

Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland

Resultater med fokus på 2004 og 2005

Tycho Anker-Nilssen
Tomas Aarvak



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland

Resultater med fokus på 2004 og 2005

Tycho Anker-Nilssen
Tomas Aarvak

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. Resultater med fokus på 2004 og 2005.
- NINA Rapport 133, 85 s.

Trondheim, mai 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1682-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

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

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Tycho Anker-Nilssen

KVALITETSSIKRET AV

Svein-Håkon Lorentsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

BP Norge AS

Norsk Hydro ASA

Statoil as

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Arild R. Espelien (DN, Trondheim)

Ingvild Anfinssen (BP, Stavanger)

Bjørge Fredheim (Norsk Hydro, Porsgrunn)

Edd-Magne Torbergsen (Statoil, Harstad)

FORSIDEBILDE

Klargjøring for nettfangst av lunde. – *Getting ready for mist-netting of Atlantic puffins* (© T. Aarvak, 2004)

NØKKEWORD

Sjøfugl – Populasjonsøkologi – Overvåking – Røst

KEY WORDS

Seabirds – Population ecology – Monitoring – Røst

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum

NO-0105 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsenderet

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. Resultater med fokus på 2004 og 2005. – NINA Rapport 133. 85 s.

Rapporten dokumenterer de viktigste resultatene fra tidsseriestudier av ulike sjøfugler i Røst i årene 2004 og 2005, analysert sammen med tidligere data for de samme parametrene. For første gang rapporteres også resultater for andre arter enn lunde *Fratercula arctica*. Dette er et ledd i den gradvise implementeringen av det nasjonale kartleggings- og overvåkingsprogrammet SEAPOP, som foreløpig er iverksatt i området Lofoten – Barentshavet. De fleste dataseriene for disse artene er etablert en etter en siden slutten av 1990-tallet, slik at Røst fremstår som en fullverdig nøkkellokalitet i programmet ved starten av 2006-sesongen.

Feltarbeidet for lunde forløp etter godt innarbeidede rutiner, og alle de 14 sentrale dataseriene ble oppdatert med to nye år. Reirungenes overlevelse var god i 2004 (88 %) men atter dårlig i 2005 (8 %). Bestanden hadde imidlertid god rekruttering av førstegangshekkende fra de sterke årskullene i 1999 og 2001, og for første gang siden overvåkingen startet i 1979 har bestandsstørrelsen økt tre år på rad. Ganske overraskende har de voksne lundene på Røst omtrent like god overlevelse som lunder i andre nordøstatlantiske kolonier, til tross for sin langt dårligere hekkesuksess og negative bestandsutvikling. Betydningen av reproduksjon tegner seg derfor enda tydeligere enn før for denne arten.

For første gang presenteres også parallelle resultater for i alt 22 andre tidsserier fordelt på ytterligere 11 arter: havhest *Fulmarus glacialis*, storskarv *Phalacrocorax carbo carbo*, toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*, gråhegre *Ardea cinerea*, ærfugl *Somateria mollissima*, storjo *Catharacta skua*, krykkje *Rissa tridactyla*, rødnebbterne *Sterna paradisaea*, alke *Alca torda*, lomvi *Uria aalge* og teist *Cephus grylle*. Med unntak av åtte dataserier for bestandsutvikling som ble etablert senest i 1997, og som for lomvi strekker seg tilbake til 1960, er de lengste av disse tidsseriene nå reproduksjonsforhold hos krykkje (24 år) og toppskarv (21 år) og næringsvalg hos teist (16 år).

Rapporten dokumenterer bl.a. at miljøforhold knyttet til næringstilgang, som tidligere har vært styrende for reproduksjonen til arter som krykkje og lomvi, har det siste tiåret vært overskygget av vesentlig endrede forhold på selve hekkeplassen. Viktige variasjoner i reproduksjon, overlevelse og næringsvalg dokumenteres nå stadig bedre for flere arter. Dette gir større muligheter til å forklare de underliggende mekanismene og ulike responser på miljøendringer, enten disse avdekkes mellom ulike arter på samme lokalitet, for enkeltarter i ulike havområder, eller på tvers av både arter og områder. Dataserier for demografiske forhold i slike bestander er viktige bidrag til analyser som i større bredde og dybde kan avdekke de menneskeskapte og naturgitte forhold som sjøfuglene til enhver tid reflekterer og er påvirket av. Nytteverdien av dette er stor, både for forvaltningen av sjøfugl og for samfunnet generelt, ikke minst hvis sjøfuglenes egenskaper som miljøindikatorer implementeres for aktiv bruk i en mer kunnskapsbasert og bærekraftig forvaltning av marine ressurser.

Tycho Anker-Nilssen, NINA, 7485 Trondheim, tycho@nina.no
Tomas Aarvak, NINA, 7485 Trondheim, tomas@birdlife.no

Abstract

Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Long-term studies of seabirds in the municipality of Røst, Nordland. Results with focus on 2004 and 2005. – NINA Report 133. 85 pp.

The report documents the most important results from time series studies of different seabirds in Røst, analysed in relation to earlier data for the same variables. For the first time, results for other species than the Atlantic puffin *Fratercula arctica* are included. This is part of the gradual implementation of the national mapping and monitoring programme *SEAPOP*, which, so far, has been initiated in the Lofoten and Barents Sea area. Most data series for these species have been established one by one since the late 1990s, such that Røst stands out as a fully fledged key-site in the programme at the beginning of the season 2006.

The field work for Atlantic puffin was carried out following well established routines, and two more years of data were added to all of the 14 basic data series. The fledging success was high in 2004 (88%) but yet again low in 2005 (8%). However, the population enjoyed good recruitment of first-time breeders from the strong year classes 1999 and 2001, and for the first time since monitoring was started in 1979 the size of the breeding population has increased in three consecutive years. Surprisingly, the adult survival of Atlantic puffins in Røst is almost equal to that in other colonies studied in the northeast Atlantic, in spite of their much poorer breeding success and negative population trend. This makes the importance of reproduction for this species even more evident than earlier.

For the first time parallel results are presented for a total of 22 different time series of 11 other species: northern fulmar *Fulmarus glacialis*, great cormorant *Phalacrocorax carbo carbo*, European shag *Phalacrocorax aristotelis*, grey heron *Ardea cinerea*, common eider *Somateria mollissima*, great skua *Catharacta skua*, black-legged kittiwake *Rissa tridactyla*, Arctic tern *Sterna paradisaea*, razorbill *Alca torda*, common guillemot *Uria aalge* and black guillemot *Cepphus grylle*. With the exception of eight data series on population development established by 1997 at the latest and dating back to 1960 for the common guillemot, the longest of these series are now those for reproduction of the black-legged kittiwake (24 years) and European shag (21 years) and for food choice of black guillemot (16 years).

The report documents e.g. that environmental conditions linked to food availability, which earlier were the most important determinants of reproduction for species like black-legged kittiwake and common guillemot in Røst, have been overridden by major changes in breeding conditions at the nest site over the last decade. Important variation in reproduction, survival and diet is now being constantly better documented for several species. This increases the opportunities for explaining the underlying mechanisms and different responses to environmental change, whether these are found between populations of single species in different seas, among different species at the same locality, or across species as well as areas. Data series of demographic parameters for such populations are important input to the more extensive and profound analyses strongly needed to document the human-induced and natural conditions seabirds reflect and are affected by at any given time. This is beneficial, both for the management of seabirds and for society in general, especially if the qualities of seabirds as environmental indicators are implemented for active use in a more knowledge-based and sustainable management of marine resources.

Tycho Anker-Nilssen, NINA, NO-7485 Trondheim, tycho@nina.no
Tomas Aarvak, NINA, NO-7485 Trondheim, tomas@birdlife.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	8
2 Materiale og metoder.....	10
2.1 Lunde	10
2.2 Andre arter	12
2.3 Statistiske metoder.....	14
3 Resultater for lunde <i>Fratercula arctica</i>	15
3.1 Bestandsstørrelse	15
3.2 Bestandsutvikling	15
3.3 Lundeungenes diett.....	17
3.4 Reproduksjon	24
3.4.1 Hekkebelegg og hekketidspunkt.....	24
3.4.2 Eggstørrelse og klekkesuksess	26
3.4.3 Ungevekst og hekkesuksess	27
3.4.4 Ungenes kondisjon ved reirforlating	35
3.5 Overlevelse	37
3.5.1 Ungfuglenes overlevelse	37
3.5.2 Hekkefuglenes overlevelse.....	40
3.6 Voksenfuglenes kondisjon og tilstedeværelse	45
3.7 Predasjon av voksne fugler	51
3.8 Klimaeffekter	54
4 Resultater for andre arter.....	57
4.1 Havhest <i>Fulmarus glacialis</i>	57
4.2 Storskarv <i>Phalacrocorax carbo carbo</i>	58
4.3 Toppskarv <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	59
4.4 Gråhegre <i>Ardea cinerea</i>	63
4.5 Ærfugl <i>Somateria mollissima</i>	64
4.6 Storjo <i>Catharacta skua</i>	65
4.7 Krykkje <i>Rissa tridactyla</i>	66
4.8 Rødnebbterne <i>Sterna paradisaea</i>	68
4.9 Alke <i>Alca torda</i>	69
4.10 Lomvi <i>Uria aalge</i>	70
4.11 Teist <i>Cephus grylle</i>	73
5 Diskusjon.....	78
5.1 Lunde	78
5.2 Andre arter	80
6 Referanser	81

Forord

Denne rapporten presenterer resultater fra prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst* for hekkesesongene 2004-2005. I likhet med prosjektets tidligere rapporter (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002, 2003, 2004) er hovedvekten lagt på en oppdatert analyse av de lange tidsseriedataene for lunde. For første gang rapporteres imidlertid også sentrale tidsserier for et utvalg av de andre sjøfuglene som hekker på Røst. Noen av disse dataseriene er etablert og innsamlet parallelt med prosjektarbeidet på lunde, mens andre er innsamlet i samarbeid med Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Det faglige motivet har hele tiden vært å bedre mulighetene for en helhetlig økologisk analyse av variasjonen i hekkefremgang og bestandsutvikling for de mest sentrale artene i sjøfuglsamfunnet på Røst. Dette er i samsvar med et av de grunnleggende prinsippene i forsknings- og overvåkingsprogrammet SEAPOP (Anker-Nilssen *et al.* 2005, 2006). Utviklingen av programkonseptet startet i 1999 og har hatt gjensidig nytteverdi for utviklingen av sjøfuglarbeidet på Røst. Feltinnsatsen i tråd med SEAPOP har økt gradvis (bl.a. Barrett *et al.* 2004a), og ved utgangen av hekkesesongen 2005 fremstår Røst som en fullverdig nøkkellokalitet i programmet, som nå er etablert i Lofoten – Barentshavet.

For lunde er undersøkelsenes bakgrunn og hovedmål uendret. Arbeidet har en langsiktig overvåkingskarakter, og viderefører 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. Rapporten fokuserer spesielt på resultatene fra feltarbeidet i 2004-2005, men berører samtidig en rekke generelle trekk ved artens populasjonsøkologi på Røst. Data-serier for andre arter er presentert mindre analytisk, men i de fleste tilfeller rapporteres resultatene for hele tidsseriens lengde.

De faglige, organisatoriske og økonomiske rammer for virksomheten har variert betydelig opp gjennom årene. En spesielt stor takk rettes her til Direktoratet for naturforvaltning (DN), BP Norge, Norsk Hydro og Statoil, som var våre viktigste økonomiske bidragsytere i 2004 og 2005. DN (før det DVF) har i alle år vært en sentral bidragsyter og premissleverandør, og finansierer også overvåkingen av bestandsutvikling gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (f.eks. Lorentsen 2005). De siste ti årene har gjennomføringen av arbeidet likevel bare vært mulig takket være betydelig økonomisk støtte fra oljeindustrien. Bidragene til prosjektet fra de nevnte selskapene har bl.a. vært motivert i behovet for miljødata knyttet til leteboring på sokkelen utenfor Røst, men resultatene har vist seg å ha høy relevans for å belyse potensielle effekter av petroleumsvirksomhet i andre områder, ikke minst i Barentshavet.

I tillegg til forfatterne var følgende personer tilknyttet feltarbeidet for sjøfuglundersøkelsene på Røst i 2004 og 2005: Oddvar Amundsen, Rasmus Anker-Nilssen (kun 2004), Christer Kamsvåg (kun 2005), Ivar Rimul (kun 2004), Ole Wiggo Røstad, David Alan Showler (kun 2004) og Jan Erik Wessel. I tillegg deltok Morten Ekker, Steinar Eldøy, Arild Espelien, Frode Müller og John B. Stenersen ved kortere besøk på stasjonen. En stor takk rettes til samtlige, spesielt til de som helt eller delvis gjorde dette for egen regning. På de tradisjonelle maiturene stod Oddvar og Erik på med sedvanlig iver for å gjøre stasjonen enda noen hakk mer formålstjenlig. Blant de mange utbedringene fremheves denne gang den supre observasjonsbua fra 2004, skrudd sammen av vannfaste finerplater for å registrere fargemerkede lunder, og utskiftingen av to vinduer i hytta på Vedøya ett år senere.

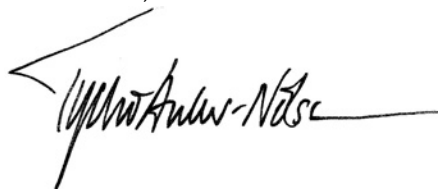
Analyse og publisering av resultater fra flere parallelle prosjekter har lenge vært en integrert del av lundeprojektet på Røst og omfatter bl.a. bestandsovervåkingen av lunde som alltid utføres i samarbeid med Ole Wiggo Røstad, samt overvåkingen av de voksne lundenes overlevelse. Foruten Ole Wiggo takkes spesielt Rob Barrett, Joël Durant, Kjell Einar Erikstad, Petter

Fossum, Vladimir Grosbois, Dag Hjermann, Mike Harris og Nils Christian Stenseth for verdifullt og faglig produktivt samarbeid i de to rapporteringsårene. Jorunn Pedersen holdt som vanlig fortet på instituttet mens vi var på Røst, og Jon Anders Krokann har punchet de fleste dataene fra 2005 for innleggelse i prosjektenes databaser.

Kontakten med Røstværingene og samarbeidet med Røst kommune har, som alltid, vært særdeles positiv og viktig for prosjektet. For 2004-05 retter vi vår største takk til Kari, Roald og Finn Olav Olsen på Kårøy, hvor vi får ta oss til rette som en del av familien, og til ordfører Paul Rånes, Tom Ragnar Pedersen, Arnfinn Ellingsen, Kulvant Jassal m/familie, Steve Baines, Johan Edvardsen, Roald Karlsen, Steinar Greger og alle velvillige personer på Lille-Glea og Glea. Stor takk går også til alle dere jeg ikke nevner med navn, men som alltid møter oss med vennlighet og interesse, enten vi treffes på butikken, på lundefestivalen eller "*ute i fjellan*".

De langsiktige undersøkelsene av utviklingen i sjøfuglsamfunnet på Røst fremskaffer kunnskap av stor betydning for forskning og forvaltning. Det best fokuserte eksempelet er problematikken knyttet til lunde og sild. Både lunde, toppskarv og teist har vist seg å være gode og tidlige indikatorer på flere betydelige endringer i Norskehavet, enten disse skyldes naturgitte forhold (f.eks. enkelte klimaendringer og artsinteraksjoner) eller i varierende grad også er direkte eller indirekte konsekvenser av menneskets ressursutnyttelse. Disse undersøkelsene er derfor også viktige for å forstå hvordan mange andre populasjoner av sjøfugl, som studeres mindre inngående, samvirker med sitt miljø. Det er de lange, ubrutte tidsseriene som gir den vitenskapelige gevinsten. Så lenge feltarbeidet kan videreføres hvert år uten avbrudd, øker det faglige utbyttet raskere enn tilveksten av data. Resultatene fra sjøfuglundersøkelsene på Røst beviser dette, selv om de ikke kan illustreres fullt ut i denne rapporten. Imidlertid har tilveksten av publikasjoner som presenterer resultater fra prosjektet vært svært god i rapportperioden, og myndighetenes og næringslivets initiativ for å etablere *SEAPOP*, et helhetlig program for oppbygging og vedlikehold av kunnskap om norske sjøfugler, vitner om den økende erkjennelsen for verdien av lange tidsserier. I dette perspektivet er spenningen og utfordringene større enn noen gang når kursen er satt for å fortsette den økologiske overvåkingen av og forskningen på lunder og andre sjøfugler i Røst langt utover i det 21. århundre.

Trondheim, mai 2006



Tycho Anker-Nilssen



© T. Aarvak 10-08-2005

På stø kurs med utsikt til bedre innsikt...

1 Innledning

Det begynte med lunde. På Røst har norskekystens mest tallrike sjøfugl lunde *Fratercula arctica* til nå vært gjenstand for detaljerte studier i 42 påfølgende hekkesesonger. Dette er det lengste sammenhengende studium av noen sjøfuglbestand i Norge. Foruten at lundene på Røst utgjør den største enkeltforekomsten av hekkende sjøfugler på det europeiske fastlandet, er de særlig kjent for sin langvarig sviktende ungeproduksjon. Problemet ble oppdaget tidlig på 1970-tallet (Lid 1981) og var en av hovedårsakene til at det første nasjonale forsknings- og overvåkingsprogrammet for sjøfugl i Norge ble etablert i 1979 (Røv *et al.* 1984). Siden den gang har hovedformålet med lundeundersøkelsene på Røst vært å forklare hvilke faktorer som styrer reproduksjonen og populasjonsdynamikken til denne bestanden, 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 hekkfuglene på Røst erfarer. Det er derfor lagt spesiell vekt på å studere hvilke konsekvenser endringer i næringsforholdene i hekketiden har for disse faktorene.

Utvikling mot et økosystemperspektiv. Erfaringene viser at lundenes utvikling og hekkefremgang på Røst er lettere å forklare når en har kunnskap om utvikling og hekkefremgang til andre arter i dette sjøfuglsamfunnet – og vice versa. Gjennom årene har dette motivert til å starte parallelle undersøkelser av reproduksjon, diett og/eller overlevelse hos arter som teist *Cephus grylle*, toppskarv *Phalacrocorax aristotelis* og krykkje *Rissa tridactyla*. Den praktiske gjennomføringen av dette har bare vært mulig gjennom koordinering av innsatsen på ulike prosjekter som har løpt parallelt. Noe tid er dessuten frigjort som følge av at økt erfaring og bedre metoder har gjort innsamlingen av de etablerte tidsseriedataene stadig mer rasjonell, samtidig som varigheten av feltarbeidet på lundeprosjektet hvert år må opprettholdes av hensyn til de viktigste reproduksjonsdataene.

I en større målestokk er det som skjer for ulike arter på Røst et viktig underlag for å forstå utviklingen for sjøfugl på andre deler av kysten – og *vice versa*. Målet om tilstrekkelig innsikt i både den økologiske og den geografiske variasjonen for våre sjøfuglbestander er et av de bærende prinsipper i SEAPOPOP-konseptet (Anker-Nilssen *et al.* 2005), og forklarer hvorfor Røst er identifisert som en velegnet nøkkellokalitet for det nye SEAPOPOP-programmet. Ved etableringen av SEAPOPOP i områdene fra Lofoten og nordover i 2005-06 er det nå seks slike nøkkellokaliteter i drift: Røst, Anda i Øksnes kommune, Hjelmsøya i Måsøy kommune, Hornøya i Vardø kommune, Bjørnøya og en kombinasjon av flere lokaliteter på Vest-Spitsbergen (Anker-Nilssen *et al.* 2006). I disse områdene vil en, så langt mulig, overvåke løpende både bestandsutvikling, overlevelse, reproduksjon og diett til et økologisk representativt utvalg av de stedlige sjøfuglartene. På Røst vil studiene av overlevelse og reproduksjon primært omfatte lunde, teist, toppskarv, krykkje og lomvi *Uria aalge*. Overvåkingen av bestandsutvikling omfatter i tillegg havhest *Fulmarus glacialis*, storskarv *Phalacrocorax carbo carbo*, ærfugl *Somateria mollissima*, storjo *Catharacta skua* og alke *Alca torda*. Samtidig foretas også enkle registreringer av kullstørrelse og/eller hekkesuksess hos storskarv, ærfugl og rødnebbterne *Sterna paradisaea*. På Røst har også en liten bestand av gråhegre *Ardea cinerea* klar marin tilknytning. Fuglene hekker i det samme området som storskarv, og antall reir og reirinnhold registreres derfor parallelt med annet overvåkingsarbeid uten nevneverdig øking av innsats.

Effektene er som regel indirekte. Svært mange av de miljøendringer sjøfugl utsettes for virker indirekte gjennom påvirkninger av deres viktigste byttedyr. Et sentralt, utgangspunkt for arbeidet er derfor at sjøfuglenes atferd, ungevekst, hekkesuksess og overlevelse berøres i ulik grad av endringer i næringstilgangen (bl.a. Cairns 1987, 1992). Ved en svak begrensning i næringstilbudet er det i første omgang tiden de voksne tilbringer i kolonien som forventes å avta, fordi de må bruke mer tid til næringssøk. Når næringstilbudet blir enda dårligere, og

havner under et nivå hvor fuglene ikke lenger kan kompensere ved å endre sitt tidsbudsjett, vil ungenes vekst og etter hvert også overlevelse, bli negativt påvirket. Ved svært betydelig næringsmangel kan hekkingen mislykkes 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 næringsstilgangen for sjøfugl 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 miljøforhold. Ved spesielt dårlige forhold vil også klekkesuksess eller hekkevillighet være redusert, og unntaksvis vil økt voksendødelighet indikere helt ekstreme forhold. Voksenfuglenes kondisjon i ungeperioden henger også nøye sammen med miljøforholdene.

