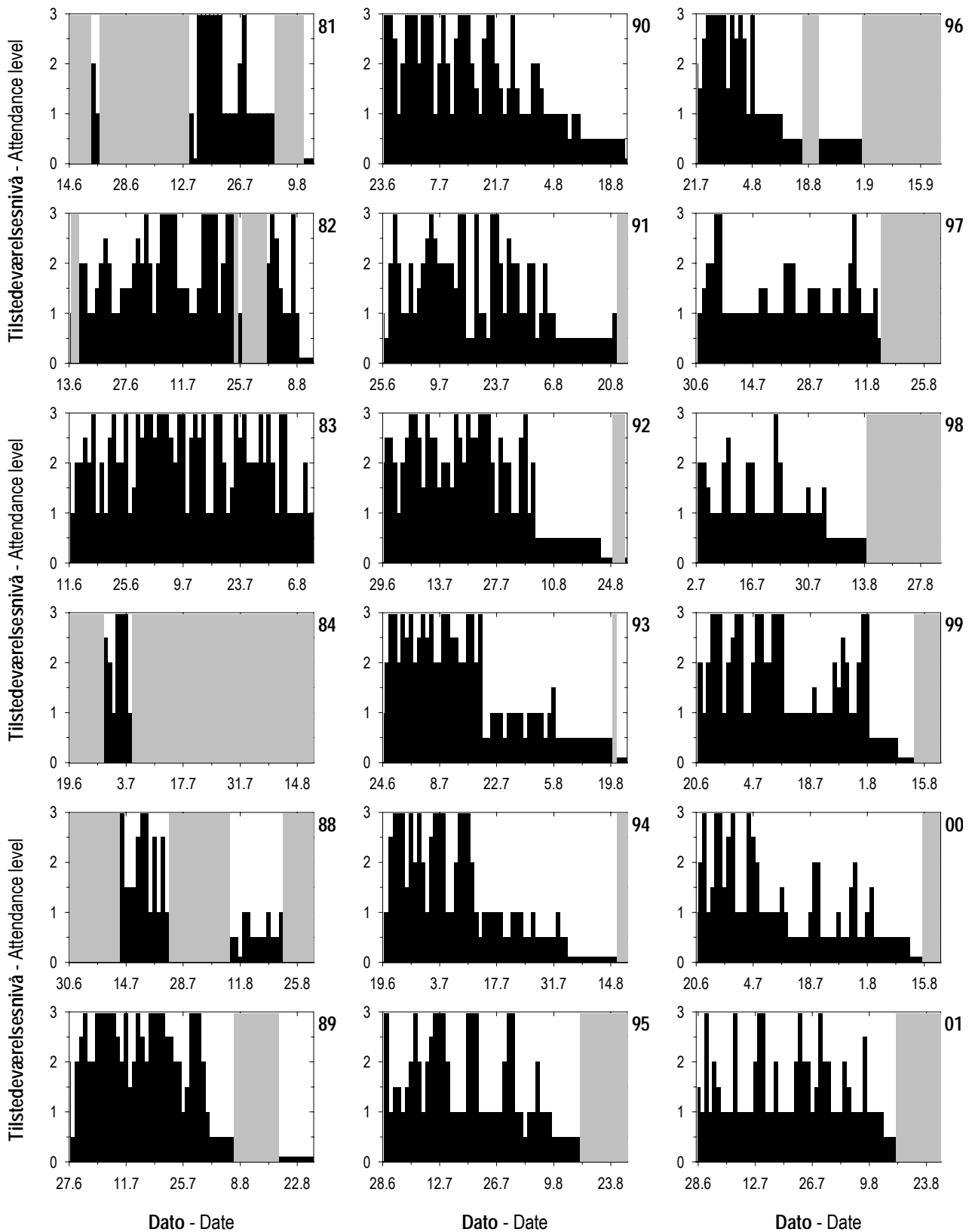
Ved hjelp av diskriminantfunksjonene beregnet av Anker-Nilssen & Brøseth (1998), kan vi kjønnsbestemme voksne fugler med en sikkerhet på 86 % ved hjelp av hodelengde alene og 87 % hvis også nebbhøyde er kjent. Basert på morfometriske mål innsamlet ved merking eller senere gjenfangster, kan nå 325 (87.1 %) av individene som ble fargemerket i perioden 1990-2001 kjønnsbestemmes på denne måten. Dette tillater en analyse av eventuelle forskjeller i overlevelse for hanner og hunner. Siden kjønnenes reproduktive investering er ulik, er det forventet at dette gir seg utslag i ulik overlevelse. En analyse av hvordan kjønnsforskjellen i overlevelse varierer med ulike miljøforhold, styrker vår forståelse av hvilke strategier lundene har for å takle stokastisiteten i miljøet. Denne analysen utføres som del av et annet prosjekt, men noen foreløpige resultater er beskrevet i kapittel 3.8.

### 3.6 De voksne fuglenes tilstedeværelse og kondisjon

Den daglige, kvalitative vurderingen av antall lunder tilstede i kolonien har vist seg å være et robust mål for lundenes opptreden (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Belegget av voksne fugler i kolonien gjennom ungeperioden i 2001 var kjennetegnet av unormalt kortvarige aktivitetstopper, selv om aktivitetsnivået holdt seg forholdsvis stabilt gjennom hele sesongen (figur 19). Aldri tidligere er en så høy aktivitetstopp (2.5) registrert så sent som 8. august (tabell 14), men bare i fire tidligere år (1996-98 og 2000) har den gjennomsnittlige indeks for voksenfuglenes tilstedeværelses i ungeperioden vært lavere enn den var i 2001 (1.58).

Forholdet mellom ungevekst og voksenfuglenes opptreden i kolonien gjenspeiles også i en positiv sammenheng mellom utflygningssuksess og gjennomsnittlig tilstedeværelsesnivå de første 40 dagene etter median klekkedato (figur 20, Pearson  $r^2 = 0.315$ ,  $n = 18$ ,  $p = 0.015$ ), selv om 2001 var et tydelig avvikende år. Den sigmoide funksjonen som passer datasettet best er en Gompertz regresjonskurve ( $r^2 = 0.314$ ,  $F = 3.44$ ,  $df = 17$ ,  $p = 0.059$ ), men dette er en like dårlig modell som en rett linje. Analysen er avgrenset til 40 dager, fordi ungenes reirtid i enkelte år ikke er lenger enn dette.

De voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden i 2001 var høyere enn i de fleste andre år med god reproduksjon (med unntak av 1983 og 1999), men bare ubetydelig bedre enn



**Figur 19**

Daglig variasjon i maksimumsantall av voksne lunder observert i kolonien på Hernyken gjennom to måneder fra median klekkedato i 17 ulike år i 1981-2001, vurdert på en kvalitativ skala hvor 0 indikerer ingen fugler registrert og 1, 2 og 3 indikerer henholdsvis få, middels høye og meget høye antall. Dager med manglende data er sladdet grå. – Day-to-day variations in peak numbers of adult Puffins observed attending the colony at Hernyken during two months from median date of hatching in 17 different years in 1981-2001, as assessed on a qualitative scale where 0 indicates no birds registered and 1, 2 and 3 indicates low, medium and large numbers, respectively. Days with missing data are shaded gray.

**Tabell 14.** Siste dager i ulike sesonger hvor større antall lunder (nivå 2 = middels høye antall, nivå 3 = meget høye antall) var tilstede i kolonien på Heryken. Opplysningene er bare tatt med såfremt materialet gjorde det mulig å utelukke at tilsvarende gode dager inntraff senere i sesongen. De siste toppene i 1985, 1988 og 2001 ble loggført som nivå 2.5. – Last days in different seasons when significant numbers of Puffins (level 2 = medium numbers, level 3 = large numbers) attended the colony at Heryken. The information is only included when it was possible to rule out that equally good attendance occurred later in the season. In 1985, 1988 and 2001, the latest peaks in numbers were logged as level 2.5.