Lundeseriene i en særstilling. I større grad enn for de andre tidsseriestudiene på sjøfugl er lundestudiene på Røst tilrettelagt for å belyse hele spekteret av endringer i næringsforholdene og fokuserer derfor på alle forholdene som er nevnt ovenfor. Det faglige utbyttet av dette har vært omfattende, ikke minst når resultatene også settes inn i et klimaperspektiv (f.eks. Durant *et al.* 2003, 2004, 2005, Harris *et al.* 2005). I denne rapporten er i mange tilfeller de viktigste vitenskapelige resultatene gjengitt og kort diskutert i tilknytning til presentasjonen av de enkelte dataseriene. Noen av analysene omfatter flere av dataseriene. For eksempel viser deg seg at de voksne fuglene som regel er i stand til å opprettholde høy kroppsvekt i de mislykkede hekkesesongene (Anker-Nilssen *et al.* i manus). Dette er trolig for å gjøre det beste ut av en dårlig situasjon og maksimere mulighetene for å overleve til neste hekkesesong. Overlevelsen etter slike sesonger er likevel betydelig redusert. Dårligst kondisjon og overlevelse har lundene når næringsforholdene (på Røst som regel reflektert ved tilgangen på sild) er noe bedre, men nær en nedre terskel for hva som må til for å fostre opp avkom. Selv om lundene er lite risikovillige, dokumenterer dette med all tydelighet at kostnaden ved reproduksjon er klart størst i slike sesonger. Pågående analyser indikerer dessuten at hannene er mer fleksible enn hunnene og investerer mindre i hekking når forholdene er dårlige, selv om det ikke er påvist noen klar forskjell i overlevelse mellom kjønnene (Anker-Nilssen, Grosbois & Crespin under utarb.). Når overlevelsen analyseres i et klimaperspektiv, antyder resultatene også at det mest kritiske for de voksne er hvilke næringsforhold de erfarer de første månedene etter avsluttet hekking (Harris *et al.* 2005, Anker-Nilssen & Aarvak i manus). Slike forhold er viktige for å forstå hvor sårbare bestandens individer til enhver tid er i forhold til menneskeskapte miljøpåvirkninger.

Sammenfattende rapport. For å oppnå en mer helhetlig presentasjon og analyse, gjengir denne rapporten også mål for utviklingen i bestandenes størrelse og de voksne fuglenes overlevelse. Bestandsovervåkingen besørges av *Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl* (f. eks. Anker-Nilssen *et al.* 1996, Lorentsen 2005) mens overvåkingen av voksenoverlevelse foregår i samarbeid med prosjektet *Årlig variasjon i overlevelse hos noen norske sjøfugler* (Anker-Nilssen 1993, Erikstad *et al.* 1994, 1998a, Harris *et al.* 2005, Sandvik *et al.* 2005). 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 2004 og 2005, og vurdere disse i lys av tidligere års erfaringer. I en viss utstrekning er også resultater av mer kortvarige undersøkelser presentert. Rapporten spenner folgelig svært vidt. De fleste resultatene er diskutert løpende, mens diskusjonskapittelet fokuserer på mer overordnede trekk og perspektiver i artenes reproduksjon og populasjonsdynamikk. Deler av rapporten er skrevet som en oppdatering av sentrale analyser presentert i tidligere årsrapporter fra lundeprosjektet på Røst (Anker-Nilssen & Øyan 1985, Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Brøseth 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, 2001, 2002, 2003, 2004).

2 Materiale og metoder

2.1 Lunde

De standardiserte metodene som benyttes i de løpende lundeundersøkelsene på Røst er beskrevet i en rekke tidligere arbeider. Referanser til de mest fyllestgjørende beskrivelsene for de viktigste dataseriene er gitt i **tabell 2.1**.

Alle data som er innsamlet i disse seriene siden 1979 er lagret og kvalitetssikret på elektronisk format. Datamaterialets omfang er vist i **tabell 2.2**. Merk at angitt omfang for feltinnsats også inkluderer alle andre sjøfuglundersøkelser på Røst i samme periode (jf. kapittel 2.2). Dette omfatter bl.a. feltarbeid til ni hovedfagsstudier, hvorav fem på lunde (Otnes & Skjold 1992, Øyan 1993, Albertsen 1995 og Henriksen 1998). Det er også gjennomført flere andre undersøkelser av kortere varighet på lunde som finnes nærmere beskrevet i tidligere årsrapporter. Merk også at en meget betydelig frivillig innsats på ulønnet basis er medregnet i tabell 2. Dette er den viktigste årsaken til at den gjennomsnittlige bemanningen ved stasjonen de siste 27 årene har vært så høy som 264 persondøgn pr. år.

Prøvetaking for genetiske analyser. I 2000 startet vi systematisk innsamling av blodprøver fra lundeunger i studiereirene for senere kjønnsbestemmelse og DNA fingerprint-analyse (jf. bl.a. Griffiths *et al.* 1998). Til nå har vi slike prøver fra 359 unger ($n_{04}=56$, $n_{05}=3$). Til samme formål har vi også innsamlet fjærprøver fra ytterligere 156 unger ($n_{04}=4$, $n_{05}=1$), hvorav de første 81 prøvene ble tatt i 1999, samt prøver av muskelvev fra 74 døde unger eller fostre i egg ($n_{04}=3$, $n_{05}=19$). Det totale materialet omfatter dermed prøver fra 594 unger fra kjente reir i sju ulike år. Når vi har opparbeidet et materiale over tilstrekkelig mange år, vil fingerprint-analyser avdekke hvor ofte en eller begge foreldrefuglene på hvert reir skiftes ut mellom år. Når dette korrigeres for frekvensen av farskap utenom paret (extra-pair paternity; EPP), dvs. hvor stor andel av de voksne hannene som ikke er opphav til den ungen de foster opp, vil resultatene bl.a. gjøre det mulig å beregne indirekte mål for rekrutteringsrate. Data for å beregne raten av EPP i lundebestanden på Røst ble innsamlet i 2003 og 2004 og er nylig analysert ved genetikklaboratoriet til Zoologisk Museum i Oslo. For de i alt 35 familiegruppene (par med unge) som ble undersøkt var det ingen tilfeller av EPP (Anker-Nilssen, Kleven, Aarvak & Lifjeld, *under utarb.*). Lunden er m.a.o. svært trofast til sin partner. En annen viktig hensikt med blodprøver fra lundeungene er å bestemme om lundeungenes kjønnsfordeling påvirkes av den store variasjonen i miljøforhold som også berører hekkfuglenes kondisjon og overlevelse. En foreløpig analyse av våre demografiske data for voksne lunder viser at hanner og hunner responderer ulikt på dårlige miljøforhold. Dette kan innebære at lønnsomheten ved å investere i reproduksjon er avhengig av ungens kjønn, og at noen fugler er i stand til å optimalisere sin innsats ved å produsere avkom av det til enhver tid mest fordelaktige kjønn. For å øke utvalgsstørrelsen har vi siden 2001 også innsamlet fjærprøver fra 546 reirforlatende unger.

Siden 2000 har vi løpende tatt blodprøve av voksne lunder som inngår i overvåkingen av overlevelse for å kjønnsbestemme dem med 100 % sikkerhet. Dette vil bl.a. tillate en forbedring og testing av diskriminantanalysen som brukes for å kjønnsbestemme andre individer på grunnlag av morfometriske data (jf. Anker-Nilssen & Brøseth 1998, se også **kapittel 3.5.2**). Vi har også tatt prøver fra noen få lunder som ble funnet døde. De i alt 178 prøvene som er innsamlet hittil ble analysert av Tone Kristin Reiertsen ved Universitetet i Tromsø høsten 2005 (vha. DNA-isolering, polymerase chain reaction (PCR) og gel-elektroforese). Med ett unntak ble alle prøver kjønnsbestemt. Dermed er kjønn fastslått med sikkerhet for 173 (39.7 %) av de 436 voksne lundene som er fargemerket på Røst siden 1990.

Tabell 2.1

Referanser til beskrivelser av rutinemessig anvendte feltmetoder for lundeundersøkelsene på Røst. – *References to descriptions of routine field methods used in the studies of Atlantic puffins in Røst.*

Metoder for – <i>Methods for</i>	Beskrevet av – <i>Described by</i>
Bestandsovervåking – <i>Population monitoring</i>	Anker-Nilssen & Røstad 1993
Innsamling av ungenæring – <i>Sampling of chick diet</i>	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av byttedyr – <i>Measurements of prey items</i>	Anker-Nilssen 1987, 1991
Utvalg og kontroll av studiereir – <i>Selection and checking of study nests</i>	Anker-Nilssen 1987, 1991, 2001
Måling av egg og unger – <i>Measurements of eggs and chicks</i>	Anker-Nilssen 1987, 1991
Fangst av voksne fugler – <i>Catching adult birds</i>	Anker-Nilssen 1987, 1991
Måling av voksne fugler – <i>Measurements of adult birds</i>	Jones <i>et al.</i> 1982, Barrett <i>et al.</i> 1985
Overvåking av voksenoverlevelse – <i>Monitoring of adult survival rates</i>	Anker-Nilssen 1993, Erikstad <i>et al.</i> 1994
Overvåking av tilstedeværelse – <i>Monitoring of colony attendance</i>	Anker-Nilssen & Øyan 1995
Innsamling av døde fugler – <i>Collection of dead birds</i>	Anker-Nilssen & Brøseth 1998
Innsamling av blodprøver – <i>Collection of blood samples</i>	Anker-Nilssen & Aarvak 2001

Tabell 2.2

Oversikt over samlet feltinnsats i sjøfuglarbeidet og innsamlet datamateriale for lundeundersøkelsene på Røst i 2004 og 2005, og for hele 27-årsperioden 1979-2005 summert eller angitt med utfallsrom for årstotalene. For kontinuerlige dataserier er årlig gjennomsnitt angitt i parentes. – *Summary of the extent of seabird fieldwork and data for Atlantic puffins collected at Røst in 2004 and 2005, and for the whole 27-year period 1979-2005 added up or presented by the range of the yearly totals. For continuous data series the annual mean is given in parentheses.*

Antall - <i>Number of</i>	2004	2005	1979-2005
Feltperioder – <i>Field periods</i>	2	2	79 (3)
Bemanningsdøgn – <i>Days of fieldwork</i>	73	75	2313 (91)
Feltarbeidere – <i>Field workers</i>	9	10	6-25 (13)
Persondøgn – <i>Man-days</i>	196	199	7136 (264)
Studiereir med egg eller unge – <i>Study nests with egg or chick</i>	101	106	4338 (161)
Egg målt (fra 1989, samt 1982-83) – <i>Eggs measured (from 1989, plus 1982-83)</i>	32	27	1871 (98)
Reirunger målt i studiereir – <i>Study chicks measured</i>	64	50	1963 (73)
Individuelle kontroller av ungevekst – <i>Individual examinations of chick growth</i>	495	186	14371 (532)
Reirunger merket – <i>Nestlings ringed</i>	53	4	1113 (41)
DNA-prøver av reirunger (fra 1999) – <i>DNA samples of nestlings (from 1999)</i>	66	23	594 (85)
Levende, reirforlatende unger målt – <i>Live fledglings measured</i>	69	23	3917 (145)
Unger ringmerket ved reirforlating – <i>Fledglings ringed</i>	68	21	3717 (138)
DNA-prøver av utflytne unger (fra 1999) – <i>DNA samples of fledglings (from 2001)</i>	60	21	546 (109)
Næringsprøver innsamlet – <i>Food samples collected</i>	186	96	3229 (120)
Komplette næringsporsjoner studert – <i>Complete food loads examined</i>	159	79	2866 (106)
Byttedyr målt – <i>Prey items measured</i>	1474	1510	34169 (1266)
Voksne ringmerket – <i>Adults ringed</i>	167	63	6740 (250)
Gjenfangster av ringmerkede voksne – <i>Adult recaptures registered</i>	230 ^A	140 ^B	3795 (141)
Herav individer fra tidligere år – <i>Of these individuals from earlier years</i>	184 ^A	126 ^B	2896 (107)
Levende voksne individer målt – <i>Live adult individuals measured</i>	330	165	8970 (332)
Døde voksenfugler målt (fra 1992) – <i>Dead adults measured (from 1992)</i>	21	43	1255 (90)
Voksne fargemerket (fra 1990) – <i>Adults colour-ringed (from 1990)</i>	27	7	436 (27)
DNA-prøver fargemerkede (fra 2000) – <i>DNA samples of colour-ringed (from 2000)</i>	40	9	173 (29)
Observasjoner av fargekoder (fra 1991) – <i>Re-sightings of colour codes (from 1991)</i>	1027	734	11764 (784)

A) Omfatter 2 fugler funnet døde og 21 individer (26 observasjoner) identifisert ved avlesing av ringnummer vha. teleskop. – *Includes 2 birds found dead and 21 birds (26 observations) identified by reading the ring number using a telescope.*

B) Omfatter 6 fugler funnet døde og 22 individer (25 observasjoner) identifisert ved avlesing av ringnummer vha. teleskop. – *Includes 6 birds found dead and 22 birds (25 observations) identified by reading the ring number using a telescope.*

2.2 Andre arter

De viktigste metodene for våre undersøkelser på andre arter omtalt nedenfor eller i de publikasjoner det henvises til, men omfatter ikke arbeid med fire hovedfagsoppgaver på lomvi, toppskarv og teist (Bakken 1984, Amundsen & Stokland 1986, Breivik 1991) hvorav tre senere er publisert vitenskapelig (Bakken 1989, Amundsen & Stokland 1988, 1990). I tillegg til lunde omfatter den årlige overvåkingen av bestandenes utvikling på Røst sju andre sjøfuglarter: krykkje (fra 1979, unntatt 1985), lomvi (fra 1980, unntatt 1984-88), toppskarv (fra 1985), storskarv (fra 1997), havhest (fra 1997), alke (fra 1997) og ærfugl (fra 2000). Bestandsovervåkingen på Røst har vært en del av *Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl* siden dette ble etablert i 1988. Programmet ledes av NINA og rapporteres årlig i en egen resultatrapport (senest Lorentsen 2005). Metodene for denne overvåkingen er beskrevet av Lorentsen (1989) og Walsh *et al.* (1995).

Havhest. Havhestkolonien på Hernyken overvåkes årlig med opptelling av antall tilsynelatende okkuperte reirplasser i de bratteste partiene på østsiden av øya på 7-9 ulike dager i perioden fra midten av juni til midten av juli. Ut over dette er det ikke gjort noen systematiske undersøkelser av arten på Røst.

Havsvale og stormsvale. De langvarige ringmerkingsstudiene av havsvale *Hydrobates pelagicus* og stormsvale *Oceanodroma leucorhoa* er dokumentert ved bl.a. årlige rapporter i perioden 1989-2002 fra det nasjonale havsvaleprosjektet (senest Anker-Nilssen 2002, 2003), og flere resultater for disse artene er publisert i en rekke artikler og bokkapitler (bl.a. Anker-Nilssen & Anker-Nilssen 1993, Anker-Nilssen 1999, 2000a, 2000b, Aarvak & Øien 2005 og Aarvak *et al.* 2005).

Storskarv. Fra arten reetablerte seg som hekkefugl på Røst i 1997 til den ble innlemmet i vår overvåking fra 2002, ble storskarvene på Røst opptalt årlig av Arnfinn Ellingsen. Vårt arbeid med arten begrenser seg til et par korte besøk i koloniene i løpet av sommeren, først for å telle reir og registrere kullstørrelse, senere for å måle ungenes overlevelse og ringmerke store unger.

Toppskarv. Bestanden på Ellefsnyken takseres årlig ved opptelling av alle reir. Øya er delt inn i ni ulike takseringsfelt. Innhold av egg og unger i hvert reir registreres der dette er enkelt. Ved å fordele tellingen på 5-10 kortere besøk spredt over et tidsrom på to uker eller mer i slutten av juni og begynnelsen av juli, får vi også et rimelig godt mål for hekketidspunkt. Dette er foreløpig angitt som hvor stor andel av kullene som inneholdt unge(r) pr. 20. juni, beregnet ved lineær regresjon av målingene i de ulike feltene. I 2002 startet vi fangst og fargemerking av hekkende fugler for løpende overvåking av overlevelse. Med unntak av størrelsen, er ringene identiske med dem vi bruker på lunde, dvs. gule med en individuell kode bestående av to svarte bokstaver. I oppstartsåret ble 152 fugler fargemerket, deretter er antallet supplert og vedlikeholdt med merking av ytterligere 40, 45 og 36 individer i 2003-05 slik at totalt 273 fugler har fått fargering. Fuglene fanges som oftest med en hån idet de forlater reiret, eller de tas på reiret, enten for hånd eller vha. en liten snareløkke. Skarvene kjønnsbestemmes enkelt på lyd (bare hannene som "raper") og med støtte i biometriske mål (nebbhøyde, vingelengde og vekt).

Gråhegre. En liten koloni av arten har tilhold på noen små holmer nordvest i øygruppen. Parallelt med taksering av storskarv blir disse holmene inventert hvert år med opptelling av reir og registrering av kullstørrelser. Det er ofte stor variasjon i hekketidspunkt fra par til par, men de ungene som er store nok når kolonien besøkes blir ringmerket.

Ærfugl. Arten overvåkes av Steve J. Baines som fra båt teller opp antall utfargede ærfuglhanner i 16 ulike områder i mai måned. Områdene dekker størstedelen av kommunens

sjøareal. Under vårt arbeid senere på sommeren er det ikke til å unngå at vi av og til skremmer rugende ærfugler av reiret. I slike tilfeller blir alltid kullstørrelsen notert før vi dekker over eggene med dun. Dette materialet har, naturlig nok, et relativt begrenset og svært variabelt omfang, men blir likevel arkivert som en løpende dataserie.

Krykkje. Krykkjebestanden overvåkes årlig ved opptelling av antall beboende reir i seks prøvefelt på Vedøy, samtidig som vi teller samtlige hekkende par på andre øyer: Kårøy, Tyvsøy, Røstholmen, Gjelfruvær og eventuelle småkolonier som bare dukker opp for et år eller to (Skomvær og Buvær). Som et mål for ungeproduksjonen teller vi hvert år hvor mange store unger det er i overvåkingsfeltene like før de største ungene flyr ut. Som en ytterligere tilrettelegging for *SEAPOP*-programmet, startet vi i 2003 en individspesifikk overvåking av overlevelse og hekkesuksess hos krykkje på Kårøy. Den rorbuhekkende bestanden ble valgt av helt nødvendige hensyn til ressursbruk, siden reirene i hovedkolonien på Vedøy er svært lite tilgjengelige. Arbeidet løper årlig med forholdsvis moderat innsats og kombineres med ærend til Røst havn for mat, vann, post og bensin. I løpet av de tre første årene er 139 individer ringmerket med samme type bokstavkodet fargering som vi benytter på lunde, toppskarv og teist. Hittil har vi brukt enten en rød ring med to hvite bokstaver ($n=50$) eller en gul ring med to svarte bokstaver ($n=89$). Vi har tatt blodprøve av 87 av disse individene som ble kjønnsbestemt høsten 2005 av Tone Kristin Reiertsen, Universitetet i Tromsø (vha. DNA-isolering, polymerase chain reaction (PCR) og gel-elektroforese) med 100 % vellykket resultat. Kombinerert med opparbeidet kunnskap om sikre par kjenner vi dermed kjønnet til i alt 105 (75.5 %) av fuglene som er fargemerket (57 hanner, 48 hunner). På skisser av de ulike veggene inntegner vi reirenes og individenes plassering ved hvert besøk, slik at vi vet hvor de fargemerkede individene hører hjemme hvert år. Reirinnhold registreres fra bakkenivå, fra stige eller via vinduer. Hvert år blir de fleste ungene som produseres i disse delene av kolonien ringmerket med vanlige stålringer.

Rødnebbterne. Rødnebbterne hekker årvisst i mindre kolonier i de sørvestre delene av Røstøygruppen. De ulike holmene som benyttes blir inventert hvert år med opptelling av reir og registrering av kullstørrelser, og en del unger blir også ringmerket. Dette materialet har et variabelt omfang, men blir nå arkivert som en løpende dataserie og følgelig rapportert her. Vi noterer også eventuelle byttedyr som ligger i kolonien, men dette materialet er svært lite og ikke opparbeidet som en egen dataserie.

Lomvi. Lomvibestanden som hekker på åpne hyller i de vertikale klippeveggene på Vedøy ble taksert første gang i 1960-63 av Tschanz & Barth (1978) og på nytt i 1964-68 av Brun (1969a, 1979). Senere er den overvåket årlig fra 1971 med unntak av i 1979 og 1984-87 (Tschanz & Barth 1978, Bakken 1989, Lorentsen 2005). I 1981-83 dokumenterte og videreutviklet Bakken (1984) det detaljerte overvåkingssystemet som Tschanz (1983) etablerte på 1970-tallet. Alle senere tellinger har fulgt dette systemet, som omfatter totalt 323 individuelt nummererte hekkehyller. Hyllene ligger i tre ulike vegger (104 i Vestveggen, 176 i Brasfloget og 43 i Eldgavelen) og er inntegnet på et sett med detaljerte fotografier som brukes til veiledning under takseringene. Antall lomvi på hyllene telles midt på dagen på minst sju ulike dager i rugetiden i de to siste ukene av juni og første uke av juli. I årene 1971-85 ble vekt-kondisjonen til 2322 reirforlatende lomviunger målt under kolonien i hyttebukta på Vedøy. Tilsvarende data finnes fra årene 1960-63 (Tschanz og Barth 1978 og Tschanz 1983), men det finnes dessverre ingen produksjonsmål for arten på Røst fra de siste 20 årene. Etter den dramatiske tilbakegangen for bestanden på Vedøy (**kapittel 4.10**) hekker i dag en større del av bestanden på Røst i skjul og urer fordelt på Storfjellet, Ellefsnyken, Trenyken, Hernyken, Gjelfruvær og Valvær. For å overvåke disse fuglenes overlevelse ble 69 voksne lomvi innfanget i Johannesura vest på Hernyken i 2005 og merket med hver sin individuelt kodede fargering av samme type (men

annen størrelse) som de vi bruker på lunde, toppskarv, krykkje og teist. Lomviringene på Røst er gule med to svarte bokstaver.