År Year	Siste dato med Last date of		Dager fra median klekkedato til Days from median hatching date to	
	nivå 3 level 3	nivå 2 level 2	siste nivå 3 last level 3	siste ≥ nivå 2 last ≥ level 2
1981	27.7	26.7	43	43
1982	7.8	3.8	55	55
1983	3.8	8.8	53	58
1985	10.8		–	43
1988	7.8±2		–	38±2
1989	29.7	30.7	32	33
1990	25.7	31.7	32	38
1991	23.7	4.8	28	40
1992	3.8	5.8	35	37
1993	18.7	17.7	24	24
1994	10.7	11.7	22	23
1995	30.7	5.8	(10±7)	(16±7)
1996	4.8	2.8	14	14
1997	8.8	7.8	39	39
1998	22.7	23.7	20	21
1999	1.8	30.7	42	40
2000	3.7	29.7	13	39
2001	8.8		–	41

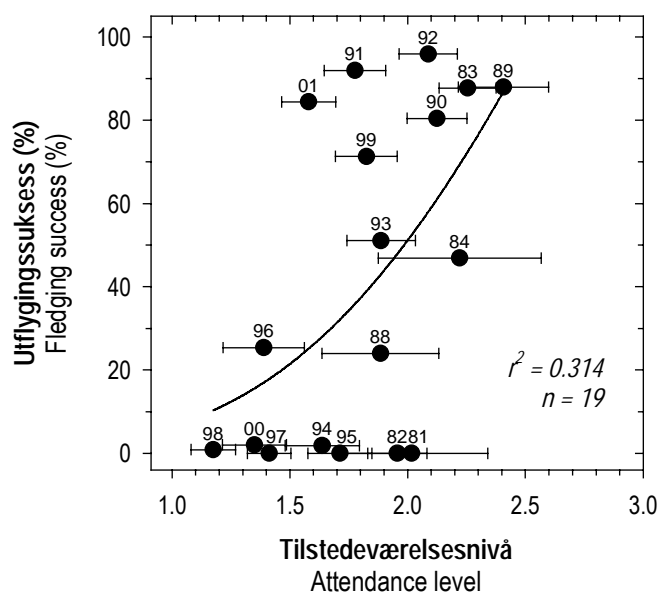
snittet for alle år siden 1979 (ingen data fra 1987 og 1995, tabell 15). For en nærmere analyse av sammenhengen mellom tilgang på 0-gruppe sild (angitt ved Havforskningsinstituttets årsklasseindeks) og de voksne fuglenes kondisjon og reproduktive investering, henvises til Anker-Nilssen et al. (i manus b) og Anker-Nilssen & Brøseth (1998).

#### Figur 20

Forholdet mellom voksenfuglenes gjennomsnittlige ( $\pm 1$  SE) tilstedeværelse i kolonien de første 40 dagene etter median klekkedato (jf. figur 19) og ungenes utflygingssuksess. En Gompertz regresjonskurve er tilpasset datasettet ( $F = 3.44$ ,  $p = 0.059$ ). – The relationship between the mean ( $\pm 1$  SE) colony attendance level of adults during the first 40 days after median hatching date (cf. Figure 18) and the fledging success of chicks. A Gompertz regression curve is fitted to the data set ( $F = 3.44$ ,  $p = 0.059$ ).

**Tabell 15.** Ungeperiodens varighet (medregnet unger som døde i reiret) og kroppsvekt for voksne lunder målt i ungeperioden på Røst i 22 ulike år i perioden 1979-2001. Ved beregning av verdiene for alle år under ett ble hvert år tillagt like stor vekt. – The duration of the nestling period (including chicks that died in the nest) and body mass of adult Puffins measured within the nestling period at Røst in 22 different years during 1979-2001. All years were given equal weight when calculating the overall values.

År Year	Ungeperiode (dager) Nestling period (days)		Adult kroppsvekt (g) Adult body mass (g)		
	Median Median	$n$ $n$	Snitt Mean	SE SE	$n$ $n$
1978	5	25	–	–	–
1979	10	31	467.5	6.51	26
1980	15	7	453.0	4.15	76
1981	21	12	468.0	2.29	262
1982	29	18	463.9	1.23	875
1983	42	66	458.9	1.12	995
1984	47	37	444.5	2.73	116
1985	55	43	435.5	2.79	104
1986	7	69	446.7	22.20	6
1988	51	46	433.4	2.26	187
1989	39	84	445.7	2.84	123
1990	43	131	440.5	1.77	265
1991	46	138	447.7	1.58	351
1992	41	138	448.3	1.42	531
1993	40	131	445.6	2.21	218
1994	28	63	449.8	2.33	263
1996	32	69	448.8	2.55	176
1997	13	144	445.9	5.82	41
1998	15	129	450.0	1.89	284
1999	45	121	460.1	2.22	222
2000	30	99	456.5	2.97	140
2001	46	103	453.6	2.08	257
Snitt Mean	31.8	22	450.7	2.04	21





### 3.7 Predasjon av voksne lunder

Vi fortsatte innsamling og måling av ytre og, om mulig, indre morfometri til voksne fugler funnet døde i fjæresonen på Hernyken. Dette arbeidet startet i 1992 og er nå etablert som en løpende dataserie. Målingene foretas i henhold til internasjonalt standardiserte metoder (Jones et al. 1982, Barrett et al. 1985). Den årlige utvalgsstørrelsen i årene 1992-99 var henholdsvis 5, 19, 50, 85, 156, 228, 50, 139, 176 og 213, totalt 1121 individer. Innsamlingen foregår ved gjennom søking av hele fjæresonen på Hernyken en rekke ganger hver sesong, som regel hver eller hver annen uke. Selv om bare et fåtall av individene har vært tilstrekkelig inntakte til å la seg kjønnsbestemme på basis av indre organger (eksempelvis kun 9 av 212 i 2001), bidrar dette materialet til å forsterke grunnlaget for diskriminantanalysen som muliggjør kjønnsbestemmelse av levende voksenalder (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Denne analysen baserte seg på 98 individer, men de siste fire årene er ytterligere 26 fugler kjønnsbestemt på indre kjønnsorganer, hvorav 24 hadde typiske voksne karakterer.

For hvert individ kan dødsårsaken sjelden fastslås med 100 % sikkerhet, men når 14 fugler som trolig hadde omkommet på annen måte utelates, er det likevel rimelig å konkludere at nesten samtlige av de resterende 1107 fuglene var drept av svartbak. I Norge er dette utvilsomt den mest betydelige naturlige predator på lunde. Hensikten med datainnsamlingen er bl.a. å dokumentere i hvilken grad det er forskjeller i predasjonsrisiko mellom kjønnene og ulike aldersgrupper. Dette er ikke en enkel analyse, bl.a. fordi en må ta hensyn til at forholdet mellom disse gruppene mht. opptreden neppe er konstant over tid (hverken innen eller mellom år). Resultatene bør derfor sammenholdes med parallelle data for levende individer kontrollert på samme tidspunkt.

Når utvalgsstørrelser mindre enn ti utelates, var det signifikant variasjon mellom år blant disse fuglene for variablene vingelengde ( $F_{6,1011} = 5.54, p < 0.001$ ), nebbhøyde ( $F_{8,1005} = 3.00, p = 0.003$ ), antall nebbfurer ( $F_{7,1060} = 6.63, p < 0.001$ ) og nesten for hodetlengde ( $F_{7,258} = 2.04, p = 0.051$ ) men ikke for nebbelengde ( $F_{8,1068} = 0.807, p = 0.597$ ) (tabell 16). Dette reflekterer utvilsomt viktige forskjeller i materialets aldersfordeling, muligens også kjønnsforskjeller.

Foruten få ( $\leq 2$ ) nebbfurer, er de typiske ungfuglkarakterene et spisst nebb med en tydelig knekk (vinkel) i toppkanten av overnebbet, og blekt gulgrå tarser og fotblad (tabell 17). Bare 15 % av svartbakens ofre i 1993-2001 hadde slike karakterer, men denne ungfuglandelen varierte svært betydelig mellom år (tabell 18,  $\chi^2 = 41.7, df = 8, p < 0.001$ ).

**Tabell 16.** Morfometriske data for lunder (årsunger ekskludert) trolig drept av svartbak og funnet døde i fjæra på Hernyken i hekkesesongene 1992-2001. Resultater for år med  $n < 10$  er ikke spesifisert. – Morphometric data of Puffins (yearlings excluded) probably killed by Great Black-backed Gull and found dead near the seashore at Hernyken in the breeding seasons of 1992-2001. Results for years with  $n < 10$  are not specified.

Variabel Variable	År Year	Snitt Mean	SE SE	n n
Vingelengde (mm) Wing length (mm)	1995	172.1	0.49	74
	1996	170.9	0.35	154
	1997	170.1	0.28	225
	1998	172.5	0.57	46
	1999	172.1	0.39	132
	2000	170.3	0.36	178
	2001	170.9	0.28	209
	1992-2000	170.9	0.14	1022
Nebblengde (mm) Culmen length (mm)	1993	45.53	0.49	16
	1994	45.99	0.26	46
	1995	45.42	0.20	81
	1996	45.82	0.16	154
	1997	45.81	0.12	219
	1998	45.66	0.25	43
	1999	45.75	0.18	132
	2000	45.70	0.15	178
	2001	45.51	0.13	208
	1992-2001	45.69	0.06	1079
Hodelengde (mm) Head+bill length (mm)	1994	82.12	0.66	11
	1995	81.82	0.49	15
	1996	80.99	0.36	40
	1997	79.93	0.43	41
	1998	80.82	0.56	14
	1999	80.97	0.35	48
	2000	81.30	0.33	47
	2001	81.19	0.30	50
	1992-2001	80.99	0.14	271
	Nebbhøyde (mm) Gonys depth (mm)	1993	35.79	0.54
1994		36.65	0.29	40
1995		36.47	0.21	69
1996		36.91	0.16	142
1997		37.01	0.11	211
1998		36.88	0.20	42
1999		36.75	0.17	127
2000		37.17	0.14	172
2001		36.48	0.13	200
1992-2001		36.81	0.06	1016
Antall nebbfurer Number of bill grooves	1994	3.15	0.08	50
	1995	3.08	0.06	81
	1996	3.28	0.05	154
	1997	3.24	0.03	220
	1998	3.42	0.07	43
	1999	2.95	0.06	133
	2000	3.05	0.05	178
	2001	3.06	0.05	209
1992-2001	3.13	0.02	1071	

**Tabell 17.** Sammenhengen mellom antall nebbfurer og ungfugl-karakterer notert for lunder som sannsynligvis var drept av svartbak på Herynken, Røst i hekkesesongene 1992-2001. – The relationship between the number of bill grooves and characters of immaturity noted for Puffins which probably were killed by Great Black-backed Gulls at Herynken, Røst in the breeding seasons of 1992-2001.

Antall nebbfurer No. of bill grooves	Ungfugl-karakterer notert (%) Characters of immaturity noted (%)		n
	Ja – Yes	Nei – No	
1.0–1.5	100.0	0.0	23
2.0	96.9	3.1	65
2.5	49.4	50.6	89
3.0	5.0	95.0	500
3.5	2.7	97.3	223
≥ 4.0	0.0	100.0	171
Totalt – Total	15.0	85.0	1071

**Tabell 18.** Frekvensen av typiske ungfugler blant lunder som sannsynligvis var drept av svartbak på Herynken, Røst i hekkesesongene 1992-2001. – The frequency of typical immature birds among Puffins which probably were killed by Great Black-backed Gulls at Herynken, Røst in the breeding seasons of 1992-2001.

År Year	Ungfugl-karakterer notert (%) Characters of immaturity noted (%)		n
	Ja – Yes	Nei – No	
1992	(0.0)	(100.0)	2
1993	29.4	70.6	17
1994	20.0	80.0	50
1995	16.5	83.5	85
1996	9.7	90.3	154
1997	5.9	94.1	220
1998	2.2	97.8	46
1999	21.3	78.7	136
2000	23.0	77.0	178
2001	17.7	82.3	209
Totalt – Total	15.0	85.0	1097

Interessant nok var ungfuglandelen jevnt avtakende fra 29 % i 1993 til bare 2 % fem år senere, deretter økte den brått til 21 % i 1999, holdt seg på omtrent samme nivå (23 %) i 2000 for så å gå noe tilbake i 2001. Tilbakegangen i perioden 1993-98 rimer godt med en forventet vekst og rekruttering for yngre årsklasser fra de gode reproduksjonsårene 1989-92. Det var imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom ungfuglandelen blant svartbakens ofre og lundeungenes utflygningssuksess (tabell 9) 1-5 år tidligere, hverken når analysen foretas med årlige data, eller med 2- og 3-års løpende gjennomsnitt for utflygningssuksess.



**Drept av svartbak.** Siden 1992 har vi undersøkt i alt 1107 kadavere av lunder som var drept og spist av svartbak på Herynken. På grunnlag av nebbets form, antall nebbfurer (i den røde hornplaten foran overnebbets hvite bøyle) og føttenes farge er det mulig å skille typiske ungfugler (normalt 2-4 år gamle) fra helt utfargede individer (som den på bildet). Disse dataene gir oss verdifulle indikasjoner på ungfuglenes overlevelse gjennom de første leveårene. (Foto © T. Aarvak)

Analysene ble heller ikke styrket ved å multiplisere utflygningssuksessen med de registrerte gjenfunnsrater for ungene fra de respektive år (figur 16). Ungfuglandelen i 1999-2000, da 12 av de 23 fuglene med færre enn to nebbfurer ble funnet, var overraskende høy. Dette er forhåpentligvis en indikasjon på at overlevelsen til de relativt få ungene som fløy ut i 1996 var bedre enn deres kondisjon ved reirforlating skulle tilsi, selv om ingen av de ungene som ble ringmerket dette året ennå er gjenfunnet (figur 16). I 2001 var det ytterligere 9 fugler med færre enn to nebbfurer blant svartbakens ofre, hvorav 7 hadde kun én fure og sannsynligvis var toåringer utklekket i det gode reproduksjonsåret 1999. Siden også 2001 ble en god sesong, kan det forventes en betydelig ungfuglandel i dette materialet også i de nærmeste 3-4 årene.

Vi har foreløpig ikke undersøkt om svartbakens predasjon rammer kjønnene i ulik grad. Bare 24.5 % (271 av 1105) av fuglene hadde hodet tilstrekkelig intakt til at hodelengden kunne måles. Disse kan kjønnsbestemmes med 86-87 % sikkerhet (diskriminantfunksjonene  $D_1$  og  $D_2$ , Anker-Nilssen & Brøseth 1998). De fleste av de andre kan bare kjønnsbestemmes med en treffsikkerhet på 74 % (diskriminantfunksjon  $D_3$ , Anker-Nilssen & Brøseth 1998).