Alke. Fra 1997 er de få alkene som hekker på overvåkingshyllene for lomvi på Vedøy opptalt samtidig med lomvi. Ellers er det ikke gjennomført noen tidsseriestudier av arten på Røst.

Teist. I 1997 startet vi et individspesifikt studium av overlevelse, næringsvalg, ungevekst og hekkesuksess hos teist. Undersøkelsen løper årlig med relativt beskjedne innsats fordi den primært omfatter en liten koloni på ca. 20 (15-25) par som hekker i umiddelbar nærhet av feltstasjonen på Hernyken (innenfor 50 m til hver side for hytta). Metodene er i hovedsak som for lunde, men alle dataene er her knyttet til både individ og reir. Siden teisten bare bringer ungene ett byttedyr av gangen, blir byttedyrene bestemt ved observasjon. Som et viktig hjelpemiddel i dette arbeidet har vi under kontinuerlig oppdatering en egen fotoguide for bestemmelse av byttedyr hos teist (Anker-Nilssen & Aarvak *under utarb.*). Individene identifiseres vha. samme type fargeringer som for lunde, toppskarv og krykkje, men i motsetning til lunde og krykkje som står oppreist og hekker enten i jord eller på reir av strå, er ringslitasje et stort problem for teistene som ligger ned på tarsen og gjerne hekker direkte på fjell under store steiner. I løpet av de ni første årene har 73 voksne teister fått fargering, hvorav vi har måttet bytte ring én gang på 29 individer, to ganger på sju individer og tre ganger på ett individ. Gjennomsnittlig varighet på ringene som ble skiftet ut var kun 3.30 år ($SE=0.25$, $n=37$). I perioden 2000-05 ble det tatt blodprøver av 52 av de fargemerkede teistene i studiekolonien. Høsten 2005 ble også disse prøvene analysert for kjønnsbestemmelse av Tone Kristin Reiertsen ved Universitetet i Tromsø (vha. DNA-isolering, polymerase chain reaction (PCR) og gelelektroforese) med 100 % vellykket resultat. Kombinert med opparbeidet kunnskap om sikre par og observerte parringer, er dermed 65 (89.0 %) av fuglene vi har fargemerket kjønnsbestemt med sikkerhet (35 hanner, 30 hunner). Hvert år blir de fleste ungene i studiekolonien ringmerket, og vi har også samlet blodprøver fra mange av dem. Vi har derfor allerede et egnet materiale til å avdekke frekvensen av EPP (extra-pair paternity) hos denne arten også, slik vi har gjort for lunde (se egen omtale ovenfor). Materialet er samlet inn fra 15 ulike reir (for 17 hanner og 12 hunner) hvor det er mulig å nå minst en unge, og omfatter 56 kombinasjoner av hann og enkeltunge (hvorav hunn ikke fanget i 13 tilfeller), 30 kombinasjoner av hann og ungekull (hvorav hunn ikke fanget i 9 tilfeller) og 20 ulike familiegrupper (par med 1-2 unger), hvorav to i to år, to i tre år og én i fire ulike år. Her kan det altså i en viss grad også være mulig å teste graden av trofasthet i paret over flere år.

2.3 Statistiske metoder

De fleste statistiske tester er foretatt ved hjelp av programpakken *SPSS for Windows* (versjon 14.0.1, © 1989-2005 SPSS Inc.). Dersom ikke annet er angitt er det benyttet tohalede tester. De demografiske analysene (kapittel 3.5) ble utført med programpakken *MARK* (versjon 4.1, White & Burnham 1999) etter samme statistiske prinsipper som det tidligere anvendte programmet *SURGE* (Pradel & Lebreton 1991, Lebreton *et al.* 1992). Statistiske parametere for bestandsstørrelse og bestandsutvikling (kapittel 3.1 og 3.2) ble utledet som beskrevet av Anker-Nilssen & Røstad (1993) ved hjelp av programmet *Star* (versjon StarW, okt. 2003), programmert av Ole Wiggo Røstad.

Regnearkprogrammet *Microsoft® Excel 2003* (© 1985-2003 Microsoft Corp.) er delvis benyttet som databaseplattform, av og til også for å beregne enkel deskriptiv statistikk. Alle figurer er laget i *SigmaPlot 2004 for Windows* (versjon 9.01, © 2004 Systat Software Inc.).

3 Resultater for lunde *Fratercula arctica*

Inndelingen av dette kapittelet følger den tradisjonelle strukturen i tidligere årsrapporter fra prosjektet *Lundens populasjonsøkologi på Røst* (senest Anker-Nilssen & Aarvak 2004).

3.1 Bestandsstørrelse

I 2004 og 2005 hadde Hernyken hhv 35 600 og 36 080 trafikkerte (tilsynelatende okkuperte) reirganger. Estimaten for 2005 hadde et 95 % konfidensintervall på ± 9.05 %. Det er således 95 % sannsynlighet for at det reelle antallet var mellom 32 815 og 39 345. Estimats standardfeil ble beregnet etter en stratifisert prosedyre (jf. Anker-Nilssen & Røstad 1993). I **tabell 3.1** er tilsvarende resultater for hvert år siden 1983 presentert i henhold til en stratifisering etter naturlig avgrensede felt, som for Hernykens vedkommende alltid har vært den parameter som gir størst forbedring av konfidensintervallet (hhv. 6.5 % og 7.0 % forbedring av estimatene for 2004 og 2005). De andre parametrene som testes tilsvarende 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 Hernyken 8.33 % av Røsts lundebestand (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Forutsatt at bestandsutviklingen på Hernyken i 1990-2005 var representativ for de andre lundekoloniene i Røst, slik det er rimelig å anta, var det således ca 433 000 trafikkerte reirganger av lunde på Røst i 2005. 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 ett eller flere andre par. Erfaringsmessig vurderer vi imidlertid denne "feilkilden" som forholdsvis ubetydelig og antar at det er omkring ett par pr. trafikkert (tilsynelatende okkupert) reirgang.

3.2 Bestandsutvikling

Utviklingen i hekkebestanden på Hernyken 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. Den mest dramatiske tilbakegangen skjedde fram til 1988 (-10.7 % pr. år), men etter den moderate bestandsveksten i 1989-1990 var det en betydelig negativ trend fram til 2002 (-3.22 % pr. år, **tabell 3.1**, **figur 3.1**) da bestanden var på sitt hittil laveste nivå (26.6 % av bestandsstørrelsen i 1979). I 2005 var bestanden 30.1 % av hva den var da overvåkingen startet 26 år tidligere.

Vanligste alder for førstegangshekkende fugler i denne bestanden er 5-7 år (bl.a. Anker-Nilssen & Brøseth 1998, jf. **kapittel 3.4.4**). Etter den gode hekkesuksessen i 1989-92 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), var det derfor ventet en betydelig rekruttering i 1994-99. Bestanden var likevel ganske stabil eller svakt synkende i denne perioden. Dette betyr ikke at den manglet rekruttering, men tilveksten klarte knapt å kompensere for dødeligheten blant etablerte hekkefugler. Voksendødeligheten var relativt høy i perioden 1994-99 (gjennomsnittlig 12.2 % årlig, **kapittel 3.5.2**) unntatt mellom 1996 og 1997, da antall hekkende fugler til gjengjeld økte betydelig (**figur 3.1**). Det er derfor grunn til å anta at rekrutteringen var rimelig god i denne femårsperioden. 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 kraftig 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 voksendødeligheten fra

1997 til 1998 (20.0 %) hovedforklaringen på den kraftige nedgangen som ble registrert mellom disse to årene. Den økende tilbakegangen i 2001-02 indikerer at rekrutteringen fra de gode hekkesesongene tidlig på 90-tallet tok slutt ved årtusenskiftet. Samtidig var voksenfuglenes dødelighet svært høy (16.2 % pr. år). En episodisk massedød av lunder utenfor Midt-Norge våren 2002 kan ha vært et vesentlig bidrag til dette (Anker-Nilssen *et al.* 2003), men det faktum at sildeårsklassen 2001 endte som en meget svak årsklasse kan ha medført næringssvikt for de voksne lundene etter avsluttet hekking (se **kapittel 3.5.2**). Bestandsøkningen i 2003-05 skyldes nok først og fremst at den gode 1999-årgangen har rekruttert til hekkebestanden, men vitner også i noen grad om litt bedre overlevelse for de etablerte hekkefuglene disse årene.

Tabell 3.1

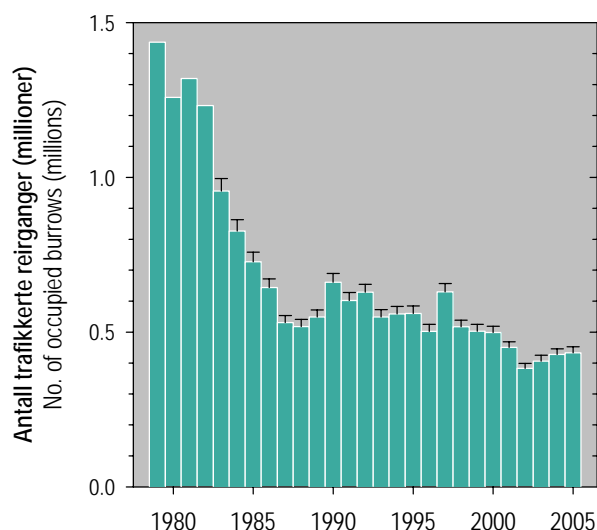
Takseringsresultater for overvåkning av lundekolonien på Hernyken i 1979-2005, basert på antall tilsynelatende okkuperte reirganger (TOR). De tradisjonelle prøvefeltene omfattet også tre transekter på Trenyken og Ellefsnyken. Nåværende takseringsmetode (Star-systemet, Anker-Nilssen & Røstad 1983) ble innført på Hernyken i 1983. Bestandsestimatene standardfeil utregnes med en prosedyre stratifisert etter naturlig avgrensede deler av kolonien. – *Census and monitoring results for the population of Atlantic puffins on Hernyken in 1979-2005, based on numbers of apparently occupied burrows (AOBs). 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 Hernyken in 1983. Standard errors of the population estimates are calculated using a procedure stratified according to naturally separated sub-areas.*

År Year	Median takserings- dato (1. mai=1) Median date of counting (1 May=1)	Antall TOR i tradisjonelle prøvefelt No. of AOBs in traditional sampling areas	Antall TOR i Star-feltene No. of AOBs in the Star plots	Antall koloni- serte Star-felt No. of inhabited Star plots	Median tetthet av TOR pr. m ² i koloniserte Star-felt Median density of AOBs per m ² in inhabited Star plots	Estimert antall TOR i hele kolonien (SE) Estimated total number of AOBs in the colony (SE)	Bestands- endring fra foregående år (%) Population change from preceding year (%)
1979	70	(662) ^A	–	–	–	119 700	–
1980	14	1723	–	–	–	104 800	–
1981	7½	1806	–	–	–	109 850	–
1982	8½	1687	–	–	–	102 610	–
1983	19	1310	1992	205	0.9	79 680 (3337)	–22.3
1984	11½	(1779) ^B	1723	199	0.8	68 920 (3018)	–13.5
1985	4	(1501) ^B	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
2002	10	–	797	182	0.4	31 880 (1338)	–15.0
2003	8	–	846	173	0.4	33 840 (1582)	+6.1
2004	8	–	890	179	0.5	35 600 (1536)	+5.2
2005	5	–	902	173	0.5	36 080 (1666)	+1.3

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.

Tilbakegangen i lundebestanden på Røst siden 1979 utgjør ganske nøyaktig 1 million (1 003 745) trafikkerte reirganger. Dette tilsvarer halvparten av den norske lundebestanden i 1990 (ca 2 millioner par, Anker-Nilssen 1990) da Røstbestanden alene ble estimert til 660 681 par (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Siden nyere totaltelling ikke foreligger, kan det nasjonale estimatet nå bare anslås til omkring 1.7 millioner par (Barrett *et al.* 2004b, i manus).



Figur 3.1

Utviklingen i hekkebestanden av lunde på Røst (tilsynelatende okkuperte reirganger +1 SE) i perioden 1979-2005. Estimaten er basert på data i tabell 3.1 og bestandsstørrelsen på Røst i 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995) og forutsetter at utviklingen på Hernyken er representativ for hele øygruppen. – Development of the breeding population of Atlantic puffins at Røst (apparently occupied burrows +1 SE) in 1979-2005. The estimates are based on data in table 3.1 and the population size at Røst in 1990 (Anker-Nilssen & Øyan 1995), assuming that the development at Hernyken is representative for the whole archipelago.

3.3 Lundeungenes diett

I analysen av materialet fra 2004-05 ble, som tidligere, hver femdagersperiode vektet likt, uavhengig av antall næringsprøver som ble innsamlet. Regnet i ferskvekt utgjorde sild *Clupea harengus* 70.5 % av ungenes diett i 2004 og 20.9 % i 2005 (**tabell 3.2**). Dette er det tredje høyeste og sjette laveste sildeinnslaget som er registrert i de 25 år vi har diettdata for. Det var derfor ikke uventet at 2004 ble en god hekkesesong mens 2005 ble svært dårlig (**kapittel 3.4**). Andelen havsil *Ammodytes marinus*, som har et betydelig høyere energiinnhold enn sild, var litt lavere enn normalt i 2004 og så godt som fraværende i 2005. Foruten sild og havsil var alle andre byttedyr i 2004 torskefisker, og diettens lave artsdiversitet dette året er typisk for år med god næringstilgang. Bare ni arter ble påvist, hvorav uer *Sebastes* spp., skjellbrosme *Phycis blennoides* og øyepål *Trisopterus esmarkii* forekom med kun ett eksemplar hver. I 2005 dominerte hyse *Melanogrammus aeglefinus* med 43.4 %, det nest høyeste innslaget av arten vi har registrert (bare høyere i 1998), og hele 73.3 % av dietten bestod av torskefisker. Bare i 1979 har dette vært høyere (88 %). Det var derfor påfallende at sei *Pollachius virens* nesten var fraværende i dietten.

Dietten i 2005 hadde den høyeste artsdiversiteten vi noensinne har registrert med minst 18 ulike arter, hvorav fem aldri tidligere er påvist som byttedyr for lunde. Mest bemerkelsesverdige var nok stor havnål *Entelurus aequor*, som var et ganske hyppig byttedyr (15 % av næringsprøvene, **figur 3.2**). Samme fenomen ble registrert hos flere arter sjøfugl over store deler av Nordøst-Atlanteren i 2005 (f.eks. Harris 2006). I alt 14 voksne eksemplarer ble innsamlet, hvorav sju (50 %) var hanner med velutviklede egg festet til buken. Fiskenes betydelige lengde (227-373 mm, snitt 288 mm, $n=14$) og lave vekt (1.5-7.0 g, snitt 3.9 g $n=6$) gjorde dem trolig lite egnet som mat for lundeunger, og åtte av individene vi samlet inn fant vi liggende tørre i ura. Som forventet var de sikre hannene (snitt 266.9, $SE=3.3$) noe mindre enn

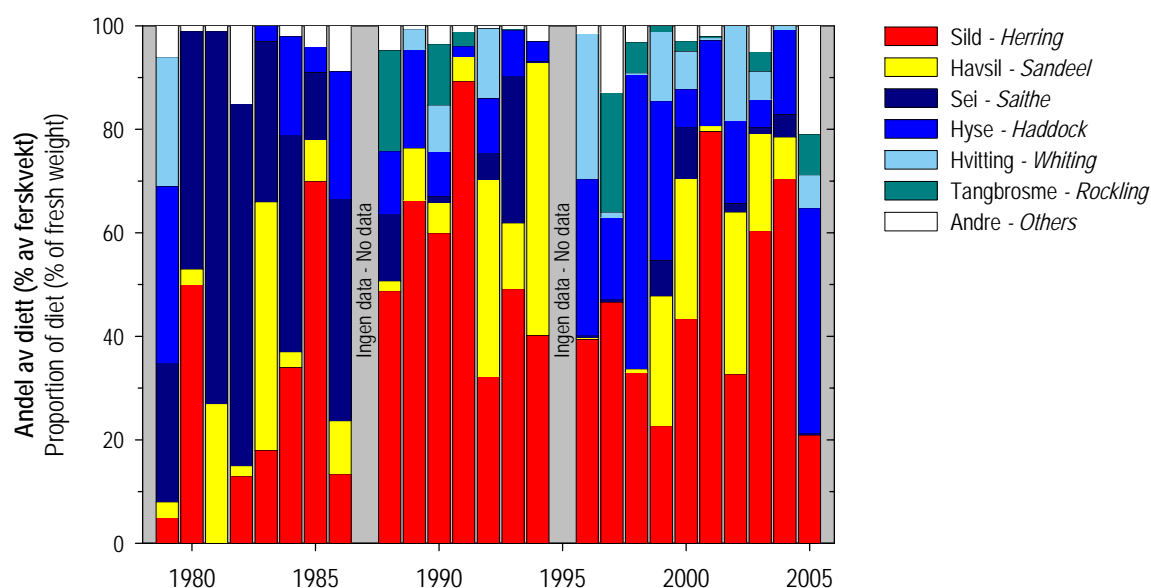
Tabell 3.2

Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Hernyken i 2004 og 2005 sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 1979-2003 (se tidligere rapporter for årlige resultater). Tallene er basert på totaler for femdagersperioder som ble betraktet som likeverdige i analysen (jf. figur 3.3). Ingen prøver ble innsamlet i 1987 og 1995. – *The diet (% of fresh weight) of Atlantic puffin chicks at Hernyken in 2004 and 2005 compared with the mean for the period 1979-2003 (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 3.2). No samples were collected in 1987 and 1995.*

Byttedyr Prey	1979-2003 Snitt (SE) Mean (SE)	2004	2005	1979-2005 Snitt (SE) Mean (SE)
Sild – Herring	41.2 (4.9)	70.5	20.9	41.5 (4.7)
Havsil – Sandeel	14.6 (3.3)	8.0	0.1	13.7 (3.1)
Sei – Saithe	18.0 (4.7)	4.4	0.4	16.7 (4.4)
Hyse – Haddock	14.2 (2.9)	16.4	43.4	15.5 (2.9)
Hvitling – Whiting	5.5 (1.8)	0.6	6.4	5.3 (1.6)
Tangbrosme – Rockling	3.1 (1.3)	–	7.9	3.1 (1.2)
Andre torskefisk – Other gadoids	1.9 (0.5)	0.1	15.2	2.3 (0.7)
Makrell – Mackerel	0.2 (0.1)	–	0.4	0.2 (0.1)
Andre fiskearter – Other fish species	1.0 (0.5)	–	4.9	1.1 (0.4)
Evertebrater – Invertebrates	0.5 (0.4)	–	0.4	0.4 (0.4)
Sum – Sum	100.0	100.0	100.0	100.0
Antall næringsprøver – No. of food samples	117.9 (14.9)	186	96	119.5 (14.0)
Antall femdagersperioder – No. of five-day periods	8.0 (0.7)	9	12	8.1 (0.7)

**Figur 3.2**

Lundeungenes diett i 2005 var mer variert enn vi har erfart noen gang tidligere. Bildene viser en breiflabbyngel (øverst t.v.) en liten amfipode (*Hyperina* spp., øverst t.h.) og stor havnål (tre nederst bilder) med et nærbilde av eggene festet til buken på en av hann (nederst t.v.). – *The diet of Atlantic puffin chicks on Hernyken in 2005 was more varied than ever recorded. The pictures show a young angler fish (upper left), an ostracod (*Hyperina* spp., upper right) and snake pipefish (three lower pictures) with a close-up of the eggs attached to the belly of a male (bottom left).*



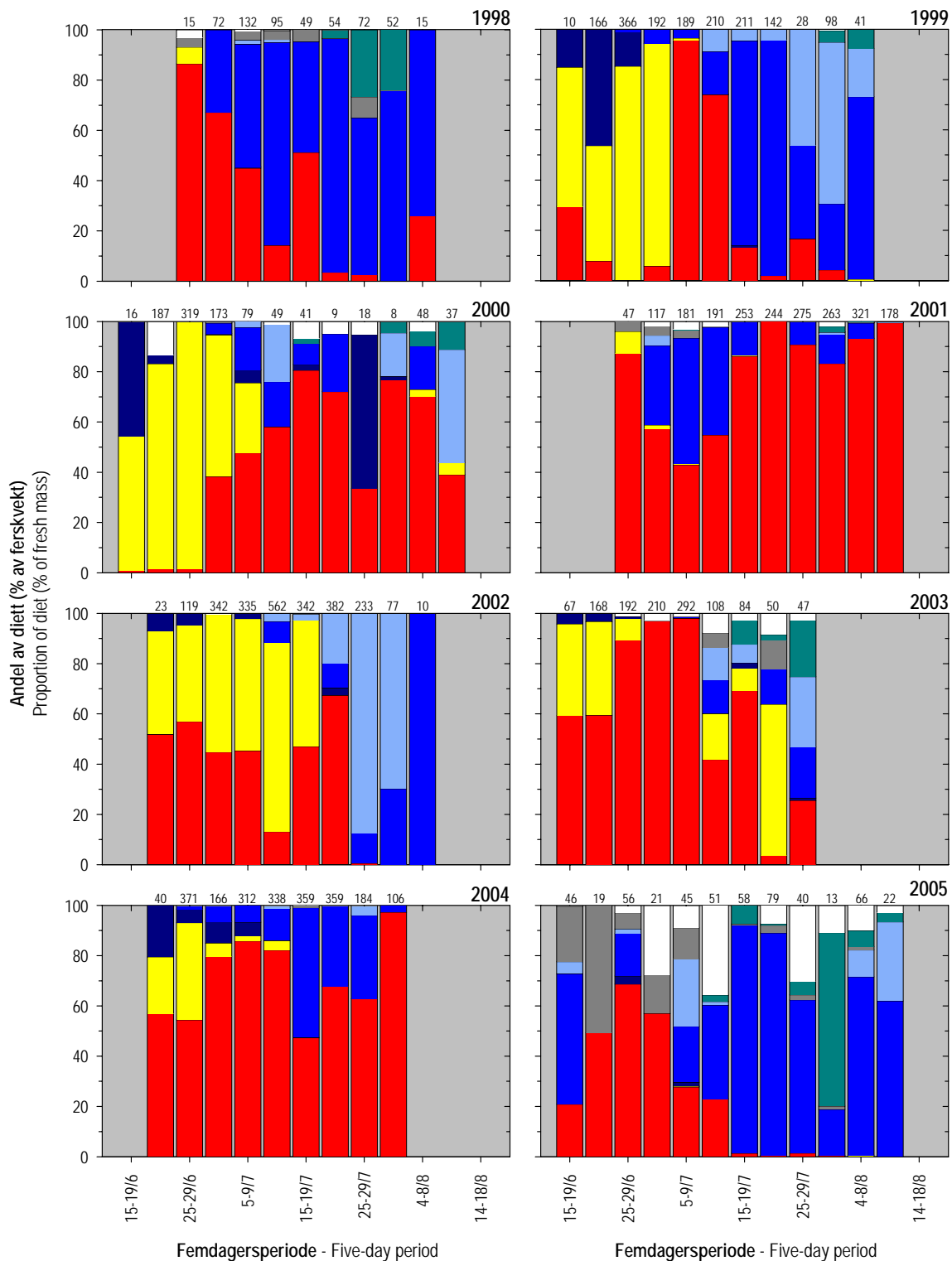
Figur 3.3

Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Hernyken i perioden 1979-2005. Verdiene er beregnet ved å betrakte de ulike femdagersperiodene som likeverdige (jf. figur 3.3, tabell 3.2). – The diet (% of fresh mass) of Atlantic puffin chicks at Hernyken in 1979-2005. The results were calculated by giving equal weight to the different five-day periods (cf. figure 3.3, table 3.2).

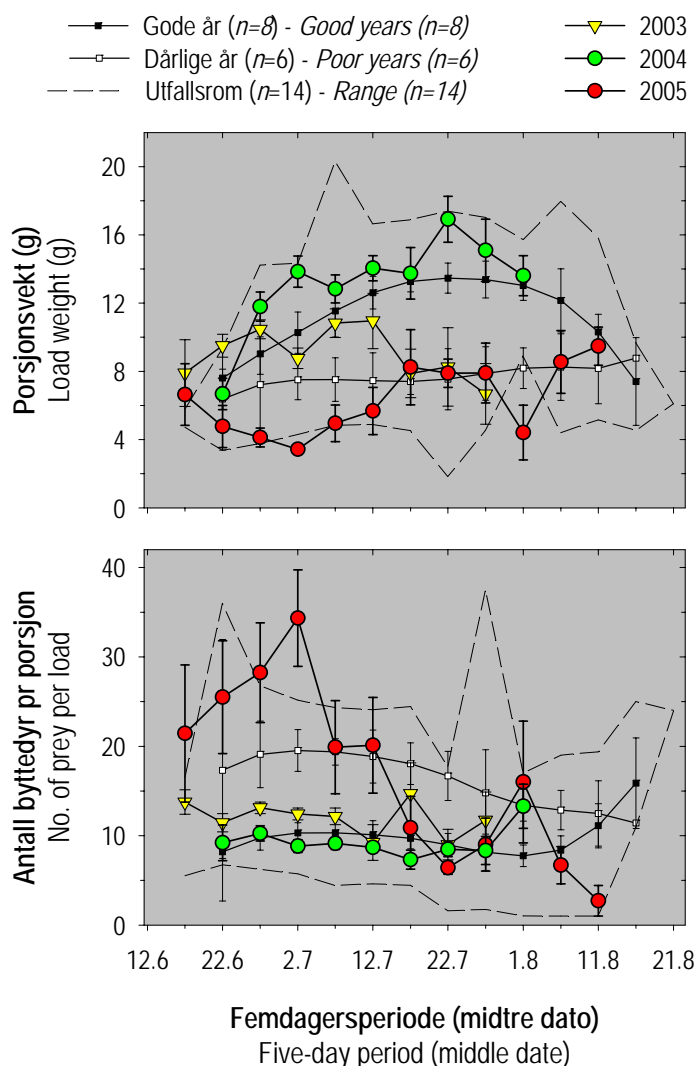
de øvrige (snitt 309.0, $SE=21.3$; $t=1.96$, $df=12$, énhalet $p=0.037$). De fire andre nye byttedyrene var yngel av breiflabb *Lophius piscatorius* ($n=1$), rødspette *Pleuronectes platessa* ($n=2$) og gapeflyndre *Hippoglossoides platessoides* ($n=4$), samt en foreløpig ubestemt amfipode av underorden Hyperiina, som trolig var en *Themisto* spp. eller en manetloppe *Hyperia galba* – den vanligste hyperide amfipoden langs norskekysten (figur 3.2). Ellers stod skjellbrosme ($n=14$) på menyen for tredje året på rad, mens krill (muligens *Meganyctiphanes norvegica*, $n=14$), fåbørstemark (Nereidae, $n=1$) og uer ($n=2$) også var blant de mer uvanlige byttedyrene.

De siste 27 årene (1979-2005) har sild og ulike torskefisker utgjort omtrent like stor andel av dietten til lundeungene på Røst (henholdsvis 41.5 % og 43.0 %, tabell 3.2). Bare 15.5 % har vært andre byttedyr, hvorav havsil er det klart viktigste (89 % av denne andelen). Gjennom denne perioden har det vært en tydelig endring fra sei til hyse som viktigste art torskefisk (figur 3.3). Dette forklares nok i betydelig grad av den parallelle økningen i sildeandelen som vitner om bedre tilgang på pelagisk stimende byttedyr tidlig i sesongen. Siden seien vandrer inn i tare-skogen i løpet av sommeren er den mindre tilgjengelig for lundene mot slutten av ungeperioden (Barrett & Anker-Nilssen 1997).

Variasjonen i ungenes diett gjennom sesongene 2004 og 2005 er typiske for et godt og et dårlig sildeår. Mens ungene i 2004 spiste relativt stor sild gjennom hele sesongen, var sild et viktig byttedyr bare en kort periode omkring månedsskiftet juni-juli i 2005 (figur 3.4). Denne silda var dessuten så liten at porsjonene var uvanlig små og preget av et stort antall byttedyr (figur 3.5-3.6). Aldri tidligere har gjennomsnittlig byttedyrstørrelse vært så liten i begynnelsen av juli måned. Selv om antall byttedyr pr. porsjon avtok betydelig og porsjonsvektene økte senere i sesongen, var næringstilbudet aldri i nærheten av det som kjennetegner gode år. Matings-trafikken var også tydelig redusert og gjorde innsamlingen av næringsprøver mer tidkrevende.

**Figur 3.4**

Lundeungenes diett (% av ferskvekt) på Hernyken i 1998-2005 fordelt på femdagersperioder (samme tegnforklaring som i figur 3.3). Samlet vekt (g) av byttedyr undersøkt i hver periode er angitt over søylene. Tilsvarende resultater for 1979-94 og 1996-97 er publisert av Anker-Nilssen (1987, 1998), Anker-Nilssen & Øyan (1995) og Anker-Nilssen & Brøseth (1998). – Diet (% of fresh mass) of Atlantic puffin chicks at Hernyken in 1997-2005, divided into five-day periods (same legend as figure 3.3). The total weight (g) of prey examined in each period is indicated above the bars. Similar results for 1979-94 and 1996-97 have been published by Anker-Nilssen (1987, 1998), Anker-Nilssen & Øyan (1995) and Anker-Nilssen & Brøseth (1998).

**Figur 3.5**

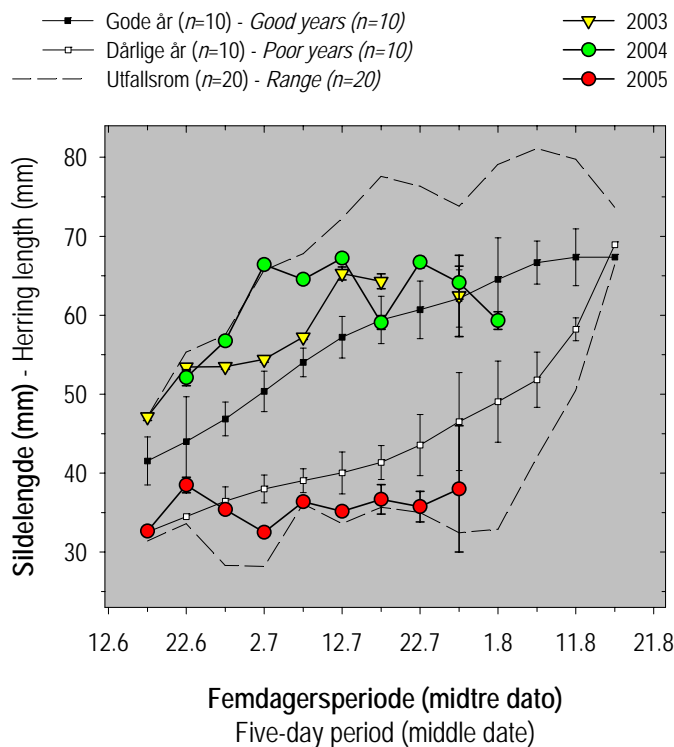
Gjennomsnittlig porsjonsvekt ($g \pm 1$ SE) og antall byttedyr i nebbporsjoner fra lunde på Herynken i ulike femdagersperioder i årene 2003-05 sammenlignet med gjennomsnittsdata og utfallsrom (stiplet) for åtte år med god (små, svarte symboler) og seks år med dårlig (små, hvite symboler) reproduksjon i 1986-2002, glattet med prosedyren T4253H i SPSS. Gode og dårlige år er skilt ved en utflygingssuksess på 48 % tilsvarende halvparten av den i det beste året (96 % i 1992). Årlige resultater for 1986-2002 er rapportert av Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003). Antall porsjoner undersøkt i 2004-05 er angitt i tabell 3.3. – Mean load weight ($g \pm 1$ SE) and number of prey in food loads from Atlantic puffins at Herynken in different five-day periods in 2003-05, compared with mean data and range (dotted) for eight years with good (small, black symbols) and six years with poor (small, white symbols) reproduction in 1986-2002 smoothed with the procedure T4253H in SPSS. Good and poor years were separated by a fledging success of 48%, corresponding to half of that in the best year (96% in 1992). Annual results have been reported by Anker-Nilssen (1998) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003). Numbers of food loads examined in 2004-05 are given in table 3.3.

En viktig årsak var utvilsomt at mange unger bukket under tidlig, men matingsfrekvensen av hver enkelt unge var også tydelig lavere enn normalt. Dette kom bl.a. til uttrykk ved at svært få av de reirungene vi målte regelmessig var nyfôret ved kontroll. Næringsporsjonene ungene fikk i 2004 var derimot minst like gode som gjennomsnittet for vellykkede sesonger, og matingstrafikken var jevnt god gjennom hele sesongen. Sildestørrelsen var også god, særlig tidlig i sesongen da den tangerte rekordnoteringene fra 2002, selv om størrelsesøkningen ikke fortsatte som normalt i siste halvdel av juli (**figur 3.6**)

I **figurene 3.5-3.6** sammenlignes resultatene for 2003-05 med gjennomsnittlige mål for gode og dårlige sesonger. Det er verdt å legge merke til at grenseverdien som er valgt for å skille mellom gode og dårlige sesonger (48 %) ligger nær den utflygingssuksessen som må til for å holde lundebestanden på Røst stabil (50 %, jf. **figur 3.15**).

Gjennomsnittslengden av sild i lundenes diett pr. 1. juli hvert år benyttes som en indeks for sildens størrelseskondisjon. Verdiene estimeres ved hjelp av lineære regresjonsanalyser basert på gjennomsnittsmålene for hver femdagersperiode (jf. **figur 3.6**). Mens størrelsesindeksen for 2004 (59.9 mm) var den nest største vi har registrert siden overvåkingen av lundenes diett

startet i 1979, var indeksen for 2005 (35.3 mm) den laveste siden 1982. Også Havforskningsinstituttet (HI) sin indeks for mengde 0-gruppe sild i Barentshavet høsten 2004 (1.20) var den tredje største gjennom tidene. Av ulike årsaker vil HI ikke lenger beregne denne indeksen (H. Gjøsæter pers. medd.), men det er i alle fall rimelig godt samsvar mellom våre lengdeindekser og HIs 0-gruppeindekser for tidligere årsklasser (Spearman $r_s=0.677$, $n=22$, $p=0.001$, **figur 3.7**).



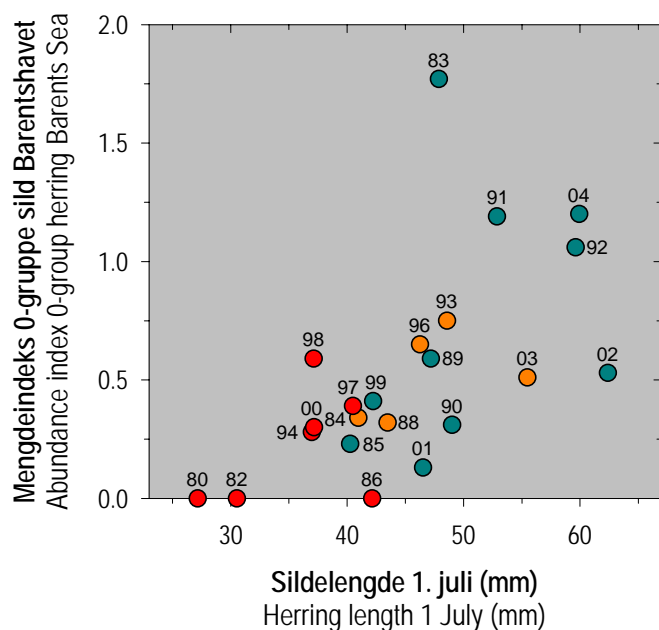
Figur 3.6

Gjennomsnittslengde (mm ± 1 SE) av 0-gruppe sild i nebbporsjoner fra lunde på Hernyken i ulike femdagersperioder i 2003-05, sammenlignet med utglattede data og utfallsrom for ti gode og ti dårlige år i 1980-2002 (behandlet som i figur 3.5). Se tabell 3.3 for utvalgsverdier i 2004-05 samt Anker-Nilssen (1998) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003) for årlige resultater fra tidligere år. – Mean length (mm ± 1 SE) of 0-group herring in food loads from Atlantic puffins at Hernyken in different five-day periods in 2003-05, compared with smoothed data and range for ten good and ten poor years in 1980-2002 (processed as in figure 3.5). See table 3.3 for sample sizes in 2004-05 and Anker-Nilssen (1998) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003) for annual results from earlier years.

Tabell 3.3

Antall 0-gruppe sild (0-grp) fra lunde målt og antall komplette nebbporsjoner (n) undersøkt på Røst i ulike femdagersperioder i 1999-2005 (jf. figur 3.3-3.5). Tilsvarende data fra 1980-98 er rapportert av Anker-Nilssen & Øyan (1995) og Anker-Nilssen (1998). – Numbers of 0-group (0-grp) herring from Atlantic puffins measured and complete food loads (n) examined at Røst in different five-day periods in 1999-2005 (cf. figures 3.3-3.5). Similar data from 1980-98 have been published by Anker-Nilssen & Øyan (1995) and Anker-Nilssen (1998).

Femdagersperiode Five-day period	1999 0-grp (n)	2000 0-grp (n)	2001 0-grp (n)	2002 0-grp (n)	2003 0-grp (n)	2004 0-grp (n)	2005 0-grp (n)
15.6-19.6	18 (1)	2 (3)			89 (8)		88 (7)
20.6-24.6	70 (17)	10 (19)		16 (4)	143 (17)	40 (5)	46 (4)
25.6-29.6	34 (26)	34 (22)	87 (8)	77 (14)	224 (17)	248 (31)	269 (12)
30.6-4.7	21 (15)	177 (22)	229 (19)	110 (26)	283 (23)	97 (12)	119 (6)
5.7-9.7	318 (20)	207 (13)	173 (22)	96 (23)	320 (27)	214 (23)	71 (9)
10.7-14.7	284 (19)	135 (8)	188 (14)	42 (28)	31 (9)	191 (22)	90 (8)
15.7-19.7	61 (12)	146 (9)	245 (22)	67 (20)	45 (10)	164 (26)	3 (7)
20.7-24.7	22 (10)	32 (5)	243 (22)	101 (26)	1 (6)	169 (21)	4 (9)
25.7-29.7	17 (1)	37 (4)	255 (20)	1 (14)	9 (7)	80 (12)	2 (5)
30.7-3.8	3 (6)	35 (2)	218 (21)	0 (4)		97 (7)	1 (2)
4.8-8.8	17 (4)	69 (9)	178 (20)	0 (1)			(9)
9.8-13.8		17 (5)	104 (11)				(1)
14.8-18.8			1 (0)				
Sum – Sum	865 (131)	901 (121)	1921 (178)	510 (160)	1145 (124)	1300 159	693 79

**Figur 3.7**

Havforskningsinstituttets mengdeindeks for 0-gruppe sild i Barentshavet i august-september (Toresen 1985, ICES 2005b, P. Fossum pers. medd.) og gjennomsnittlig lengde (mm) for sild fra samme årsklasse i nebbporsjoner fra lunde på Røst 8-10 uker tidligere i 10 gode (grønne), 5 intermediaære (oransje) og 7 dårlige (røde) år i perioden 1980-2004. Lengdeverdiene ble beregnet ved vektet, lineær regresjon på data gruppert i femdagersperioder (jf. figur 3.6). Se også figur 3.14. – *Abundance indices obtained by the Institute of Marine Research for 0-group herring in the Barents Sea in August-September (Toresen 1985, ICES 2005b, P. Fossum pers. comm.) and the mean length (mm) of herring from the same year-classes in food loads of Atlantic puffins at Røst 8-10 weeks earlier in 10 good (green), 5 intermediate (orange) and 7 poor years (red) in 1980-2004. The length values were estimated by weighted linear regressions on data grouped in five-day periods (cf. figure 3.6). See also figure 3.14.*

Lundene har flere ganger tidligere vist seg å være den beste årsklasseindikatoren for sild, f.eks. for den sterke 2002-årgangen (Anker-Nilssen & Aarvak 2003). Dette kan ha flere forklaringer, bl.a. at driften av 0-gruppe til oppvekstområdene i Barentshavet er forsinket eller at yngelens utbredelse av andre årsaker er endret på den tiden HIs målinger foregår (august-september). Som mål for senere rekruttering til sildestammen blir lundeindeksen trolig mest misvisende i år hvor det er ekstra stort beitetrykk på silda når den ankommer Barentshavet, f.eks. fordi torskestammen har hatt dårlig næringstilgang. Alt peker likevel i retning av at lunden er en svært pålitelig indikator for årsklassens styrke når den passerer Røst midt på sommeren.

Det er som regel betydelige størrelsesforskjeller fra år til år også for de andre byttedyrartene (jf. Anker-Nilssen 1992, 1998 og Anker-Nilssen & Øyan 1995). I 2004 var de viktigste artene større enn normalt (**tabell 3.4**) og vitner om generelt gode oppvekstvilkår for pelagisk 0-gruppe fisk i Norskehavet dette året. Det motsatte var tilfellet i 2005 da forholdene tydeligvis var dårlige for de aller fleste artene. Selv hysene, som utgjorde størstedelen av lundeungenes diett i juli og august, var uvanlig små.

Resultatene for sild indikerer at de vanligste byttedyrenes relative størrelse i forhold til artenes gjennomsnitt for alle år (100 %) trolig er egnede indekser for deres oppvekstvilkår og dermed gjenspeiler generelle trekk ved miljøforholdene. Denne mellomårsvariasjonen i størrelse er minst for tangbrosme (88-126 %, $n=13$ år), nest minst for sild (67-133, $n=17$ år), nest størst for havsil (57-142, $n=16$ år) og størst for sei (60-150 %, $n=13$ år). Noen foreløpige analyser antyder at en kombinasjon av slike mål for ulike arter (f.eks. sild og havsil) styrker indeksenes indikatorverdi for den generelle miljøtilstanden. Selv om det ikke er rom for å belyse dette nærmere her, tar prosjektet sikte på å videreutvikle denne type indekser og teste deres prediksjonskraft, blant annet i forhold til rekruttering av ulike kommersielle fiskeriresurser.

Tabell 3.4

Gjennomsnittslengde (mm ± 1 SD) av ferske, hele fisk av de vanligste artene i nebbporsjoner fra lunde på Hernyken i 2004-05 sammenlignet med gjennomsnitt for perioden 1988-2003. Verdiene i parentes er vektete gjennomsnitt der de enkelte femdagersperiodene ble betraktet som likeverdige (jf. figur 2). Utvalgsstørrelsene er angitt (± 1 SE for snitt). Se Anker-Nilssen & Øyan (1995) og Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003, 2004) for årlige data fra 1988-2003. – Mean length (mm ± 1 SD) of fresh, whole fish of the most frequent species in food loads from Atlantic puffins at Hernyken in 2001-03, compared with the mean for the period 1988-2003. Values given in parentheses are weighted means calculated by giving the different five-day periods equal weight (cf. figure 2). Sample sizes are indicated (± 1 SE for means). See Anker-Nilssen & Øyan (1995) and Anker-Nilssen & Aarvak (2000, 2001, 2002, 2003, 2004) for annual data from 1988-2003.