### 3.8 Klimaeffekter

Prosjektlederen for lundeundersøkelsene på Røst (TAN) er også tilknyttet prosjektet *The ecological effects of climate fluctuations and change (EcolClim): a multi-disciplinary and integrated approach*. Dette prosjektet, som går over tre år (2001-2003), finansieres av Norges forskningsråd og ledes av professor Nils Christian Stenseth ved Universitetet i Oslo (UiO). Her blir tidsseriedataene for lundebestanden på Røst anvendt til å studere økologiske effekter av klimavariasjoner. Franskmannen Joël Durant fra CEPE (Centre d'Ecologie et Physiologie Energetique, CNRS, Strasbourg) er ansatt på denne delen av prosjektet i et post-doc stipendiat ved UiO. Det er dessuten etablert et tett samarbeid med sjøfuglforskere i Skottland som arbeider med parallelle problemstillinger. Dette gjelder i første rekke studiene av lunder på Isle of May i Nordsjøen øst for Edinburgh (Michael P. Harris, Sarah Wanless og Laurent Crespin ved Centre for Hydrology and Ecology (CEH) i Banchory) som har pågått nesten like lenge som de på Røst (se f.eks. Harris et al. 1997), og studiene av havhest på øya Eynhallow på Orknøyene (Paul M. Thompson og Vladimir Grosbois ved Aberdeen Population Ecology Research Unit (APERU) i Cromarty) som har pågått årlig siden 1950 (se f.eks. Thompson & Ollason 2001, Thompson & Grosbois 2002).

En sentral analyseparameter i dette prosjektet er North Atlantic Oscillation (NAO) Index. Den årlige vinterindeksen for NAO reflekterer gjennomsnittlig forskjell i lufttrykk ved havoverflaten mellom Lisboa (Portugal) og Stykkisholmur, Reykjavik (Island) i månedene desember-mars. Den er registrert løpende siden 1864. Det finnes også en like lang serie med månedlige indekser basert på tilsvarende forskjell mellom Ponta Delgada (Azorene) og Reykjavik. Med en positiv indeks er strømmen av lavtrykk inn i Norskehavet sterkere enn normalt og gir et mildt, fuktig og vindfullt klima i dette området. Når indeksen er negativ er lavtrykkaktiviteten svakere og klimaet kjøligere, tørrere og mindre vindfullt. Vi benytter dessuten Havforskningsinstituttets månedlige gjennomsnittsdata for sjøtemperaturer på ulike dyp (0, 10, 25, 50 og 75 m) ved Skrova (Lofoten), som ligger ved Vestfjorden ca 140 km nordøst for Røst. Disse dataene er innsamlet løpende siden vinteren 1935/36. I tillegg vil vi bruke lokale værparametre (spesielt vindstyrke og vindretning, kanskje også nedbør og temperatur) innsamlet på Røst i lundenes ungeperiode (manuelle data fra Fiskarheimen på Røst i 1979-1997 og automatiske registreringer på Røst lufthavn fra 1998). Værdatabaene er levert av Det norske meteorologiske institutt.

Som ett av flere utgangspunkt har vi foretatt et litteraturstudium og oppsummert hva som hittil er publisert når det gjelder klimaeffekter på sjøfugl i det nordlige Atlanterhavet

(Durant et al. i trykk). Resultatene av *EcolClim*-prosjektet vil bli publisert ved artikler i internasjonale tidsskrifter og blir ikke presentert i detalj i denne rapporten. I det følgende refereres likevel noen av de viktigste resultatene som har dukket opp så langt i analysearbeidet.

#### Ungevekst (jf. kapittel 3.4.3)

*Variasjoner på liten skala i tid og rom.* En av hypotesene i prosjektet er at perioder med vedvarende kraftig vind over flere dager temporært vil redusere tilgjengeligheten av byttedyr for lundene. Dette vil i så fall forventes å bli reflektert ved parallelle endringer i hvor mye og hva slags type næring ungene blir tilbudt, f.eks. slik denne rapporten beskriver som den mest sannsynlige forklaring på at ungeveksten i 2001 stagnerte i to perioder med stiv-sterk kuling. Det foreligger ennå ingen foreløpige resultater fra disse analysene.

#### Modell for utflygingssuksess (jf. kapittel 3.4.4)

*Variasjoner på intermedieær skala i tid og rom.* I en multivariat analyse (binomial GLM) av lundenes utflygingssuksess på Røst siden 1975 har vi introdusert 1) årlige mål for årsklassestyrke for 0-gruppe sild (VPA-estimatene), 2) gjennomsnittlig sjøtemperatur på 0-75 m dyp ved Skrova i månedene mars-juli (de første levemånedene til 0-gruppe sild fram til de passerer Røstområdet) og 3) størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett. Modellen viser at disse tre variablene predikerer utflygingssuksessen i denne perioden med en sikkerhet på 95 % (Durant et al. i manuskript). Det eneste klare avviket er det dårlige sildeåret 1999, da ungene ble fostret opp på andre byttedyr og hekkingen likevel ble vellykket. En modell med NAO vinterindeks alene forklarer 30 % av utflygingssuksessen, dvs. omtrent like mye som for hekkesuksessen for havhest på Shetland (28 %, Thompson & Ollason 2001), men dette var ikke en spesielt god modell for datasettet.

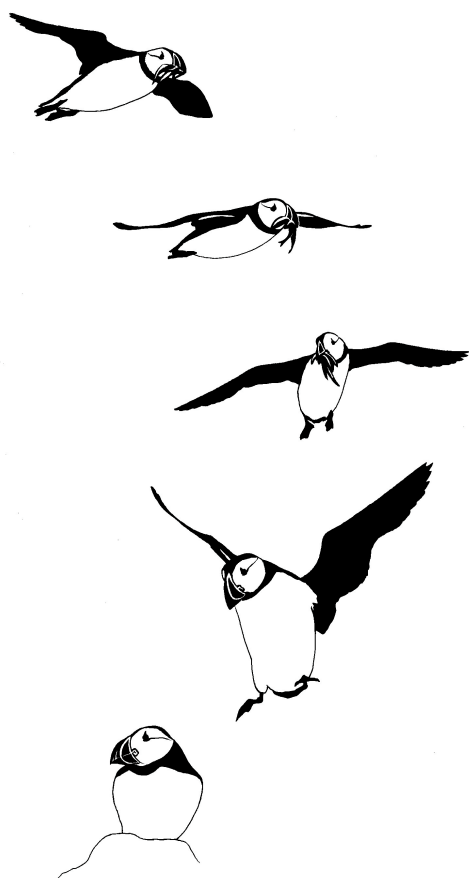
#### Ungfuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.1).

*Variasjoner på stor skala i tid og rom.* Når gjenfunnsindeksene for ungfuglenes overlevelse (figur 16) plottes mot NAO vinterindeks i ungenes første vinter, trer et tydeligere mønster frem. Til tross for at de to siste tiårene (da våre undersøkelser var mest standardisert) har vært preget av gjennomgående høye NAO-indekser, ser det ut til at NAO reflekterer forhold som er viktige for ungenes overlevelse gjennom første leveår. Materialet må likevel analyseres langt mer grundig, bl.a. ved å innarbeide hensyn til ungenes kondisjon ved reirforlating og ulike sannsynligheter for gjenfunn for ulike årganger av unger.

#### Hekkefuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.2).

*Variasjoner på stor skala i tid og rom.* Siden NAO er et stor-skala fenomen, forventes denne indeksen å reflektere viktige egenskaper ved miljøforholdene til lundene når de ferdes over store havområder utenfor hekkesesongen.

Disse vil igjen påvirke såvel fuglenes overlevelse mellom år som deres villighet til å investere energi til reproduksjon i en ny hekkesesong. I samarbeid med Laurent Crespin og Vladimir Grosbois har vi kjørt en foreløpig analyse for hvert kjønn hvor vi introduserte sildemengde (VPA-estimatene for 0-gruppe), utflygingssuksess og NAO vinterindeks. Analysen viser at hannene er langt mer fleksible i sin reproduktive investering enn hunnene. Deres hekkeinnsats er regulert både av havklima og tilgangen på byttedyr, og de ser ut til å foreta strategiske valg mht når de skal avbryte hekkingen. Dette sikrer dem en stabilt god overlevelse. Hunnenes hekkeinnsats er derimot langt mindre fleksibel. Den er ikke påviselig påvirket av sildemengde eller klima, og det er hunnenes overlevelse som reduseres dramatisk etter mislykkede hekkesesonger. Blant annet fordi det er et sterkt samsvar mellom lundenes reproduksjon og årsklassestyrke for sild, kan dette helt eller delvis være en indirekte effekt og primært ha sammenheng med fuglenes nærings-tilgang den første tiden etter avsluttet hekking. I en annen analyse har vi dessuten påvist samvariasjon mellom overlevelsen til voksne lunder på Røst og Isle of May, til tross for at deres overvintringsområder ikke overlapper i vesentlig grad og at bestanden på Isle of May har vært i kraftig vekst gjennom hele perioden.



## 4 Diskusjon

Som vanlig er de nye resultatene i denne rapporten diskutert fortløpende etter hvert som de presenteres (kapittel 3). Dette kapittelet trekker kun frem enkelte momenter som utfyller tidligere synteseser av Røstlundenes reproduksjon og populasjonsdynamikk i et vitenskapelig og forvaltningsrelatert perspektiv (Anker-Nilssen 1992, Anker-Nilssen & Øyan 1995, Anker-Nilssen et al. 1997, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001). Argumentene for å videreføre dette langtidsstudiet er uendret og minst like sterke som før, selv om vi har valgt å ikke utdype dem i detalj i denne årsrapporten.

Mange av utfordringene som er formulert i den forrige fagrapporten fra prosjektet (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) står ved lag, men mye ny kunnskap om hva som styrer lundenes populasjonsdynamikk er opparbeidet i mellomtiden. Lundenes verdi som indikatorer for produksjonen hos torskefisker (jf. utfordring I, Anker-Nilssen & Brøseth 1998) blir nå belyst innenfor et eget prosjekt i NINAs nye instituttprogram for kystøkologi (2001-2005). Prosjektet vil fokusere på sei og søke å avdekke sjøfuglenes egnethet som indikatorer på årsklassestyrke for denne arten, kvantifisere hvilken betydning ung sei har som byttedyr for ulike topp-predatorer i tareskogen (bl.a. teist, skarv og oter) og vurdere hvilken effekt denne predasjonen kan ha på rekrutteringen til denne viktige fiskeriressursen.

Av ressursmessige hensyn følger analysearbeidet alltid en bit-for-bit-filosofi, og prioriteringene mellom de ulike deloppgavene varierer derfor noe fra år til år. Når det gjelder analyse og publisering av resultatene fra de parallelle undersøkelsene i åpent hav i 1996-98, har vi fremdeles ikke ressurser til å fullføre alle planlagte analyser av data-settene. Noen sentrale publikasjoner fra dette prosjektet er nå kommet på trykk (Axelsen et al. 2001, Sætre et al. 2001, 2002). Dessuten er en nærmere omtale av resultater fra samarbeidsprosjektet summarisk presentert i diskusjonskapitlet i prosjektrapporten for 1999 (Anker-Nilssen & Aarvak 2000).

Resultatene fra instrumenteringen av fem lunder med satellittsendere i 1997-99 (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000) er også ferdig bearbeidet og på det nærmeste klar for internasjonal publisering (Anker-Nilssen et al. i manus a). I dette arbeidet kobler vi satellittfuglenes bevegelser med kunnskap basert på gjenfunn av ringmerkede fugler, og sammenholder resultatene med en analyse av lundens temporære og romlige fordeling i Barentshavet utenfor hekkesesongen (basert på observasjonsdata). Det gode samsvaret som er avdekket mellom årsklassestyrke hos sild og de voksne fuglenes overlevelse fra år til år

(figur 18) understreker betydningen av den kunnskapen satellittfuglene ga oss. Mye tyder på at en kritisk faktor for de voksne fuglenes overlevelse er hvilke næringsforhold de erfarer når de tilbringer de første par månedene i Barentshavet etter avsluttet hekking.

Som påpekt i foregående rapport (Anker-Nilssen & Aarvak 2001) er det et stort fremskritt å ha tilgang til resultater fra den virtuelle populasjonsanalysen (VPA) som bl.a. beregner årlige mål for årsklassestørrelsen (biomasse og antall) for 0-gruppe sild helt tilbake til 1907 (Toresen & Østvedt 2000). Dette gjør oss langt bedre i stand til å kvantifisere lundens verdi som indikator for sildas rekruttering og dens rolle som predator på 0-gruppe sild. Selv om estimatenes størrelse ikke må tolkes som absolutte, er de høyst sannsynlig i korrekt størrelsesorden. Deres troverdighet styrkes ytterligere ved at de sammenhenger vi har påvist mellom 0-gruppe sild og lunde forbedres radikalt når de kvalitative 0-gruppeindeksene fra Barentshavet erstattes med VPA-estimatene. VPA-beregningene oppdateres hvert år av *Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group* (WGNPBW) i ICES. Dette innebærer at verdiene for alle årsklasser blir justert hvert år. Selv om verdiene etter oppdatering med ett nytt 0-gruppeår (1998, ICES 2001) reduserer styrken i noen av våre korrelasjoner for forholdet mellom lunde og 0-gruppe sild, er sammenhengene fremdeles oppsiktsvekkende sterke. Ved hjelp av VPA-verdiene forklarer forekomstene av 0-gruppe sild 76 % av variasjonen i overlevelsen til lundenes reiringer og 67 % av variasjonen i overlevelsen til hekkende fugler (jf. figur 11 og figur 18). I forhold til disse to nøkkelfaktorene i lundenes populasjonsdynamikk, definerer forholdene tydelige terskelsoner mht. hvilken sildemengde som kreves for å sikre lundene et godt hekkereultat eller god overlevelse, henholdsvis ved VPA-estimer på 80-100 og 50-70 milliarder 0-gruppe sild ved metamorfose midt på sommeren. Selv om de reelle verdiene kan vise seg å være to-tre ganger høyere, står disse tallene likevel i rimelig godt forhold til de beregninger vi har foretatt over hvor mye sild lundene på Røst er i stand til å konsumere i ungeperioden (størrelsesorden 25 milliarder, kapittel 3.4.4). Samtidig predikerer også størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett sildas årsklassestyrke med en sikkerhet på 81 % (figur 13).

Innenfor ICES Working Group on Seabird Ecology (WGSE) har vi nylig beregnet hvor mye sjøfuglene i Norskehavet og Barentshavet konsumerer av byttedyr i løpet av ett år (Barrett et al. 2002). Estimater for Norskehavet landet på 681 tusen tonn (60 % fisk og 40 % evertebrater) fordelt på 11 millioner sjøfugler når ungfugler er inkludert. Av dette står lundene for mer enn en tredel med et totalt konsum på 240 tusen tonn fisk. Sjøfuglene i Barentshavet konsumerer 1.16 millioner tonn, noe som tilsvarer 8-15 % av det totale konsumet forårsaket av torsk, sel, hval, sjøfugl og mennesker i dette området. Her er andelen evertebrater (47 %)

i sjøfuglenes diett større enn i Norskehavet. Sjøfugl beiter dessuten på langt yngre årsklasser enn de fleste andre av disse konsumentgruppene. Det er derfor tvilsomt om de generelt har noen betydelig effekt på bestandene av sine viktigste byttedyr.