Art Species	1988-2003 Snitt – Mean	2004	2005	1988-2005 Snitt – Mean
Sild – Herring	52.1 \pm 9.9 (52), n=976 \pm 153	62.1 \pm 10.2 (61), n=1300	34.8 \pm 5.1 (36), n=693	51.7 \pm 10.5 (51), n=924 \pm 138
Havsil – Sandeel	80.4 \pm 17.0 (80), n=162 \pm 56	92.4 \pm 10.3 (91), n=77	45.0 \pm 2.7 (44), n=3	78.9 \pm 18.5 (78), n=148 \pm 50
Sei – Saithe	64.0 \pm 17.6 (66), n=26 \pm 13	63.7 \pm 22.4 (62), n=23	62.2 \pm 40.5 (74), n=5	63.9 \pm 16.1 (67), n=25 \pm 12
Hyse – Haddock	87.2 \pm 16.9 (87), n=24 \pm 6	94.4 \pm 26.0 (92), n=53	60.4 \pm 16.5 (65), n=127	86.0 \pm 17.3 (86), n=31 \pm 8
Hvitting – Whiting	84.1 \pm 20.5 (85), n=11 \pm 3	45.3 \pm 14.0 (63), n=13	48.4 \pm 9.0 (52), n=33	77.9 \pm 23.5 (80), n=13 \pm 3
Torsk – Cod	46.5 \pm 10.4 (47), n=14 \pm 5	41.4 \pm 2.5 (42), n=5	35.0 \pm 6.7 (37), n=151	45.1 \pm 10.0 (46), n=21 \pm 9
Tangbrosme – Rockling	32.5 \pm 3.0 (32), n=79 \pm 25	– –	29.3 \pm 3.6 (30), n=132	32.3 \pm 3.0 (32), n=77 \pm 23

3.4 Reproduksjon

3.4.1 Hekkebelegg og hekketidspunkt

Siden 1980 har i alt 796 ulike reir inngått i reproduksjonsundersøkelsene på Hernyken, hvorav omkring 230 ikke lenger kan gjenfinnes fordi merkepinne 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 ravnereiret på Hernyken. År om annet leter vi opp nye reir og skifter ut dårlige pinner for å opprettholde et tilstrekkelig og representativt utvalg. Ingen nye reir ble oppmerket i 2004-05 da reproduksjonsstudiene ble basert på utviklingen i hhv. 470 og 454 tidligere oppmerkede reir, en nedgang på hhv. 2 og 16 reir siden 2003 (n=472). Det samlede tap av reirpinner disse to årene var dermed 3.4 %. Frekvens (hver fjerde dag) og rutiner for reirsjekk var uendret.

I 2004 ble det beviselig lagt egg i 25.6 % (101 av 394) av studiereirene som fremdeles var intakte og hvor innholdet kunne bestemmes med sikkerhet. Dette tilsvarer en reduksjon i hekkebelegg på 28.7 % fra 2003 (36.0 %). Forskjellen er signifikant ($\chi^2_{corr}=9.78$, $df=1$, $p=0.002$). Med høyde for den parallelle bestandsøkningen på 5.2 % (**tabell 3.1**) var hekkebelegget trolig omkring en tredel lavere i 2004 enn året før. I 2005 ble det lagt egg i 28.3 % (106 av 374) av studiereirene. Dette var ikke vesentlig bedre enn i 2004 ($\chi^2_{corr}=0.584$, $df=1$, $p=0.445$), og bestandsøkningen på 1.3 % mellom de to årene gjør en forskjell i hekkebelegg enda mindre sannsynlig. Uten korrigering for bestandsutvikling var det betydelig mellomårsvariasjon i hekkebelegget i 1997-2005 ($\chi^2=141$, $df=8$, $p<0.0001$), med høyest belegg i 1997 (58.7 %) og lavest i 2004 (25.6 %).

Tilsvarende mål for hekkebelegg før 1997 er foreløpig ikke beregnet. Belegget i 2005 var hele 51.7 % lavere enn i 1997. Dette skyldes nok primært en kombinasjon av den negative bestandsutviklingen i perioden (-31.2 %, **tabell 3.1**) og at forholdene i eggleggingsperioden var mye dårlige i 2005. Siden tilfanget av nye studiereir har vært beskjedent, kan vi heller ikke utelukke en viss slitasje på de utvalgte reirene (jf. Anker-Nilssen & Aarvak 2002) samt at en stadig større andel av reirene graves så dype at vi ikke er i stand til å nå helt inn til egg eller unge. En mer detaljert analyse av dette materialet vil være svært tidkrevende og er foreløpig ikke prioritert.

Parallelt med takseringen av lundebestanden i mai, vurderte vi trafikkeringen av de fleste oppmerkede studiereirene på vestsiden av Hernyken hvor vi senere i sesongen måler hekkesuksess og ungevekst ($n_{2004}=135$, $n_{2005}=117$; forskjellen skyldes et betydelig tap av merkepinner mellom de to årene). Dette er gjort årlig siden 2000 og vil bl.a. kunne indikere hvor stor andel av reirene som først tas i bruk etter at bestandstakseringen er gjennomført. Undersøkelsen muliggjør en kontroll av takseringsmetoden og alternative beregninger av mål for hekkebelegg og rekruttering. Av ressurs hensyn er heller ikke denne dataserien enda analysert i noen detalj.

Rugende lunde –
Incubating Atlantic puffin



© T. Anker-Nilssen

Tabell 3.5

Statistikk for klekketidspunkt i studiereirene på Røst i perioden 1978-2005. 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 1978-2005. Estimates for 1978-79 are based on data published by Tschanz (1979).*

År	Klekkedato (junidag)				Avvik (dager) fra	
Year	Hatching date (June day)				Deviation (days) from	
	Snitt	SD	Median	n	forrige år	alle år
	Mean	SD	Median	n	last year	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
2002	25.1	4.4	25	104	-2.9	+0.3
2003	21.4	9.1	18.5	90	-3.7	-3.3
2004	23.8	4.9	22	75	+2.4	-0.6
2005	17.1	3.7	17	61	-6.7	-7.3
Snitt	24.4	7.6	26	26		
Mean						

Klekketidspunktet for eggene i studiereirene hvert år brukes som mål for lundenes hekketidspunkt. Dette har variert betydelig fra år til år med en variasjonsbredde på nesten seks uker og tyngdepunkt i siste uke av juni (**tabell 3.5**). Mens hekketidspunktet i 2004 var omtrent som gjennomsnittet for alle år, var klekkingen i 2005 en uke tidligere enn normalt og var den tidligste hekkesesongen siden 1983.

3.4.2 Eggstørrelse og klekkesuksess

Hos mange arter er det vist at unge, uerfarne fugler legger mindre egg enn voksne, erfarne hekkfugler (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 hekkfuglene 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 $V=K_vLB^2$ der L er eggglengde, B er eggbredde og konstanten $K_v=0.507$. Eggstørrelse ble målt i 31.7 % av studiereirene i 2004 og 25.5 % av studiereirene i 2005 (**tabell 2.2 og 2.7**). Dette er betydelig mindre enn i 2003 da tilsvarende andel var 45.8 % ($\chi^2_{corr}=12.4$, $df=2$, $p=0.002$). Siden vi bare måler egg når det ikke er voksenfugl tilstede på reiret og frekvensen for reirkontroller var den samme i alle tre år, reflekterer dette at færre fugler avbrøt hekkingen i rugetiden i 2004-05 enn i 2003 (**kapittel 3.4.2**).

Lundeeggens volum varierer betydelig mellom år (ANOVA, $F_{17,1845}=4.96$, $p<0.001$, **tabell 3.6**, 1982 utelatt pga. liten n). Eggene som ble målt i 2004 var nær gjennomsnittet, mens de fra 2005 var kortere og tangerte volumet for eggene i 1995 og 2003 som er de minste vi har målt hittil. Dette kan antyde at rekruttering av førstegangshekkende fugler i 2005 var større enn normalt, en antakelse som styrkes av en svak, men negativ korrelasjon mellom bestandsendring i prosent fra foregående år (**tabell 3.1**) og eggvolum (Pearson $r=-0.416$, $n=18$, énhalet $p=0.043$), slik det forventes om bestandsutvikling i rimelig grad gjenspeiler endringer i rekruttering. Tilsvarende sammenheng er ikke signifikant for eggbredde ($r=-0.248$, $p=0.322$) og eggglengde ($r=-0.285$, $p=0.251$), men alle korrelasjoner forbedres betydelig om en korrigerer for variasjonen i overlevelse for voksne fugler (**kapittel 3.5.2**) ved å bruke estimerte maksimumsverdier for rekrutteringsrater. Denne analysen er stilt i bero, bl.a. fordi den kan styrkes ytterligere når vi

Tabell 3.6

Gjennomsnittlig eggstørrelse (mm og ml ± 1 SE) hos lunde i studiereir på Røst i 1982-83 og 1989-2005. – Mean egg size (mm and ml ± 1 SE) in study nests of Atlantic puffins at Røst in 1982-83 and 1989-2005.

År Year	n n	Lengde Length	Bredde Breadth	Volum Volume	År Year	n n	Lengde Length	Bredde Breadth	Volum Volume
1982	4	62.1 \pm 0.21	44.3 \pm 0.28	61.8 \pm 0.99	1997	128	63.3 \pm 0.20	43.9 \pm 0.11	61.9 \pm 0.42
1983	121	64.0 \pm 0.20	44.2 \pm 0.10	63.4 \pm 0.39	1998	116	63.3 \pm 0.21	43.7 \pm 0.13	61.3 \pm 0.44
1989	11	62.4 \pm 0.54	44.0 \pm 0.56	61.3 \pm 1.72	1999	38	63.1 \pm 0.37	43.9 \pm 0.25	61.8 \pm 0.91
1990	109	63.8 \pm 0.24	43.5 \pm 0.15	61.2 \pm 0.55	2000	56	63.4 \pm 0.31	43.5 \pm 0.16	61.0 \pm 0.51
1991	164	64.0 \pm 0.19	43.9 \pm 0.12	62.7 \pm 0.40	2001	65 ^B	63.5 \pm 0.25	43.7 \pm 0.15	61.8 \pm 0.55
1992	147	63.5 \pm 0.19	43.7 \pm 0.11	61.6 \pm 0.38	2002	33	63.8 \pm 0.42	43.5 \pm 0.16	61.3 \pm 0.61
1993	149	63.7 \pm 0.18	44.0 \pm 0.10	62.5 \pm 0.35	2003	71 ^A	63.8 \pm 0.27	43.6 \pm 0.15	60.9 \pm 0.54
1994	164 ^A	63.7 \pm 0.18	43.9 \pm 0.10	62.2 \pm 0.34	2004	32	63.2 \pm 0.37	43.7 \pm 0.22	61.4 \pm 0.79
1995	284 ^A	62.6 \pm 0.14	43.8 \pm 0.08	60.9 \pm 0.28	2005	27	62.9 \pm 0.45	43.6 \pm 0.23	60.9 \pm 0.87
1996	153	62.8 \pm 0.17	44.0 \pm 0.09	61.7 \pm 0.31					
A) Ett bare målt i bredde – One only measured in breadth					Snitt	98	63.3 \pm 0.10	43.8 \pm 0.06	61.7 \pm 0.20
B) Ett bare målt i lengde og ett bare målt i bredde – One only measured in length and one only measured in breadth					Mean				



© T. Anker-Nilssen

Et lyst nylagt egg, et velruget egg, en liten unge og en mellomstor unge – A light-coloured newly laid egg, an incubated egg, a small chick and a medium large chick

har beregnet rimelige mål for årlig variasjon i hekkebelegg (**kapittel 3.4.2**) og kan utlede mer troverdige mål for rekrutteringsrater. Dessuten må eggmålene forventes å være påvirket av at hunnenes kondisjon like før egglegging varierer betydelig fra år til år (**kapittel 3.6**). De målte eggene er heller 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 det er en voksenfugl til stede i reiret. I gode år vil derfor egg av førstegangshekkende fugler (som legger sent og kanskje også er dårligere til å ruge) forventes å være overrepresentert i utvalget. At den tidligere påviste tendens til negativ korrelasjon mellom eggvolum og gjennomsnittlig hekkesuksess 5-7 år tidligere (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) nå er helt forsvunnet (Pearson $r=-0.013$, $n=18$, $p=0.960$), forklares trolig først og fremst av den store variasjonen i overlevelse for de ulike årgangene av lundeunger etter reirforlating (**kapittel 3.5.1**). Hekkesuksessen kan derfor ikke forventes å være noe særlig presist mål for senere rekruttering.

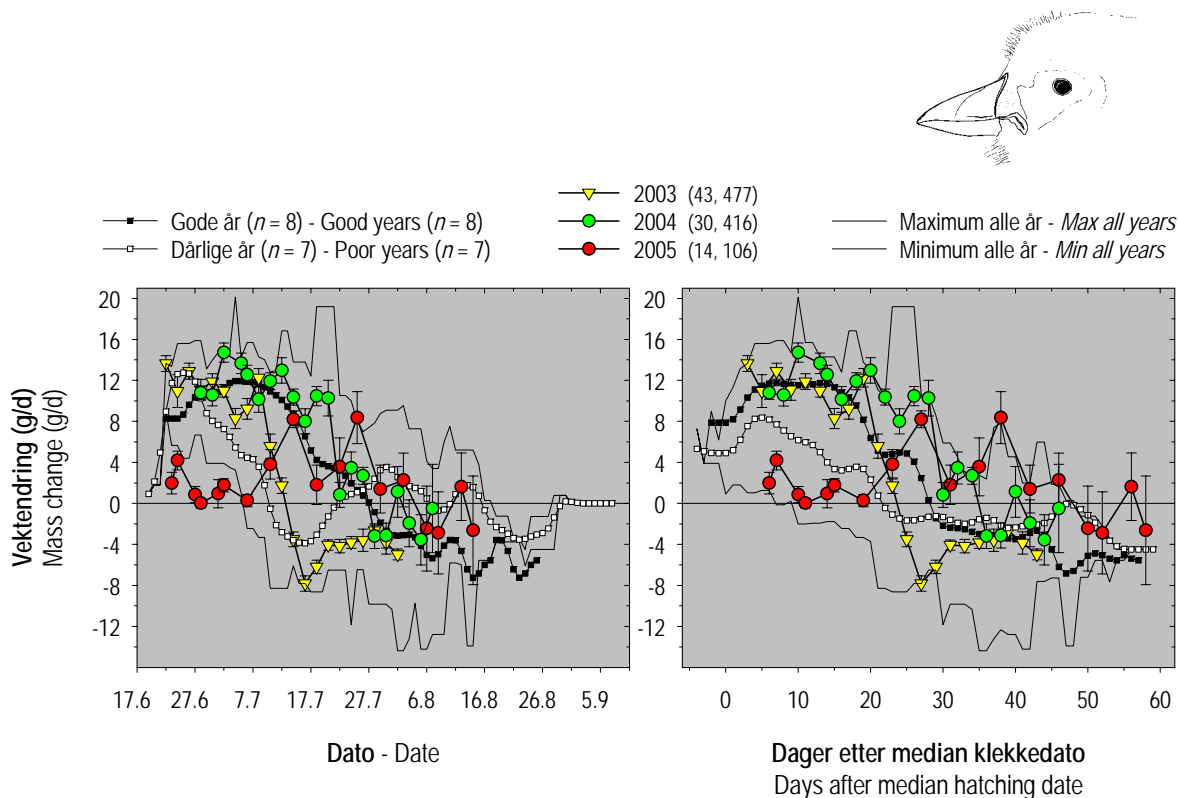
I 2004 og 2005 ble det konstatert klekking i hhv. 75.2 % (76 av 101) og 65.1 % (69 av 106) av de regulære studiereirene hvor det påviselig ble lagt egg. Tilsvarende mål siden 1997 viser stor variasjon i klekkesuksessen fra år til år (utfallsrom 49.3-79.6 %, $\chi^2=80.8$, $df=8$, $p<0.0001$). Sukksessen i 2004 var den tredje beste i perioden, mens 2005 lå nær snittet for de ni årene (66.3 %). Tilsvarende mål for klekkesuksess før 1997 er foreløpig ikke beregnet.

3.4.3 Ungevekst og hekkesuksess

Lundeungenes vekst har vært meget variabel fra år til år og innen hver sesong (**figur 3.8-3.10**). Det finnes knapt 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 3.9**), til tross for at vekstraten har variert sterkt mellom år. Den store spredningen i hekketidspunkt vil 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 vektkurven hadde en tydelig knekk (1984, 1993-94, 1999-00 og 2003). Tidspunkt og omfang for de mest betydelige endringene i næringstilgang illustreres langt tydeligere av variasjonen i ungenes daglige vekstrate (**figur 3.8**). 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 utflygingssuksess opplever lundeungene en langt større variasjon i næringstilgang og dermed i vekstrate (**figur 3.8**). 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 3.9**) og veier da to-tre ganger mer enn like gamle unger i dårlige år.

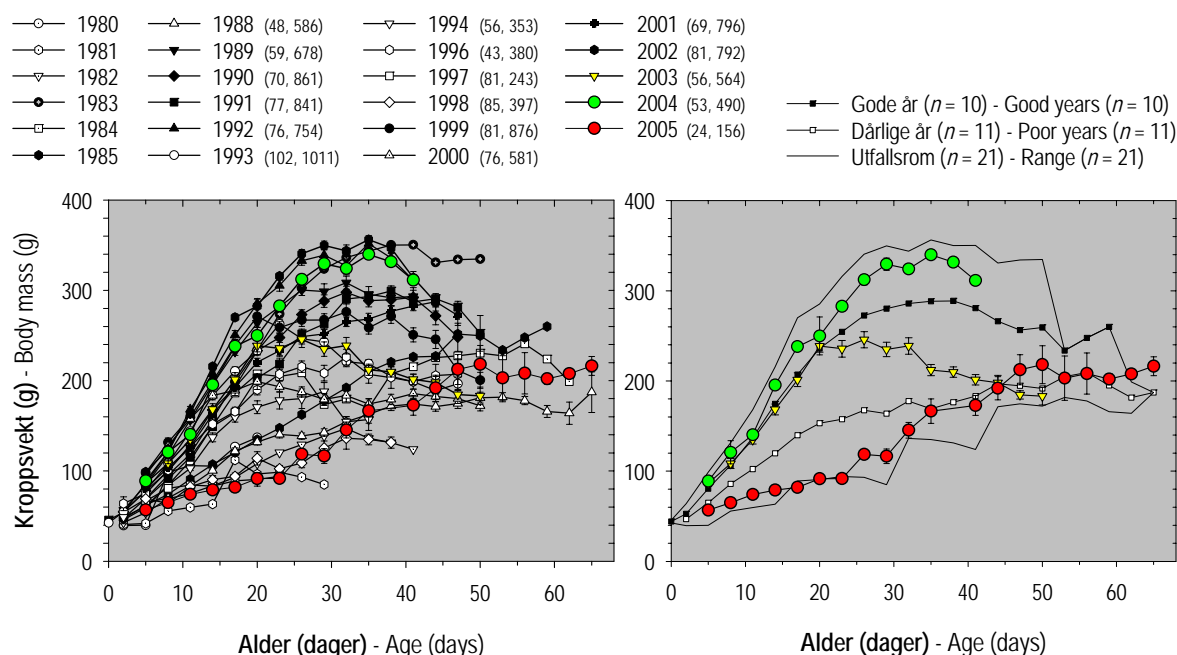
Ungenes morfometriske vektutvikling gjenspeiler også næringsforholdene (**figur 3.10**). Som vist eksperimentelt av Øyan & Anker-Nilssen (1996) blir bestemte kroppsdelar prioritert når næringstilgangen begrenses. Ekstremitetene blir prioritert i følgende rekkefølge: skalle/hode, nebb, arm, føtter (tars) og vingefjær. I det ekstremt dårlige året 1997 økte ungene nesten ikke i vekt, og det var samtidig en påfallende retardasjon av hodeveksten. Det var ikke mye bedre i 1998, da alle vekstparametere ble betydelig svekket. Dette viser at ungenes muligheter til å bufre dårlig tider ved å allokere vekst til viktige kroppsdelar (Øyan & Anker-Nilssen 1996) reduseres dramatisk eller opphører ved ekstremt dårlig næringstilgang.

I 2004 var lundeungenes vekst jevnt god gjennom hele reirtiden og lå i overkant av gjennomsnittet for gode år (**figur 3.8-3.10**). Dette var kort og godt resultatet av et meget bra sildeår. Ungeveksten i 2005 var derimot svært dårlig, spesielt i de tre første leveukene. Mangelen på andre byttedyr enn de usedvanlig små sildelarvene resulterte i den svakeste veksten som noensinne er registrert i juni og første uke av juli. De fleste ungene døde tidlig, men omslaget til større hyse midt i juli førte til bedre vekst og varte lenge nok til at noen få av de ungene som klekte forholdsvis sent overlevde reirtiden. Disse ungene vokste imidlertid usedvanlig langsomt og brukte mer enn seks uker på å nå 200 g, dvs. tre ganger så lang tid som i 2004 eller de fleste andre gode år. Konsekvensen var at de ble lenge i reiret og forlot kolonien i svært dårlig kondisjon (**kapittel 3.4.4**).