De lange tidsseriedataene for ulike aspekter ved lundenes reproduktive og demografiske utvikling blir stadig mere verdifulle. Resultatene bidrar i meget betydelig grad til å belyse en rekke sider ved sjøfuglenes livshistorie og deres strategier i et uforutsigbart varierende miljø. Røstlundenes langvarige reproduksjonsproblemer gjør det mulig å dokumentere og kvantifisere forhold som ellers bare kan utledes i rent teoretiske modeller basert på en lang rekke forutsetninger som ikke er underlagt med empirisk kunnskap. Et godt eksempel her er de påviste sammenhenger mellom de voksne lundenes kondisjon, hekkeresultat og overlevelse. Selv i et så tilsynelatende lite komplekst pelagisk økosystem som dette, hvor de viktigste koblingene mellom nøkkelarter som torsk, lodde, sild og lunde kan fremstå som enkle, entydige og selvinnsynende, viser det seg gang på gang at det er akkurat det de ikke er. De lange dataseriene avslører imidlertid intrikate interaksjoner som vitner om sjøfuglenes betydelige økologiske fleksibilitet, utviklet nettopp som et resultat av de store variasjonene dette miljøet byr på i nær sagt enhver tidshorisont. Noe av det som skjer i løpet av timer, dager, måneder og år kan vi forklare, men variasjonene på større skala har vi enda bare en vag formening om. For lengelevende arter er det en naturlig sak at det tar lang tid å opparbeide et godt datagrunnlag på dette området. I forhold til en generasjonstid på 10-20 år er dataserier på 20-30 år relativt korte. Like fullt er det hvert år betryggende å kunne demonstrere at tilfanget av ny kunnskap i kjølvannet av dette arbeidet øker raskere enn omfanget av nye data. Foreliggende rapport, og de forhold som avdekkes når vi også bruker dataseriene til å belyse økologiske effekter av klimavariasjoner, beviser dette. Denne type kunnskap er dessuten mer faktisk og dermed langt mer anvendelig (f.eks. som bidrag til tverrfaglige, systemøkologiske tidsserieanalyser) enn resultatene av kortsiktige og mer eksperimentelle studier ofte er. Vi er derfor stadig like overbevist om at kursen er riktig satt.

Ikke overraskende blir konklusjonen den samme som tidligere. Både i et faglig og økonomisk perspektiv er spenningen og utfordringene minst like store som tidligere når målet er å fortsette den langsiktige forskningen og overvåkingen knyttet til lundenes populasjonsøkologi på Røst langt utover i det 21. århundre.

## 5 Referanser

- Albertsen, J.Ø. 1995. Food choice of breeding puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. – Cand. scient. oppgave, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 32 s.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1986. On the adaptive significance of hatching asynchrony and egg-size variation in the Shag *Phalacrocorax aristotelis*. – Cand. scient. oppgave i økologi, Zool. Museum, Univ. Oslo.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. – Fauna norv. Ser. C., Cinclus 10: 21-38.
- Anker-Nilssen, T. 1990. Taksering av lunde i risikoområdet for Midt-norsk Sokkel. – I Børresen, J.A. & Moe, K., red. AKUP Årsrapport 1990. OED, Oslo. s. 13-18 (seksjon I).
- Anker-Nilssen, T. 1991. Kystøkologi lunde Røst. Årsrapport 1990. – NINA Oppdragsmelding 67: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. – Dr. scient. avhandling, Zoologisk institutt, Univ. Trondheim. 46 s. + 5 artikler.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunder på Røst. – NINA Oppdragsmelding 216: 1-16.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. – NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Svalene som løper på vannet. – I Brox, K.H. (red.). Brennpunkt Natur 99. Tapir forlag, Trondheim, s. 31-41.
- Anker-Nilssen, T. 2000a. European storm-petrel *Hydrobates pelagicus*. - I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 20-23.
- Anker-Nilssen, T. 2000b. Leach's storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa*. - I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 24-26.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Havsvaleprosjektets resultater i 2000. – Ringmerkaren 14: 152-162.
- Anker-Nilssen, T. & Anker-Nilssen, P.G. 1993. Breeding of the Leach's Petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the Røst archipelago, northern Norway. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 16: 19-24.
- Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. – Polar Research 8: 67-76.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, N Norway, 1979-1988. – Ornis Scand. 24: 1-9.
- Anker-Nilssen, T. & Tatarinkova, I.P. 2000. Atlantic puffin *Fratercula arctica*. - I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. s. 137-143.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. – NINA Fagrapport 15: 1-48.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2000. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. – NINA Oppdragsmelding 636: 1-36.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 684: 1-40.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. An assessment of the Norwegian monitoring programme for breeding and wintering seabirds. – Wildl. Biol. 2: 17-26.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Krasnov, Y.V. 1997. Long- and Short-term Responses of Seabirds in the Norwegian and Barents Seas to Changes in Stocks of Prey Fish. – Proceedings of the International Symposium on the Role of Forage Fishes in Marine Ecosystems, November 13-16, 1996, Anchorage, Alaska. Alaska Sea Grant College Program Report No. 97-01: 683-698. University of Alaska, Fairbanks.
- Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Fauchald, P. i manuskript a. Post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* in North Norway explored by satellite telemetry, ring recoveries and distribution patterns.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. i manuskript b. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Anon. 1999. Preliminary report of the International 0-group fish survey in the Barents Sea and adjacent waters in August-September 1999. – Unpubl. rapp., Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Kvamme, C. & Nøttestad, L. 2001. Pretty patterns but a simple strategy: predator-prey interactions between juvenile herring and Atlantic puffins observed with multibeam sonar. – Can. J. Zool. 79: 1586-1596.
- Bakken, V. 1984. Takseringsmetodikk for lomvi *Uria aalge* i tre felt på Vedøy, Røst. – Cand. real. oppgave, Zool. Inst., Univ. Oslo.
- Bakken, V. 1989. The population development of Common Guillemots *Uria aalge* on Vedøy, Røst. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 12: 41-46.
- Barrett, R. 2002. What a load of...! – Seabird Group Newsletter 90: 7-8.
- Barrett, R.T., Fieler, R., Anker-Nilssen, T. & Rikardsen, F. 1985. Measurements and weight changes of Norwegian adult Puffins *Fratercula arctica* and Kittiwakes *Rissa tridactyla* during the breeding season. – Ringing and Migration 6: 102-112.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2002. Food consumption by seabirds in Norwegian waters. – ICES J. Mar. Sci. 59: 43-57.
- Breivik, M. 1991. Endringer i energitrytning hos unger av lunde og teist. – Cand. agric. oppgave i naturforvaltning, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 36 s.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. – Biol. Oceanogr. 5: 261-271.
- Cairns, D.K. 1992. Population regulation of seabird colonies. – Current Ornithol. 9: 37-61.