Figur 3.8

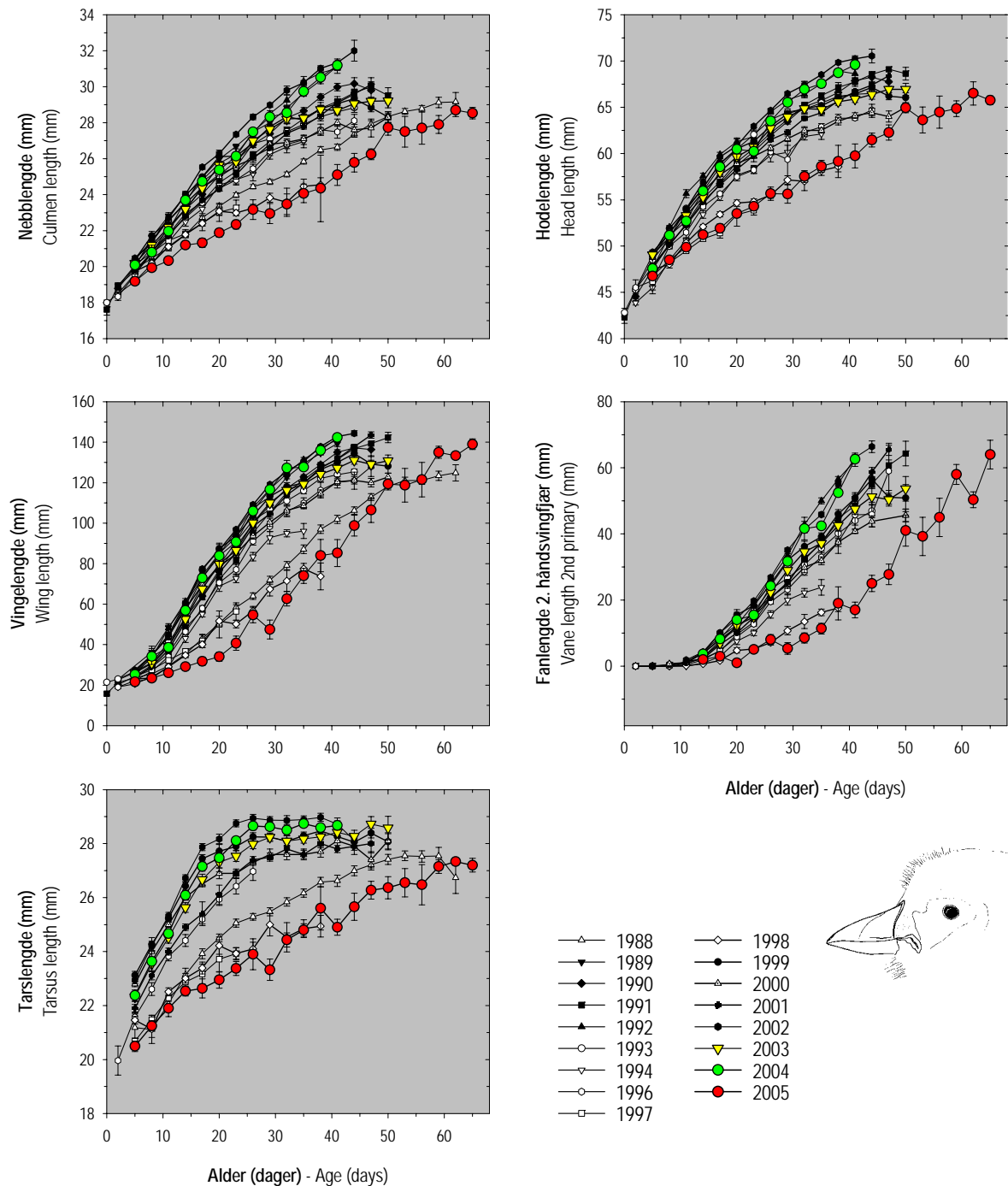
Gjennomsnittlig daglig vektendring ($g \pm 1 SE$) for lundeunger på Røst i 2003-05 i relasjon til dato (venstre) og dager etter median klekkedato (høyre), sammenlignet med gjennomsnitt for tilsvarende data fra åtte gode og seks dårlige år i perioden 1988-2002 (kilder og analysemetoder som i figur 3.5). Maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål angitt, og hvert plott er basert på minst fem individuelle mål (av og til kun fire i 2005). – Mean daily change in body mass ($g \pm 1 SE$) for Atlantic puffin chicks at Røst in 2003-05 in relation to real date (left) and days after median hatching date (right), compared with means of similar data from eight good and six poor years in the period 1988-2002 (sources and analytic principles as in figure 3.5). 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 (some times only four in 2005).

**Figur 3.9**

Lundeungenes vektutvikling ($g \pm 1$ SE) på Røst i 2003-05 i relasjon til alder (dager), sammenlignet med tilsvarende data fra 1980-2002 (til venstre) og med gjennomsnitt for ti gode og elleve dårlige år i samme periode (til høyre; som i figur 3.5 med Anker-Nilssen (1987) som tilleggskilde). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål (av og til kun tre eller fire i 2005). Maksimalt antall mål pr. plott og totalt antall mål er angitt for hvert år siden 1988. – *Body mass ($g \pm 1$ SE) development of Atlantic puffin chicks at Røst in 2003-05 in relation to age (days) compared with similar data from 1980-2002 (left) and means for ten good and eleven poor years in the same period (right; as in figure 3.5 with Anker-Nilssen (1987) as additional source). All plots are based on at least five individual measurements (sometimes only three or four in 2005). The maximum number of measurements per plot and the total number of measurements are indicated for each year since 1988.*

Lundenes hekkesuksess på Røst har variert sterkt fra år til år (**tabell 3.7**). Hekkeresultatet måles bl.a. som utflygingssuksess, definert som andel klekte unger som forlater reiret. I år med total ungedødelighet blir 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). Resultatene er ellers ikke justert for effekten av vår kontrollvirksomhet, som trolig er størst i dårlige sesonger (Anker-Nilssen & Aarvak 2002). Også i årene med en viss reproduksjon er nok den reelle utflygingssuksessen gjennomgående litt bedre enn resultatene i **tabell 3.7** tilsier.

Det ble påvist klekking i 76 av de 101 regulære studiereir der det påviselig ble lagt egg i 2004. Den videre skjebne til seks av disse ungene er ikke kjent, som regel fordi de kunne gjemme seg utenfor vår rekkevidde lenger inn i reirgangen, mens vår forstyrrelse kan ha vært medvirkende årsak til fem unger som døde like etter klekking. Av de øvrige 65 var det 57 unger som overlevde reirtiden. Utflygingssuksessen ble dermed estimert til 87.7 % (**tabell 3.7**). I 2005 påviste vi klekking i 69 av de 106 studiereirene der det påviselig ble lagt egg, hvorav skjebnen til sju av ungene forble ukjent. For elleve unger som døde like etter klekking kan vår forstyrrelse igjen ikke avskrives, men tendensen til en høyere andel av slike tilfeller i 2005 enn året før ($\chi^2_{corr}=2.54$, $df=1$, $p=0.111$) støtter vår forventning om at også dette frafallet i stor grad skyldtes rent naturgitte forhold.

**Figur 3.10**

Gjennomsnittlige vekstkurver (mm \pm 1 SE) for lundeungenes utvikling av nebb lengde, hodelengde (inkl. nebb), vingelengde, utbrutt fjærfan (på lengste håndsvingfjær) og tarslengde på Røst i 2003-05 (fargede symboler) i relasjon til alder (dager) sammenlignet med tilsvarende data fra 1988-2002 hvor åpne symboler markerer år hvor de fleste ungene omkom i reiret. Tilsvarende kurver for nebb- og tarslengde i 1982-85 er publisert av Anker-Nilssen (1987). Alle plott er basert på minst fem individuelle mål (av og til kun tre eller fire i 2005). - Mean growth curves (mm \pm 1 SE) for the length development of culmen, head+bill, wing, vane of the longest primary pen, and tarsus of Atlantic puffin chicks at Røst in 2003-05 (coloured symbols) in relation to their age (days) compared with similar data from 1988-2002 where open symbols indicate years when the majority of chicks died as nestlings. Similar curves for culmen and tarsus length in 1982-85 have been published by Anker-Nilssen (1987). All plots are based on at least five individual measurements (sometimes only three or four in 2005).

Tabell 3.7

Beregnet utflygingssuksess for lundeunger på Røst i 1978-2005 og tilhørende datagrunnlag (antall studiereir med kjent utfall, når reir antatt forlatt pga. av vår forstyrrelse er utelatt). Estimatenes for helt mislykkede år ble også bekreftet av en rekke andre observasjoner. – *Estimated fledging success of Atlantic puffin chicks at Røst in 1978-2005 and the corresponding sample sizes (no. of study nests with known outcome, excluding those assumedly abandoned due to our disturbance). The estimates for completely failed seasons were also confirmed by several other observations.*

År Year	Utflygings- suksess (%) <i>Fledging success (%)</i>	<i>n</i> <i>n</i>	Kilde Source	År Year	Utflygings- suksess (%) <i>Fledging success (%)</i>	<i>n</i> <i>n</i>	Kilde Source	År Year	Utflygings- suksess (%) <i>Fledging success (%)</i>	<i>n</i> <i>n</i>	Kilde Source
1978	0	25	a	1988	24	50	d	1998	1	117	g
1979	0	31	a	1989	88	83	c	1999	71	94	h
1980	0	5	b	1990	80	92	c	2000	2	98	i
1981	0	10	b	1991	92	99	c	2001	84	96	j
1982	0	11	b	1992	96	121	e	2002	91	96	k
1983	88	57	b	1993	51	92	e	2003	35	85	l
1984	47	32	b	1994	2	55	e	2004	88	65	
1985	77	31	b	1995	0	1	f	2005	8	51	
1986	0	72	c	1996	25	67	f				
1987	0	8	c	1997	0	150	f				
								Snitt Mean	37.6	64	

Kilder – Sources

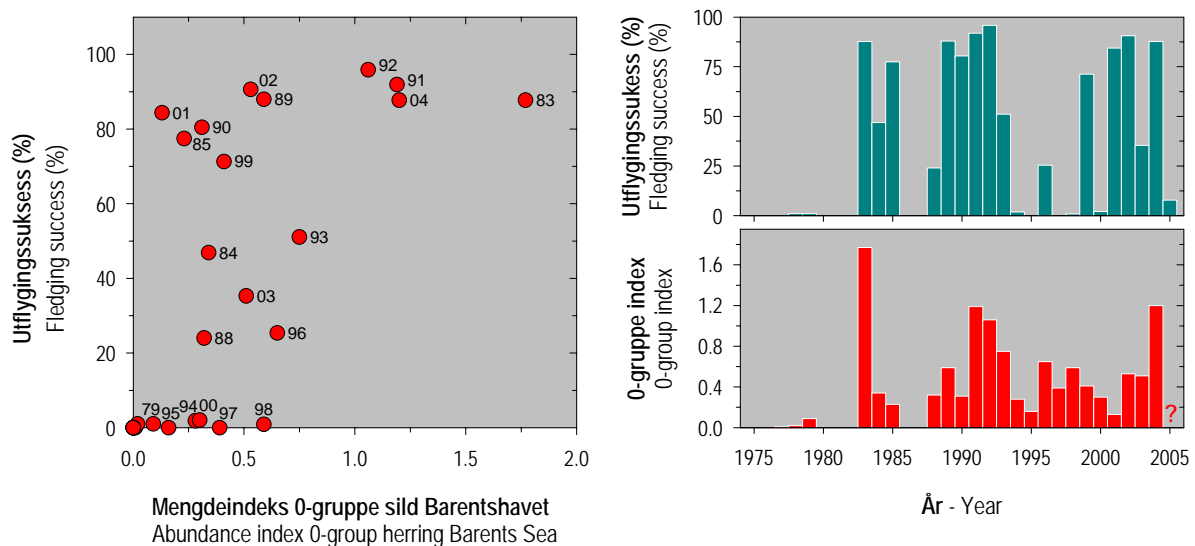
a) Tschanz 1979, b) Anker-Nilssen 1987, c) Anker-Nilssen 1992, d) Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, e) Anker-Nilssen & Øyan 1995, f) Anker-Nilssen & Brøseth 1998, g) Anker-Nilssen 1998, h) Anker-Nilssen & Aarvåg 2000, i) Anker-Nilssen & Aarvåg 2001, j) Anker-Nilssen & Aarvåg 2002, k) Anker-Nilssen & Aarvåg 2003, l) Anker-Nilssen & Aarvåg 2004

Durant *et al.* (2004a) har vist at hekkesuksessen bl.a. påvirker hekketidspunktet i det påfølgende år (**kapittel 3.8**). Lundene hekker som regel tidligere året etter mislykkede sesonger enn etter vellykkede år. Forholdet er imidlertid betinget av hva slags klimaregime som råder om vinteren mellom de to årene (som reflektert ved NAO-indeksen), og hekkestarten er dessuten påvirket av lundenes næringstilgang i utgangsåret. Sammenhengen mellom hekkeresultat og neste års hekkestart er et svært interessant fenomen som bidrar til å forstå hekkefuglenes reproduktive investeringskostnader (bl.a. Erikstad *et al.* 1998b og Anker-Nilssen *et al.* i manus).



En 56 dager gammel, men underernært lundeunge på Hernyken i 2005 – A 56-days old, but malnourished Atlantic puffin chick on Hernyken in 2005

Lundenes hekkesuksess er godt korrelert med årsklassestyrken for 0-gruppe sild målt i Barentshavet 1-2 måneder senere (Spearman $r_s=0.774$, $n=29$, $p<0.001$, **figur 3.11**). Sildeindeksen 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 6 år, moderat i 3 år og dårlig eller manglende i 7 år), mens sterkere sildeårsklasser alltid har vært ledsaget av god hekkesuksess (4 år). Fra og med 2005 blir imidlertid denne indeksen ikke lenger beregnet (H. Gjøsæter pers. medd.).

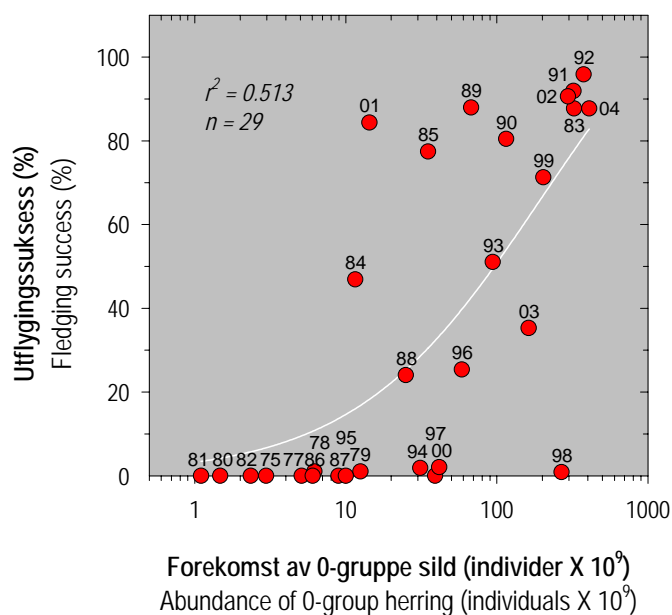


Figur 3.11

To måter å visualisere sammenhengen mellom utflygingssuksess (antall unger utflyet pr. egg klekket) for lundeunger på Røst somrene 1975-2005 og Havforskningsinstituttets mengdeestimer (logaritmisk indeks) for 0-gruppe sild i Barentshavsområdet i august-september samme år (ikke beregnet for 2005). Utflygingsdata for 1975-85 er basert på Lid (1981) og Anker-Nilssen (1987), mens indekser for sild er etter Toresen (1985), ICES (2005b) og P. Fossum (pers. medd.). I venstre figur ligger åtte plott tett ved origo. – *Two ways of visualising the relationship between fledging success of Atlantic puffin chicks at Røst in the summers of 1975-2005 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 (not estimated for 2005). Fledging data from 1975-85 are based on Lid (1981) and Anker-Nilssen (1987), whereas herring indices are from Toresen (1985), ICES (2005b) and P. Fossum (pers. comm.). In the left graph, eight plots are situated close to the origin.*

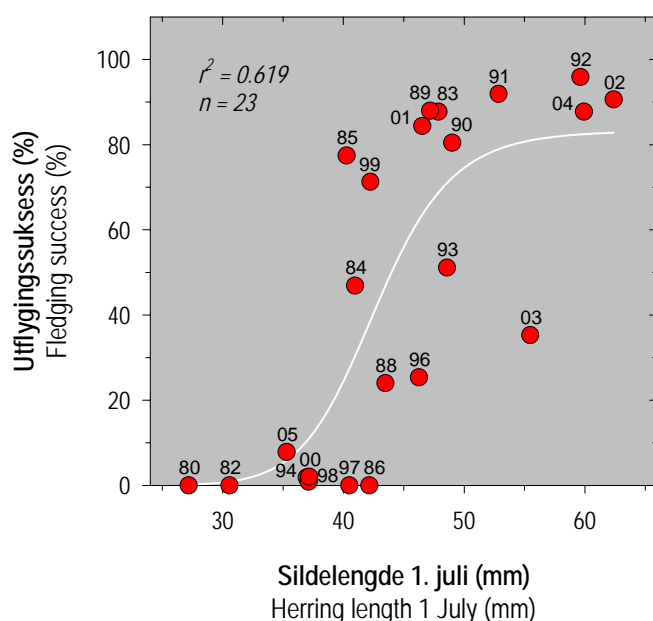
Med bakgrunn i en virtuell populasjonsanalyse (VPA) har ICES (2005b) tilbakeberegnet kvantitative estimater for antall 0-gruppe sild hvert år fra 1907 til 2004 vha. den nye *SeaStar*-modellen. *SeaStar* erstatter den tidligere *ISVPA*-modellen og forventes å være mer presis for de siste årsklassene fordi den tar hensyn til mål for 0-gruppe i Barentshavet. Modellen er likevel prisgitt ytterligere usikkerhet knyttet til sildas dødelighet gjennom første leveår og, ikke minst, feilkildene i fiskeristatistikken for eldre sild. VPA-verdiene må derfor ikke tolkes som absolutte mål for antall 0-gruppe, selv om den unikt lange dataserien er en stor styrke for analysen og estimatene trolig er i samme størrelsesorden som de reelle verdiene for mengde sild ved metamorfose (gitt at sildestørrelsen da er nær 1 gram, som forutsatt i VPA-modellene).

Når lundeungenes utflygingssuksess korreleres mot VPA-estimatene for 0-gruppe tegnes et noe sterkere samsvar (Spearman $r_s=0.811$, $n=29$, $p<0.001$) enn med den mindre kvantitative 0-gruppeindeksen (**figur 3.11**). Med en logistisk regresjon ($F_{2,28}=13.72$, $p<0.001$, **figur 3.12**) forklarer *SeaStar*-verdiene 51 % av variasjonen i utflygingssuksess, mens den tidligere *ISVPA*-modellen forklarte 63 % av variasjonen fram til 1999 (Anker-Nilssen & Aarvak 2003). Siden *SeaStar* forklarer 58 % i samme periode skyldes reduksjonen både bytte av modell og mindre entydige data i 2000-05. Som forventet var avviket størst for de to siste *ISVPA*-årene (1998-99), men var også betydelig for 1985-86 og 1996 (som bl.a. var periodens bunnår for loddebestanden i Barentshavet). Terskelsonen ligger nær en sildemengde på 200 milliarder individer (kurvens vendepunkt), tilsvarende ti ganger det lundene på Røst er i stand til å konsumere gjennom ungeperioden når hver fisk veier nær 1 g (Anker-Nilssen & Øyan 1995). I gode år passerer silda i lundenes diett denne størrelsen omkring 25. juli (**figur 3.6**). Metamorfosen skjer når de er 45-50 mm lange (pers. obs.), dvs. ultimo juni. De har da en kroppsvekt på 0.3-0.5 g (Anker-Nilssen & Øyan 1995), altså bare 30-50 % av verdien som er benyttet i VPA-modellen.

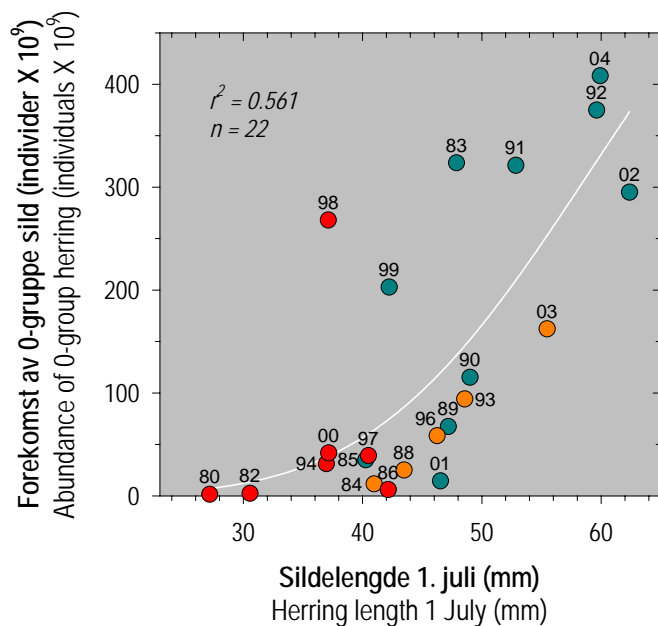
**Figur 3.12**

Sammenhengen mellom utflygingssuksess for lundeunger på Røst i 1975-2004 og SeaStar VPA-estimer for antall 0-gruppe sild til samme tid (ICES 2005b). En logistisk regresjon er tilpasset datasettet ($F_{2,28} = 13.7$, $p < 0.001$). – The relationship between the fledging success of Atlantic puffin chicks at Røst in 1975-2004 and SeaStar VPA estimates for the concurrent abundance of 0-group herring (ICES 2005b). A logistic regression curve is fitted to the data set ($F_{2,28} = 13.7$, $p < 0.001$).

Standardisert som gjennomsnittlig lengde pr. 1. juli hvert år beregnet ved lineær regresjon (jf. **figur 3.6-3.7**), forklarer sildelengden nå 62 % av utflygingssuksessen (logistisk regresjon, $F_{2,22} = 16.23$, $p < 0.001$, **figur 3.13**). Selv om 2003 var et ganske avvikende år er størrelsen på sild i lundeungenes diett en bedre indikator for hekkesuksess enn VPA-verdiene. Dette er ikke uventet, siden sildeyngelens vekstvilkår vil være helt avgjørende for dens overlevelse. Forholdet indikerer en terskelsone med svært variabel ungeproduksjon når sildelengden pr. 1. juli ligger i intervallet 40-49 mm (11 år). Med større sild har reirungenes overlevelse nesten alltid vært god (5 av 6 år), mens ungedødeligheten har vært så godt som total i år med sild av mindre størrelse (6 år).

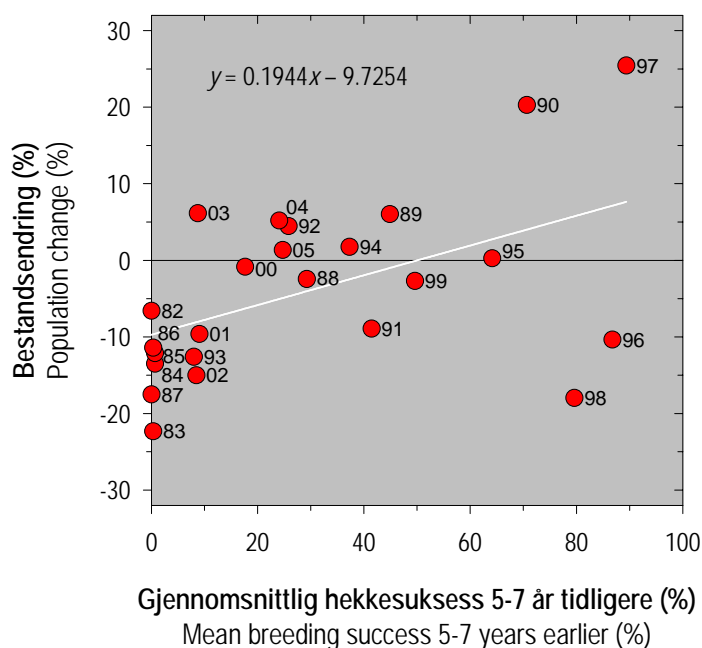
**Figur 3.13**

Sammenhengen mellom lundeungenes utflygingssuksess i 1980-2005 (som i tabell 3.7) og gjennomsnittlig lengde (mm) av 0-gruppe sild i deres diett på Røst 1. juli i de samme år (som i figur 3.7). En logistisk regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F_{2,22} = 16.23$, $p < 0.001$). – The relationship between the fledging success of Atlantic puffin chicks in 1980-2005 (as in table 3.7) and the mean length (mm) of 0-group herring in their diet at Røst on 1 July of the same years (as in Figure 3.7). A logistic regression curve is fitted to the data set ($F_{2,22} = 16.23$, $p < 0.001$).

**Figur 3.14**

Samme forhold som i figur 3.7, men med SeaStar VPA-estimer for 0-gruppe sild fra ICES (2005b). En logistisk regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F_{2,21}=12.14$, $p<0.001$). Gode, intermediære og dårlige hekkesesonger er skilt med henholdsvis grønne, oransje og røde symboler. – Same relationship as in figure 3.7, but using the SeaStar VPA estimates for 0-group herring from ICES (2005b). A logistic regression curve is fitted to the data set ($F_{2,21}=12.14$, $p<0.001$). Good, intermediate and poor breeding seasons are indicated by green, orange and red symbols, respectively.

Sammenhengen mellom sildas størrelse og overlevelse fremgår tydelig av den gode korrelasjonen i **figur 3.14**. Med VPA-estimer fra SeaStar-modellen blir samsvaret mellom sildestørrelse og årsklassestyrke (Spearman $r_s=0.730$, $n=22$, $p<0.001$) litt bedre enn med HIs mengdeindeks fra Barentshavet i august-september (jf. **figur 3.7**), og med en logistisk regresjon kan størrelsesindeksen for sild i lundens diett predikere årsklassens VPA-styrke med 56 % sikkerhet. Selv om forholdet er langt svakere enn det var med ISVPA-estimatene frem til 1999 (77 %, Anker-Nilssen & Aarvak 2002), er sildestørrelsen en mer presis indikator enn lundeungenes utflygingssuksess. Dette er forventet siden utflygingssuksessen også er påvirket av tilgangen på andre byttedyr. Til tross for den store variasjonen i sildestørrelse fra år til år, er det likevel en klar positiv sammenheng mellom mengde sild i dietten og lundeungenes utflygingssuksess (data som i **figur 3.3** og **tabell 3.7**, $r^2=0.273$, $F_{1,23}=8.65$, $p=0.007$).

**Figur 3.15**

Årlige endringer i lundenes bestandsstørrelse i årene 1982-2005 i relasjon til gjennomsnittlig hekkesuksess (målt som ungenes utflygingssuksess) 5-7 år tidligere. Regresjonen er statistisk signifikant ($r^2=0.243$, $n=24$, $p=0.014$). – Annual changes in breeding numbers of Atlantic puffins in the years 1982-2005 in relation to their mean breeding success (as measured by the fledging success of chicks) 5-7 years earlier. The regression is statistically significant ($r^2=0.243$, $n=24$, $p=0.014$).

Endringen i bestandsstørrelse mellom påfølgende år er positivt korrelert med lundenes gjennomsnittlige hekkesuksess 5-7 år tidligere (Pearson $r^2=0.243$, $n=24$, $p=0.014$, **figur 3.15**). Mens 1996 og 1998 er de mest avvikende årene med tilsynelatende langt mindre rekruttering enn forholdet skulle tilsi, hadde 2004-05 tilsynelatende noe større rekruttering enn forventet. Variasjonen i hekkebelegg fra år til år gjør det likevel vanskelig å tolke årene enkeltvis. Det er imidlertid svakere korrelasjoner mellom bestandsendring og gjennomsnittlig hekkesuksess 6-8 år tidligere ($r=0.307$, $n=23$, $p=0.155$) og 4-6 år tidligere ($r=0.381$, $n=25$, $p=0.060$). Mot årlige reproduksjonsdata fire, fem, seks og syv år tidligere er korrelasjonene henholdsvis $r^2=0.032$ ($n=26$, $p=0.383$), $r^2=0.222$ ($n=26$, $p=0.015$), $r^2=0.072$ ($n=25$, $p=0.195$) og $r^2=0.128$ ($n=24$, $p=0.086$). Verdien viser ganske tydelig at lundenes vanligste rekrutteringsalder over tid er nærmere fem enn sju år, men at få fireåringer går til hekking.

Bestandsutviklingen fra 2002 til 2005 var klart bedre enn regresjonen i **figur 3.15** skulle tilsi. Variasjonen i hekkesuksess (**tabell 3.7**) og i innslaget av unge fugler blant svartbakens ofre det siste tiåret (**kapittel 3.7**) støtter en forventning om at bestandsøkningen primært skyldtes god overlevelse for ungene fra 1999 som trolig begynte å trafikkere reirganger som fireåringer og senere har rekruttert i betydelig grad. En tendens til tidligere hekkestart når bestandstettheten reduseres er kjent hos flere andre sjøfuglarter (Potts *et al.* 1980, Porter & Coulson 1987, Crespin *et al.* 2006). Overlevelsen til ungene fra 2001 viser også lovende takter (**kapittel 3.7**), men det er ennå uvisst om de har begynt å okkupere reir. Årlige rekrutteringsrater kan ikke estimeres med rimelig grad av sikkerhet før overvåkningen av voksenoverlevelse er videreført og mer nøyaktige estimater for hekkevilligheten i hvert enkelt år er beregnet. Selv om rekrutteringen av 1999-årgangen i hovedsak må antas å være fullført, har bestanden fremdeles en rekrutteringsreserve bestående av tre årsklasser: 2001, 2002 og 2004. Disse kan forventes å rekruttere i størst omfang som 5-åringer, dvs. henholdsvis i 2006, 2007 og 2009.

Regresjonslinjen i **figur 3.15** har nullpunkt ved en utflygingssuksess på 50.0 %. 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 har lyktes frem til klekking hvert enkelt år. Estimaten er tilfredsstillende nær den valgte grenseverdien som skiller gode og dårlige sesonger i analysene (48 %, **figur 3.5-3.6** og **3.8-3.9**).

3.4.4 Ungenes kondisjon ved reirforlating

Ungenes kondisjon ved slutten av reirperioden har variert kraftig fra år til år (**tabell 3.8**). Det er en signifikant negativ sammenheng mellom gjennomsnittlig sistevekt og alder på de ungene som forlot reiret (Pearson $r^2=0.372$, $n=14$, $p=0.021$). Da er år med utvalgsstørrelse mindre enn ti utelatt, men forholdet styrkes betydelig om også disse inkluderes ($r^2=0.469$, $n=18$, $p=0.002$). Tilsvarende god sammenheng ble ikke funnet for de andre størrelsesvariablene (vingelengde: $r=-0.325$, $n=12$, $p=0.303$, nebb lengde: $r=-0.574$, $n=13$, $p=0.040$, hode+nebb: $r=-0.331$, $n=10$, $p=0.349$). 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 kroppsdeler før utflyging er mulig.

At korrelasjonen for lengde av hode+nebb er den svakeste, støtter de eksperimentelle studiene til Øyan & Anker-Nilssen (1996) som viste at ungene allokterer 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.

Tabell 3.8

Reirtid og sluttkonisjon for unger av lunde i studiereirene i årene 1983-84, 1988-94, 1996 og 1998-2005. Gjennomsnittlig differanse (diff.) i døgn mellom siste reirsjekk og utflyging er angitt. Unger som med sikkerhet eller stor sannsynlighet døde i reiret er ikke medregnet. – *Fledging period and final condition of Atlantic puffin chicks in the study nests in 1983-84, 1988-94, 1996 and 1998-2005. The average time span (diff.) in days between the last nest check and fledging is indicated. Chicks that died in the nest (or probably did so) were excluded from the calculations.*

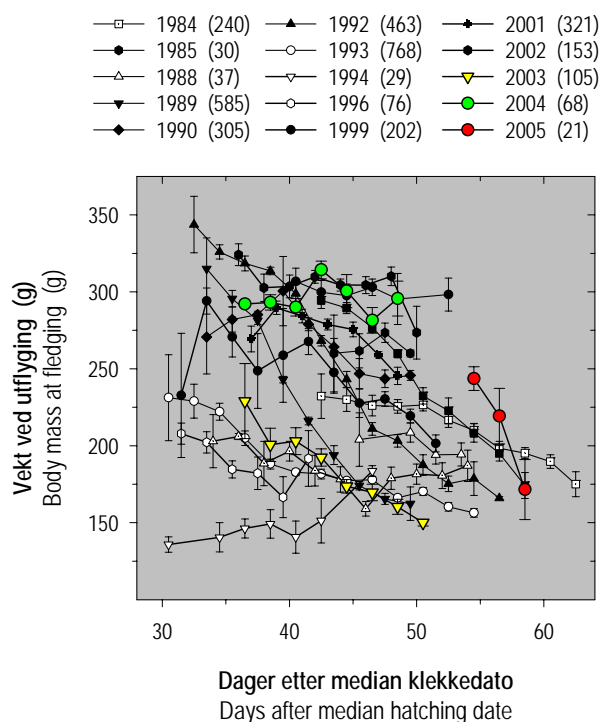
År	Reirtid (d)			Alder (d) ved siste sjekk		Vingelengde (mm)			Nebblengde (mm)			Hode+nebb (mm)			Kroppsvekt (g)		
Year	Fledging period (d)			Age (d) at last check		Wing length (mm)			Culmen length (mm)			Head+bill (mm)			Body mass (g)		
	Snitt	SE	n	Snitt	Diff.	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n
	Mean	SE	n	Mean	Diff.	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 ^A	–	1	28.0 ^A	–	1	63.4 ^A	–	1	196 ^A	–	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
2002	41.1	0.33	86	39.0	2.1	140.3	0.72	81	31.1	0.14	81	70.0	0.19	81	329.6	3.65	81
2003	46.5	0.86	30	44.7	1.8	132.5	1.08	26	29.2	0.19	26	66.9	0.28	26	204.0	5.00	26
2004	41.9	0.64	54	40.4	1.5	139.9	0.74	49	30.8	0.18	49	69.2	0.25	48	313.7	4.03	49
2005	65.0	1.73	4	62.3	2.8	135.0	2.92	4	28.9	0.44	4	66.5	0.65	4	213.0	9.19	4
Snitt ^B	46.6	1.86	15	44.6	1.8	134.4	1.43	13	29.8	0.22	15	67.7	0.45	11	265.5	12.5	15
Mean ^B																	

A) Målt ved alder 54 døgn – Measured at age 54 days

B) Tre år med ekstra liten utvalgsstørrelse (n<4) utelatt – Three years with extra low sample size (n<4) omitted

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 fjærdrakten er dårlig utviklet og sjøvannet når inn til huden. I allokeringsprosessen 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 følgelig bidra til å motvirke en sammenheng mellom ungens reirtid og hode+nebb (eller bare nebb lengde) ved utflyging og (i mindre grad) mellom reirtid og vingelengde ved samme tidspunkt. Derimot vil det ikke påvirke forholdet mellom reirtid og kroppsvekt i særlig grad. De skisserte resultatene av langtidsstudiene på Røst er i godt samsvar med dette og underbygger gyldigheten av det eksperimentelt påviste mønsteret for vekstallokeringer.

Ungene i 2004 var i meget godt hold da de forlot reiret, og i motsetning til hva som er vanlig var det ingen klare tegn til vektreduksjon gjennom utflygingsperioden for de som ble kontrollert på vei til sjøen (**figur 3.16**). Tilsvarende reduksjon var derimot ekstremt tydelig for de få ungene som forlot kolonien i 2005, og det var tydelig at de færreste av dem var tilstrekkelig rustet til å overleve de første dagene på sjøen. Den gjennomsnittlige reirtiden til de fire ungene som overlevde i studiereirene dette året er den lengste som hittil er registrert på Røst (**tabell 3.8**).

**Figur 3.16**

Variasjonen i kroppsvekt ($g \pm 1 SE$) for lundeunger ved reirforlating på Røst i 2003-05 (fargede symboler) sammenlignet med tilsvarende data fra 15 år i perioden 1983-2002 (etter Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2003) hvor 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 Atlantic puffin fledglings at Røst in 2003-05 (coloured symbols) compared to similar data from 15 years in the period 1983-2002 (after Anker-Nilssen 1987, Anker-Nilssen & Aarvak 2003), where open symbols indicate years when most chicks died as nestlings. Annual sample sizes are indicated.*

Ungene i 2004 var i nesten like godt hold som ungene fra 2002, som forlot kolonien i den beste kondisjonen som er registrert på Røst siden 1960-tallet. At ungene som ble målt i toppårene 1966-67 (Myrberget 1981, upubl. data) var enda tyngre, kan ha vært en effekt av fangstmetode. Myrberget fanget de fleste ungene i et stort garn spent tvers over sørenden av skaret på Hernyken. Senere praksis har vært en kombinasjon av fangst med ruse og for hånd, supplert med noen få fanget i vanlige mistnett. Unger som flyr til sjøen, og som er tyngre enn de som fanges i ruse (Anker-Nilssen 1987), blir derfor ikke innfanget i samme grad som tidligere.

Ungenes vekt ved utflyging avtar vanligvis utover i sesongen (**figur 3.16**) og stadig færre av ungene er dermed i stand til å fly til sjøen. Det utvalget som måles med dagens fangstmetodikk forventes derfor å være mindre representativt tidlig enn sent i utflygingsperioden. Dette gjelder særlig i gode sesonger. Ofte vil forholdet også være påvirket av at utflygingsalderen endrer seg gjennom hver enkelt sesong, men dette har trolig mindre betydning. Redusert mattilgang vil virke til å forlenge ungenes reirperiode og derved øke utflygingsalderen, men vekten er langt mer følsom for næringstilgang enn for alder (Øyan & Anker-Nilssen 1996).

3.5 Overlevelse

3.5.1 Ungfuglens overlevelse

Ved utløpet av sesongen 2005 var 143 (2.14 %) av de 6687 lundeungene som er blitt merket ved reirforlating på Hernyken i perioden 1964-2005 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 unger merket før 1979. Av de resterende 59 ble åtte individer funnet for første gang i 2004-05, alle på Hernyken. Sju av dem ble observert i live i kolonien (en fanget i nett, de andre avlest i felt) og en ble funnet nylig drept av svartbak. Fire av fuglene var merket i de gode hekkesesongene 1989 (1), 1990 (1) og 1991 (2). De øvrige fire var imidlertid unger fra 2001, noe som mer enn antyder at også denne årsklassen vil gi god rekruttering til bestanden.

Tabell 3.9

Morfometriske data (i mm og g) for lundeunger ved reirforlating på Hernyken, Røst i 1964-2005 i forhold til kunnskap om deres senere overlevelse. – *Morphometry (in mm and g) of Atlantic puffin fledglings at Hernyken, Røst in 1964-2005 in relation to existing knowledge about their later survival.*

Variabel <i>Variable</i>	Overlevd ≥ 2 måneder <i>Survived ≥ 2 months</i>				Overlevelse ukjent <i>Survival unknown</i>				t-test <i>t test</i>		
	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	Utfallsrom <i>Range</i>	<i>n</i>	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	Utfallsrom <i>Range</i>	<i>n</i>	<i>t</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Vingelengde – <i>Wing length</i>	143.8	0.61	131-153	73	137.6	0.16	70-162	4189	9.74	81.8	<0.001
Nebblengde – <i>Culmen length</i>	30.8	2.25	27.3-33.5	47	29.8	0.28	22.7-34.8	3048	4.74	47.5	<0.001
Hodelengde – <i>Head+bill length</i>	68.9	4.20	65.1-71.1	19	67.7	0.50	57.9-74.7	2374	2.88	18.5	0.010
Kroppsvekt – <i>Body mass</i>	282.1	3.92	200-370	82	235.5	0.86	115-390	4430	11.62	89.0	<0.001

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 3.9**). Også her er preferansen for hodevekst tydelig. Det finnes trolig biometriske data for noen flere unger fra 1960-tallet som kan tilføres denne analysen.

I tillegg til ungene som ble merket ved utflyging er 13 (1.13 %) av de 1146 reirungene som ble ringmerket i perioden 1960-2005 funnet igjen etter å ha overlevd mer enn et par måneder på sjøen, hvorav to ble funnet for første gang i 2004. Også en av disse var merket i 2001 (se over). Morfometriske mål for 12 av disse ungene gjennomsnittlig 2.2 dager ($SE=0.4$) før reirforlating (vingelengde: 138.9 mm, $SE=1.7$, $n=9$, nebbelengde: 30.5 mm, $SE=0.3$, $n=12$, hodelengde: 68.7 mm, $SE=0.4$, $n=7$, vekt 310.2 g, $SE=9.3$, $n=12$) viste at de forlot kolonien i vel så god kondisjon som de andre ungene som beviselig overlevde (jf. **tabell 3.9**). Som forventet er gjenfunnsraten for disse ungene likevel lavere enn de som er merket på vei til sjøen ($\chi^2_{corr}=4.55$, $df=1$, $p=0.0328$). Dersom bare funn gjort i forbindelse med prosjektarbeidet på Røst legges til grunn, er forskjellen enda tydeligere: 117 (1.75 %) og 6 (0.52 %) unger ($\chi^2_{corr}=8.74$, $df=1$, $p=0.003$). Forklaringen er at en mindre andel av de som ble merket som reirunge ble merket i nærheten av fargemerkingfeltet (**kapittel 3.5.2**) hvor vi har konsentrert vår observasjonsinnsats og avleser en del ringnumre ved hjelp av teleskop. Typisk er det også at de to eneste ungene som senere er kontrollert hekkende i tidligere oppmerkede studiereir ble merket som reirunger (ungen fra T11 i 1991 som hekket i reir X57 i 2000-02 og ungen fra reir 17 i 1992 som hekket i det samme reiret i 2000; Anker-Nilssen & Aarvak 2001, 2003).

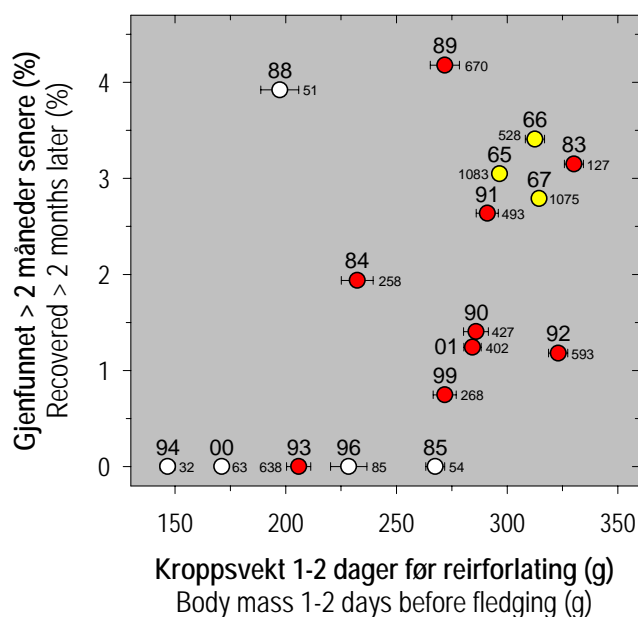
Bare 19 (12.2 %) av de 156 ungene som er gjenfunnet senere ble funnet andre steder enn Røst: Nordland (1), Møre & Romsdal (3), Hebridene (1), Færøyene (8), Island (4), Grønland (1) og Newfoundland (1). Fjorten av dem var drept med hensikt av mennesker (hvorav 11 skutt), to druknet i fiskeredskap, mens tre ble funnet døde av ukjent årsak. I alt 123 andre fugler (78.8 %) ble funnet som ledd i arbeidet med lundeprosjektet på Røst (82 kontrollert i nett, 29 avlest i felt, 2 kontrollert på reir og 10 funnet døde, hvorav minst 8 var drept av svartbak). De resterende 14 fuglene fordeler seg på 12 som ble fanget og avlivet av lundefangere (senest i 1975), en som ble drept i fiskeredskap og en som ble funnet død av andre årsaker.