- Durant, J., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.Chr. i manuskript. Effect of climate on Atlantic seabird dynamics: an example of the match-mismatch hypothesis.
- Durant, J., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. i trykk. Marine birds and climate variations in the North Atlantic. – I Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J. & Belgrano, A. (red.). Ecological effects of climate variations in the North Atlantic. Oxford Univ. press.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Asheim, M., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Jacobsen, K.-O., Johnsen, I., Sæther, B.-E. og Tveraa, T. 1994. Hekkeinvestering og voksendødelighet hos norske sjøfugler. – NINA Forskningsrapport 49: 1-25.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998a. Demografi og voksenoverlevelse i noen norske sjøfuglbestander. – NINA Oppdragsmelding 515: 1-15.
- Erikstad, K. E., Fauchald, P., Tveraa, T. and Steen, H. 1998b. On the cost of reproduction in long-lived birds; the influence of environmental variability. – Ecology 79: 1781-1788.
- Griffiths, R., Double, M.C., Orr, K. & Dawson, R.J.G. 1998. A DNA test to sex most birds. – Molecular Ecology 7: 1071-1075.
- Harris, M.P., Freeman, S.N., Wanless, S., Morgan, B.J.T. & Wernham, C.V. 1997. Factors influencing the survival of Puffins *Fratercula arctica* at a North Sea colony over a 20-year period. – J. Avian Biol. 28: 287-295.
- Henriksen, M. 1998. Ulike næringsøkologiske variablers betydning for energiinntaket til unger av lunde *Fratercula arctica*, belyst på bakgrunn av optimal forusjeringsteori. – Cand. scient. oppgave, Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 29 s.
- Hipfner, J.M., Gaston, A.J. & de Forest, L.N. 1997. The role of female age in determining egg size and laying date of Thick-billed Murres. – J. Avian Biol. 28: 271-278.
- Hoyt, D.F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. – Auk 96:73-77.
- ICES 2001. Report of the Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group. – ICES CM 2001/ACFM:17
- Jones, P.H., Blake, B.F., Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. The examination of birds killed in oilspills and other incidents – a manual of suggested procedure. – Nature Conservancy Council, Aberdeen. 32 s.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. – Ecol. Monogr. 62: 67-118.
- Lid, G. 1981. Reproduction of the Puffin on Røst in the Lofoten Islands in 1964-1980. – Fauna norv. Ser. C, Cinclus 4: 30-39.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Takseringsmanual. – NINA Oppdragsmelding 16: 1-27.
- Lorentsen, S.-H. 2001. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 726: 1-36.
- Otnes, B. & Skjold, R. 1992. Fototaksering som eit hjelpemiddel i overvaking av ein populasjon lunde (*Fratercula arctica*). – Cand. agric. oppgave i naturforvaltning, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås. 40 s.
- Pradel, R. & Lebreton, J.-D. 1991. User's manual for program SURGE version 4.1. – Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, Montpellier, Frankrike. 35 s.
- Ricklefs, R.E. 1968. Weight recession in nestling birds. – Auk 85: 30-35.
- SAS Institute 1996. The SAS system for Windows, ver 6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Sæther, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. – I Power, D.M., red. Current Ornithology, Vol. 7. Plenum Publ. Corp., New York. s. 251-283.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2001. The Norwegian Spring-Spawning Herring: Environmental Impact on Recruitment. – I Funk, F., Blackburn, J., Hay, D., Paul, A.J., Stephenson, R., Toresen, R. & Witherell, D. (red.). Herring: Expectations for a new millennium. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-04, Fairbanks.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). – ICES J. Mar. Sci. 59: (i trykk)
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. – Nature 413 (27 Sept 2001): 417-420.
- Thompson, P.M. & Grosbois, V. 2002. Effects of climate variation on seabird population dynamics. – Directions in Science 1: 50-52.
- Toresen, R. 1985. Recruitment indices of Norwegian spring spawning herring based on results of International 0-group survey in the Barents Sea. – ICES C.M. 1985/H:54: 1-9.
- Toresen, R. & Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. – Fish and Fisheries 2000(1): 231-256.
- Tschanz, B. 1979. Zur Entwicklung von Papageitaucherküken *Fratercula arctica* in Freiland und Labor bei unzulänglichem und ausreichendem Futterangebot. – Fauna norv. Ser. C., Cinclus 2: 70-94.
- White, G.C. 1998. Program MARK. Mark and recapture survival rate estimation. – Shareware dataprogram, Dept. Fisheries and Wildlife, Colorado State Univ., CO. <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>.
- Øyan, H.S. 1993. Growth in Puffin *Fratercula arctica* chicks in relation to food supply; an experiment. – Cand. scient. oppgave i terrestrisk økologi, Univ. Trondheim. 29 s.
- Øyan, H.S. & Anker-Nilssen, T. 1996. Allocation of growth in food-stressed Atlantic puffin chicks. – Auk 113(4): 830-841.



## 6 Tilvekst til ornitologisk bibliografi for Røst

Følgende skriftlige arbeider fra perioden 1997-2002, presenterer resultater fra sjøfuglundersøkelser på Røst og er tilvekst (eller rettelser) til bibliografien som omfatter de aller fleste skrifter med opplysninger om fuglelivet i øygruppen etter 1960 (siste versjon publisert av Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Bibliografien omfatter derved 285 arbeider, hvorav 19 er tilkommet siden forrige årsrapport (Anker-Nilssen & Aarvak 2001). De utallige artikler i dags- og ukepresse som ikke er forfattet av prosjektdeltakerne er bevisst utelatt.

- Albertsen, J.Ø., Anker-Nilssen, T. & Bech, C. i manuskript. Food choice of breeding Atlantic puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. – NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T. 1998. Resultater fra Havsvaleprosjektet i 1997. – Ringmerkaren 10: 131-148. (rettelse)
- Anker-Nilssen, T. 1998. Røstprosjektet (ringmerkingsresultater 1997). – Ringmerkaren 10: 48. (rettelse)
- Anker-Nilssen, T. 1999. Havsvaleprosjektets resultater i 1998. – Ringmerkaren 11: 105-120.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Marine ressurser og miljø. Prosjekt 109375/122. Bestandsinteraksjoner mellom 0-gruppe sild og lunde. Sluttrapport. – Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 9 s.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Røstprosjektet. Ringmerkingsresultater for 1998. – Ringmerkaren 11: 19-20.
- Anker-Nilssen, T. 1999. Svalene som løper på vannet. – I Brox, K.H., red. Brennpunkt Natur 99. Tapir forlag, Trondheim, s. 31-41.
- Anker-Nilssen, T. 2000. European storm-petrel *Hydrobates pelagicus*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 20-23.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Havsvaleprosjektets resultater i 1999. – Ringmerkaren 13: 155-165.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Leach's storm-petrel *Oceanodroma leucorhoa*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. and Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø, s. 24-26.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Røstprosjektet. (Ringmerkingsresultater for 1999.) – Ringmerkaren 13: 61.
- Anker-Nilssen, T. 2000. Sjøfugl. – I Anon., red. Sluttrapport fra avslutningsseminar for forskningsprogrammene Marine ressurser og miljø (MAREMI) og Marin ressursforvaltning (MARRES), Holms Hotell, Geilo, 1.-3. november 1999. Norges forskningsråd, Oslo, s. 38-47.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Havsvaleprosjektets resultater i 2000. – Ringmerkaren 14: 152-162.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Fremdriftsrapport per 12.11.2001. – Upubl. rapport, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 6 s.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Lunde-prosjektet på Røst: 38 år men bare en ungdom. – Havørna 12: 4-7.
- Anker-Nilssen, T. 2001. Røstprosjektet. (Ringmerkingsresultater for 2000.) – Ringmerkaren 14: 62.
- Anker-Nilssen, T. 2002. Fuglefejl. – I Storrusten, E. Hurtigruteboka. Ofoten & Vesteraalen Dampskibsselskap, Narvik, Troms Fylkes Dampskibsselskap, Tromsø and Finnmarks Fylkesrederi og Ruteselskap, Hammerfest, s. xx-xx. (i trykk)
- Anker-Nilssen, T. 2002. Past and present research on trophic interactions between seabirds and forage fish in Norwegian waters. – I Jarre, A. (red.). Workshop "Ecosystem West Greenland", Greenland. Greenland Institute of Natural Resources, Nuuk, 29 November – 03 December 2001: A stepping stone towards an integrated marine research programme. Inusuuk, the Greenland Journal of Arctic Research X(x): XX pp (i trykk).
- Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidstudier av lunder på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. – NINA Fagrapport 32: 1-46.
- Anker-Nilssen, T. & Hjort, B. 2000. Taksering av lunde på Herynken i Røst. Fotodokumentasjon av prøvefeltene i Starsystemet med kartsnis og metodebeskrivelse. – Søkbar CD-rom med foto av 322 prøvefelt.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2000. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. – NINA Oppdragsmelding 636: 1-36.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 684: 1-40.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 736: 1-40.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. 2000. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. 213 s. (Bok illustrert av E. Kublik).
- Anker-Nilssen, T. & Tatarinkova, I.P. 2000. Atlantic puffin *Fratercula arctica*. – I Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Strøm, H., Golovkin, A.N., Bianki, V.V. & Tatarinkova, I.P., red. The status of marine birds breeding in the Barents Sea region. – Norsk Polarinst. Rapportserie nr. 113, Tromsø. s. 137-143.
- Anker-Nilssen, T., Aarvak, T. & Fauchald, P. i manuskript. Post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* in North Norway explored by satellite telemetry, ring recoveries and distribution patterns.
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Nøttestad, L. & Vabø, R. 1998. In situ sonar observations of newly metamorphosed herring attacked by puffins and comparison to computer model simulations. – GLOBEC open science meeting, Paris, 17-20 March 1998. (rettelse)
- Axelsen, B.E., Anker-Nilssen, T., Fossum, P., Kvamme, C. & Nøttestad, L. 2001. Pretty patterns but a simple strategy: predator-prey interactions between juvenile herring and Atlantic puffins observed with multibeam sonar. – Can. J. Zool. 79: 1586-1596.
- Barrett, R.T. 2001. The breeding demography and egg size of North Norwegian Atlantic Puffins *Fratercula arctica* and

- Razorbills *Alca torda* during 20 years of climatic variability. – Atlantic Seabirds 3(3): 97-112.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T. & Krasnov, Y.V. 1997. Can Norwegian and Russian Razorbills *Alca torda* be identified by their measurements? – Marine Ornithology 25: 5-8. (rettelse)
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2002. Food consumption by seabirds in Norwegian waters. – ICES J. Mar. Sci. 59: 43-57.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. 2001. Sjøfugl – havets glupske fjærkre? ...eller hvor mye eter sjøfuglene i norske farvann? – Poster, Norske Havforskernes Forenings Årsmøte, Rainbow Nordlys Hotel, Bodø, 23-25 november 2001.
- Chardine, J. (red.), Mendenhall, V. (red.), Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Falk, K., Frich, A.S., Gaston, A., Gilchrist, G., Golovkin, A., Hario, M., Kondratyev, A.Ya., Mosbech, A., Petersen, A. & Wohl, K., 1998. Human Disturbance at Arctic Seabird Colonies. – CAFF Technical Report 2: 1-18, CSWG (Circumpolar Seabird Working Group), Reykjavik.
- Denlinger, L. (red.), Wohl, K. (red.), Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Chardine, J., Christensen, T., Golovkin, A., Hario, M. & Petersen, A. i manuskript. Seabird Harvest Regimes in the Circumpolar Nations. – CAFF Technical Report X: 1-63, CSWG (Circumpolar Seabird Working Group), Reykjavik.
- Durant, J., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.Ch. i manuskript. Effect of climate on Atlantic seabird dynamics: an example of the match-mismatch hypothesis.
- Durant, J., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. i trykk. Marine birds and climate variations in the North Atlantic. – I Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J. & Belgrano, A. (red.). Ecological effects of climate variations in the North Atlantic. Oxford Univ. press.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998. Norske sjøfuglbestander: Store forskjeller i overlevelse mellom arter og mellom år. – NINA-NIKU Fakta-ark 5-98.
- Hogstad, O. 2000. Nordnorske sjøfugler i fare? – Vite mer (fakta-ark), Vitenskapsmuseet, NTNU, Trondheim. 2 s.
- Hogstad, O. & Øien, I.J. 2001. Endringer i norsk fuglefauna - hva har skjedd i løpet av de siste hundre år? – Vår Fuglefauna 24(2): 54-66.
- Lorentsen, S.-H. 1998. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1998. – NINA Oppdragsmelding 565: 1-75.
- Lorentsen, S.-H. 1999. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1999. – NINA Oppdragsmelding 626: 1-28.
- Lorentsen, S.-H. 2000. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2000. – NINA Oppdragsmelding 670: 1-30.
- Lorentsen, S.-H. 2001. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2001. – NINA Oppdragsmelding 726: 1-36.
- Mendenhall, V. (red.), Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Golovkin, A., Hario, M., Petersen, A., Wohl, K., et al. i manuskript. Framework for a Circumpolar Murre Monitoring Program. – CAFF Technical Report X: 1-xx, CSWG (Circumpolar Seabird Working Group), Reykjavik.
- Moe, K.A., Andersen, O.K., Anker-Nilssen, T., Bakke, T., Berge, J.A., Bjørge, A., Brandvik, P.J., Christie, H., Daling, P.S., Finstad, B., Lorentsen, S.-H., Lund, E., Melbye, A.G., Moun, T., Ramstad, S., Serigstad, B., Skeie, G.M. & Stabbetorp, O. 1999. Veiledning for etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø. – Alpha Miljørådgivning Rapport nr. 1023-1, Alpha Miljørådgivning, Havforskningsinstituttet, NINA-NIKU, NIVA, Rogalandforskning & SINTEF. Rapport til Statens Forurensningstilsyn, 105 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.-H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. – Rapport til Statens Forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning. Alpha Miljørådgivning Rapport nr. 1007-1, Alpha Miljørådgivning, Havforskningsinstituttet, NINA-NIKU, Norsk Polarinstitutt. 51 s, + CD-ROM m/rapport og web-atlas.
- Stenersen, J. 1998. Fugler i Lofoten. – Tringa Forlag, Henningsvær. 162 s.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2001. The Norwegian Spring-Spawning Herring: Environmental Impact on Recruitment. – I Funk, F., Blackburn, J., Hay, D., Paul, A.J., Stephenson, R., Toresen, R. & Witherell, D. (red.). Herring: Expectations for a new millennium. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-04, Fairbanks.
- Sætre, R., Toresen, R., Anker-Nilssen, T. & Fossum, P. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). – ICES J. Mar. Sci. 59: (i trykk)
- Tasker, M., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Becker, P.H., Camp-huysen, K., Chapdelaine, G., Davoren, G., Furness, B., Garthe, S., Hüppop, O. & Montevecchi, B. 2000. Report of the Working Group on Seabird Ecology. Institut für Vogel-forschung "Vogelwarte Helgoland", Wilhelmshaven, 20-23 March 2000. – ICES CM 2000/C:04 Ref.: ACME + E, Copenhagen, 70 s. (Fulltekst dokument kan lastes ned fra <http://www.ices.dk/committe/occ/wgse.htm>)
- Tasker, M., Anker-Nilssen, T., Becker, P.H., Boulinier, T., Chapdelaine, G., Furness, B., Mackey, M., Ratcliffe, N., Reid, J. & Veit, R. 2001. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 16-19 March 2001. – ICES CM 2001/C:05 Ref.: E, F and ACME, Copenhagen, 68 s. (Fulltekst dokument kan lastes ned fra <http://www.ices.dk/reports/occ/2001/>)