Medregnet unger merket i reiret (korrigert for utflygingssuksess) er gjenfunnsraten for lundeunger fra Røst etter reirforlating i 1964-2005 kun 2.04 % (156 av 7650). Da er de årlige merketallene for reirunger justert for beregnet dødelighet i den resterende del av reirtiden. Alle unger som er gjenfunnet hadde overlevd de første to månedene på havet, og bare åtte ble funnet innen ett år etter merking. Materialet er lite, men demonstrerer med all tydelighet at det på ingen måte bare er ungenes kondisjon ved reirforlating som avgjør deres videre skjebne

(figur 3.17). Som forventet er det betydelig variasjon i ungenes gjenfunnsrate mellom år, selv når en kun medregner år hvor mer enn 100 unger ble merket ($\chi^2=54.1$, $df=13$, $p<0.0001$), dvs. inkludert 1968-69 og 1974 (hvor vektdata mangler) men foreløpig unntatt fugler merket i 2002 eller senere (som ennå er for unge). Denne variasjonen var også meget markant i de ti av disse årene hvor ungene generelt var i rimelig god kondisjon (snitt 271.8-330.1 g) ved reirforlating ($\chi^2=30.5$, $df=10$, $p=0.0007$, jf. figur 3.17 og tabell 3.8). Eksempelvis er raten for gjenfunn av unger fra 1989 (4.18 %) hele 3.5 ganger så høy som for ungene som ble merket i 1992 (1.18 %), selv om de var i tildels betydelig dårligere vekt-kondisjon. Faktisk har gjenfunnsraten for ungene fra 2001 (1.24 %) allerede passert den for ungene fra 1992.

Figur 3.17

Sammenhengen mellom lundeungenes gjennomsnittlige kroppsvekt ($g \pm 1 SE$) like før reirforlating i 14 ulike år i perioden 1983-2001 (data fra tabell 3.10) og hvor stor andel av ringmerkede unger som beviselig overlevde de første to månedene på sjøen. Antall utflytne unger som ble merket er angitt for hvert år. Hvis dette var mindre enn 100 er det indikert med åpne symboler. Tilsvarende data for tre år på 1960-tallet er indikert (gule symboler), men angitt vekt ble da målt ved utflyging og sannsynligheten for funn av disse fuglene var trolig mindre pga. lav fangstaktivitet i kolonien på 1970-tallet. – *The relationship between mean body mass ($g \pm 1 SE$) of Atlantic puffin chicks immediately before fledging in 14 different years in the period 1983-2001 (data from table 3.10) and the proportion of ringed fledglings that demonstrably survived the first two months at sea. The number of fledged young that were ringed is indicated for each year. When less than 100, this is indicated by open symbols. Similar data for three years in the 1960s are indicated (yellow symbols), but the given body mass for those birds was measured at fledging and they were probably less likely to be recovered due to low catching effort in the colony during the 1970s.*



For en unge var funndato ukjent, men for de øvrige 155 var gjennomsnittlig tidsdifferanse fra merking til funn 9.3 år (3384 døgn, $SE=202.1$). Bare 59 (38.1 %) var da fem år eller yngre. De fleste hadde altså forlenget nådd hekkealder. Resultatene som er vist i figur 3.17 viser m.a.o. at det er enorm variasjon i ungfuglenes overlevelse fra utflyging til hekkestart, og at selv de gode årene bidrar svært ulikt til hekkebestandens rekruttering. En svært foreløpig analyse antyder at forhold knyttet til klimavariasjoner i fuglenes første vinter, slik de kommer til uttrykk i NAO-indeksen, kan forklare noen av disse forskjellene (kapittel 3.8).

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 (bl.a. Anker-Nilssen & Øyan 1995). Forholdet er imidlertid på langt nær absolutt, og miljøforholdene senere i ungfugl-perioden (ved 1-4 års alder) må også forventes å ha stor betydning.

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 (Myrberget 1981), men heller ikke i 2004-05 hadde vi tid til å drive merkingsfangst der. Av de henholdsvis 184 og 126 individene fra tidligere år som vi registrerte ved den ordinære nettfangsten og observasjonsaktiviteten i stasjonsområdet (avlesninger av fargeringer ikke medregnet) i 2004 og 2005, var henholdsvis 50 (27.2 %) og 26 (20.6 %) merket mer enn ti år tidligere. De to eldste individene i 2004 var merket som adult i 1980, mens det eldste i 2005 var merket som adult i 1981. Disse fuglene var m.a.o. minst 27 år gamle. Dette var også maksimumsalderen for fugler som ble observert med fargeringer i 2004-05 (1 individ i 2004 og 6 individer i 2005). Etter 2001 har vi ikke registrert noen av lundene som ble ringmerket på 1960- eller 1970-tallet. Røst-rekorden fra 2001 (36 år, Anker-Nilssen & Aarvak 2002) er dermed stadig norsk rekord for arten.

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 436 fugler merket med individuelle fargekoder. 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). Vi har ellers benyttet materialet i et komparativt studium av overlevelsen til arten i fem ulike nordøst-atlantiske kolonier (Harris *et al.* 2005).

Bare fugler som hekker innenfor et ca 1400 m² stort prøvefelt på Hernyken blir merket med fargeringer. Hvert år fargemerkes noen nye fugler, slik at det til enhver tid er omkring 150-200 individer i live som har fargekode. I de første sju årene brukte vi individuelle kombinasjoner av to eller tre fargeringer sammen med metallringen, men siden 1997 har vi bare brukt én kodet fargering på hver fugl. Ringene, som er laget av tolags plast, er gule (ytterste lag) og har inngravert en individuell kode bestående av to svarte bokstaver (innerste lag). 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. I alt er 189 individer merket med slike bokstavringer.

I 2004 og 2005 ble henholdsvis 27 og 7 nye individer fargemerket. Dette er tilfredsstillende nær det årlige gjennomsnittet på 18.1 fugler de siste 14 årene (1992-2005) som tilsvarer 10.0 % av de 182 individene som ble fargemerket i de to oppstartsårene 1990-91. Siden lundenes gjennomsnittlige dødelighet etter 1991 var 10.3 % pr. år (**tabell 3.10**), har merkeinnsatsen i perioden 1991-2005 vært omtrent tilstrekkelig til å opprettholde antall individer som bærer fargeringer (snitt 175.8 individer i live hvert år). Faktisk har dødeligheten vært lavere enn dette når en justerer analysen for individuell heterogenitet mht. fangbarhet (overdispersjon eller "trap happiness"). Harris *et al.* (2005) estimerte på denne måten gjennomsnittlig årlig overlevelse for Røst-fuglene til 93.5 % (tilsvarende 6.5 % dødelighet) i perioden 1990-2002, mens verdien uten slik justering for samme periode ligger på 90.3 %.

Interessant nok avdekket samme analyse et sterkt samsvar i gjennomsnittlig overlevelse til lundene i ulike kolonier gjennom samme tidsperiode, til tross for til dels store forskjeller i deres bestandsutvikling. Dessuten var sammenhengen mellom overlevelse og sjøtemperaturer for lundene på Røst positiv og motsatt av responsen til lundene i de andre koloniene (Harris *et al.* 2005). Dette er høyst sannsynlig forklart tilsvarende forskjeller i de viktigste byttedyrenes respons på temperaturendringer. Mens det er vist at økte havtemperaturer er positivt for sildas reproduksjon i Norskehavet (Toresen & Østvedt 2000) er dette negativt for sil i Nordsjøen (Arnott & Ruxton 2002) og lodde i Barentshavet (Hjermann *et al.* 2004).

Tabell 3.10

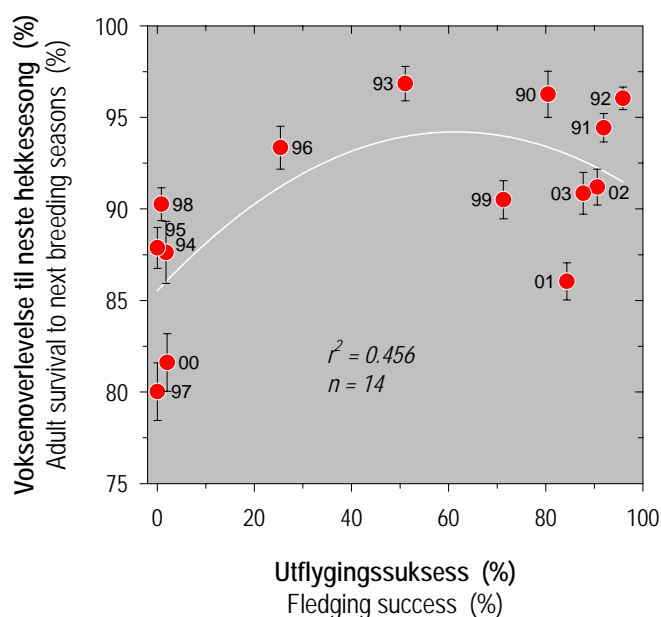
Årlig overlevelse og fangbarhet siden 1990 for hekkende lunder på Hernyken, estimert ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent med standardfeil (SE) og 95 % konfidensintervall (CI). Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – *Annual survival and recapture rates from 1990 for Atlantic puffins breeding on Hernyken estimated using the programme MARK and expressed as percentages with standard error (SE) and 95% confidence interval (CI). The choice of model underlying the results is explained in the text.*

Periode <i>Period</i>	Overlevelse <i>Survival rate</i>		År <i>Year</i>	Fangbarhet <i>Recapture rate</i>		Individer observert <i>Individuals observed</i>
	Estimat (SE)	95 % CI		Estimat (SE)	95 % CI	
	<i>Estimate (SE)</i>	<i>95% CI</i>		<i>Estimate (SE)</i>	<i>95% CI</i>	
1990-91	96.3 (1.26)	92.8–98.1	1991	92.3 (2.01)	87.4–95.5	64
1991-92	94.4 (0.78)	92.7–95.8	1992	95.7 (1.33)	92.2–97.6	162
1992-93	96.0 (0.61)	94.6–97.1	1993	90.8 (1.98)	86.1–94.0	165
1993-94	96.8 (0.94)	94.4–98.2	1994	88.0 (2.27)	82.8–91.8	155
1994-95	87.6 (1.70)	83.9–90.6	1995	81.6 (2.41)	76.4–85.8	133
1995-96	87.9 (1.11)	85.5–89.9	1996	85.3 (2.48)	79.8–89.6	123
1996-97	93.3 (1.17)	90.7–95.3	1997	83.0 (2.32)	77.9–87.1	131
1997-98	80.0 (1.58)	76.8–82.9	1998	78.5 (3.48)	71.0–84.6	103
1998-99	90.3 (0.90)	88.3–91.9	1999	86.7 (2.62)	80.7–91.1	134
1999-00	90.5 (1.03)	88.3–92.3	2000	85.8 (2.16)	81.0–89.5	151
2000-01	81.6 (1.57)	78.3–84.5	2001	86.1 (2.19)	81.2–89.8	137
2001-02	86.0 (1.01)	83.9–87.9	2002	97.2 (1.03)	94.3–98.6	154
2002-03	91.2 (0.98)	89.1–92.9	2003	88.1 (1.92)	83.8–91.4	141
2003-04	90.9 (1.14)	88.4–92.8	2004	93.4 (1.40)	90.1–95.7	146
2004-05	–	–	2005	–	–	143

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 (f.eks. White & Burnham 1999). Gitt at Φ er de merkede fuglenes overlevelseshastighet fra år til år og p er deres fangbarhetsrate (eller rettere gjensynsrate) i hvert enkelt år, samt at (t) angir at det er tidsvariasjon i raten mellom ulike år mens $(.)$ angir at raten er konstant, kan de fire modellene betegnes $\Phi(t)p(t)$ (modell 1), $\Phi(t)p(.)$ (modell 2), $\Phi(.)p(t)$ (modell 3) og $\Phi(.)p(.)$ (modell 4). I modell 1 varierer altså både overlevelse og fangbarhet over tid, mens begge er konstante i modell 4. Modellene sammenlignes statistisk ved beregning av Akaike-verdier (AIC , se Lebreton *et al.* 1992). Modellen med den laveste AIC -verdien passer dataene best. Datasettet for lunder på Røst i 1990-2005 omfatter totalt 2042 individår (**tabell 3.10**), hvorav 35 (1.7 %) gjelder individer som ble kontrollert i nett, men ikke observert i felt samme år. Analysen for lundene i demografifeltet på Hernyken ga korrigerte AIC -verdier (AIC_c) for modellene 1-4 på henholdsvis 3079.5, 3103.0, 3103.6 og 3128.6. Modellen hvor både overlevelse og fangbarhet varierte fra år til år (modell 1) var altså den klart beste, slik den alltid har vært. Denne modellen tillater beregning av overlevelse i hvert tidssteg og fangbarhet i hvert år, med unntak av siste tidssteg og år, hvor de to parametrene ikke kan skilles (**tabell 3.10**).

Modell 1 var signifikant bedre enn øvrige modeller (i forhold til nest beste modell: $\chi^2=52.1$, $df=14$, $p<0.001$). Biologisk sett er det forventet at denne modellen skal passe lundedataene best. For det første er det ikke praktisk mulig å standardisere observasjonsinnsatsen i forhold til fuglenes opptreden i kolonien, dessuten er ikke individene til stede i like stor grad fra år til år eller innen hvert enkelt år. En kan derfor ikke forvente at sannsynligheten for å oppdage et individ som er i live er like stor hvert år. Modell 2 og 4 må således forkastes, siden de forutsetter konstant fangbarhet. Biologisk sett er det også usannsynlig at overlevelsen skal være konstant mellom år (modell 3 og 4), 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.

Resultatene viser at dødelighetsraten i perioden 1994-2005 (snitt 12.1 % pr. år) var tre ganger så høy som i årene 1990-94 (snitt 4.1 % pr. år). Mer interessant er den positive sammenhengen mellom utflygingssuksess og de voksne fuglenes overlevelse frem til neste hekkesesong (Spearman $r_s=0.587$, $n=14$, $p=0.027$, **figur 3.18**). 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 uvanlig store mellomårsvariasjonen i hekkesuksess for lundene på Røst, som hyppig har erfart svært dårlige år, gjør denne populasjonen spesielt velegnet for å studere slike sammenhenger i sin fulle bredde. Den positive sammenhengen i **figur 3.18** er faktisk bare tydelig etter dårlige sesonger, og det er en klar tendens til at forholdet endrer fortegn når hekkesuksessen blir rimelig god. Dette reflekteres også ved at en kvadratisk regresjon ($r^2=0.456$, $F_{2,13}=4.61$, $df=13$, $p=0.035$, **figur 3.18**) passer dataene vesentlig bedre enn en rett linje ($r^2=0.271$, $F_{1,13}=4.47$, $p=0.056$). Den logistiske funksjonen er litt sterkere ($r^2=0.496$) men er, i likhet med den lineære, ikke statistisk signifikant ($F_{3,13}=3.28$, $df=13$, $p=0.067$).



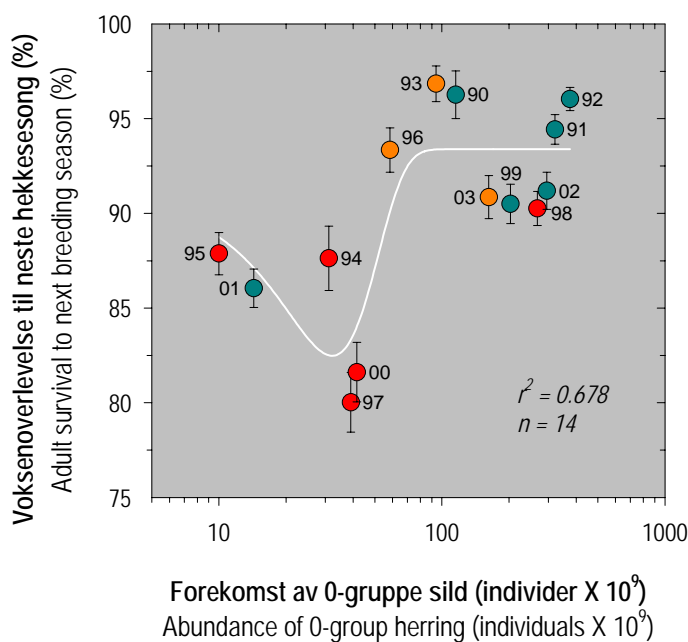
Figur 3.18

Årlige overlevelsesheter (%) ± 1 SE) for hekkende lunder på Hernyken i 1990-2004, (data fra tabell 3.10) plottet mot hekkesesultat (data fra tabell 3.7) i utgangsåret (indikert). En kvadratisk regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F_{2,13}=4.61$, $p=0.035$). – Annual survival rates (%) ± 1 SE) of breeding Atlantic puffins at Hernyken in 1990-2004 (data from table 3.10) plotted against the breeding result (data from table 3.7) in the initial year (indicated). A quadratic regression curve is fitted to the data set ($F_{2,13}=4.61$, $p=0.035$).

De to nye overlevelsesestimaterne (for tidsstegene 2002-03 og 2003-04) ligger nær gjennomsnittet for bestanden når overvåkingsperioden sees under ett (**tabell 3.10**). Den estimerte overlevelsen på 86.0 % fra 2001 til 2002 er derimot den tredje dårligste siden overvåkingen startet i 1990. Sett i lys av den gode utflygingssuksessen i 2001 (84.4 %) er en dødelighet på 14.0 % dobbelt så høy som forventet (**figur 3.18**). Når de påfølgende tidssteg utelates i analysen, slik de bør for denne sammenligningens skyld, var dødeligheten vinteren 2001-02 omtrent tre ganger høyere enn i andre år med tilsvarende høy hekkesuksess (Anker-Nilssen *et al.* 2003). Det er spekulert i om dette helt eller delvis var resultatet av en uvanlig massedød av voksne lunder utenfor Midt-Norge i månedsskiftet mars-april 2002 (Anker-Nilssen *et al.* 2003). Imidlertid viser både Havforskningsinstituttets mengdeindeks for sild i Barentshavet høsten 2001 (**figur 3.7**) og senere VPA-analyse (ICES 2005b, **figur 3.12**) at 2001-årgangen endte som en svak årsklasse. Selv om sild var det dominerende byttedyret for lundeungene denne sommeren, så var størrelsen på silda mindre enn vanlig for år med tilsvarende god reproduksjon (**figur 3.13**). Siden våre forsøk med satellittsendere indikerer at lundene fra Røst følger silda nordover etter avsluttet hekking (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000, Anker-Nilssen & Aarvak i manus), kan flaskehalsen for lundenes overlevelse fra 2001 til 2002 like gjerne ha vært

sviktende næringstilgang i Barentshavet tidlig på høsten. Mens mengde 0-gruppe sild som passerer Røst sommerstid i stor grad styrer lundenes reproduksjon, er det sannsynlig at voksenfuglenes overlevelse i større grad styres av tilgangen på samme ressurs i Barentshavet den første tiden etter avsluttet hekking. Dette kan være en spesielt kritisk periode for de voksne fuglene (se også Harris *et al.* 2005). En kombinasjon av de to teoriene er også mulig: Redusert kondisjon høsten 2001 kan ha gjort lundene mer sårbare for næringssvikt våren 2002.

Utflygingssuksess 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). Likevel er det en signifikant positiv korrelasjon mellom voksenoverlevelse og den 0-gruppeindeksen som beregnes fra tråldata i Barentshavet i august-september (Spearman $r_s=0.697$, $n=14$, $p=0.006$). Sammenhengen opprettholdes når 0-gruppeindeksen erstattes av VPA-estimatene til ICES (2005b) som er beregnet vha. den nye *SeaStar*-modellen (Spearman $r_s=0.609$, $n=14$, $p=0.021$). *SeaStar* erstatter den tidligere *ISVPA*-modellen og er forventet å være mer presis for de siste årsklassene fordi den har innarbeidet hensyn til mål for 0-gruppe i Barentshavet. En gaussisk regresjonskurve ($r^2=0.678$, $F_{3,13}=7.00$, $p=0.008$) passer dataene mye bedre enn en rett linje ($r^2=0.292$, $n=14$, $p=0.046$) og viser at *SeaStar*-verdiene kan forklare 68 % av variasjonen i overlevelse (figur 3.19).



Figur 3.19

Sammenhengen mellom årlige overlevelsesrater for hekkende lunder på Hernyken i 1990-2004, angitt i prosent ± 1 SE (data fra tabell 3.10), og *SeaStar* VPA-estimer for antall 0-gruppe sild i startåret (ICES 2005b, logaritmisk skala). En Gaussisk regresjonskurve er tilpasset datasettet ($F_{3,13}=7.00$, $p=0.008$). Gode, intermediære og dårlige hekkesesonger er skilt med henholdsvis grønne, oransje og røde symboler. – The relationship between annual survival rates of breeding Atlantic puffins at Hernyken in 1990-2004, expressed as percentages ± 1 SE (data from table 3.10), and *SeaStar* VPA estimates for the abundance of 0-group herring in the initial year (ICES 2005b, logarithmic scale). A Gaussian regression curve has been fitted to the data set ($F_{3,13}=7.00$, $p=0.008$). Good, intermediate and poor breeding seasons are indicated by green, orange and red symbols, respectively.

En logistisk regresjon på dette datasettet er like signifikant ($r^2=0.688$, $F_{3,13}=7.36$, $p=0.007$) og antyder en enklere terskelrespons, men Gausskurven er i samsvar med en teoretisk forventning om at de voksne fuglenes overlevelse blir sterkest redusert etter hekkesesonger med dårlig, men ikke minimal tilgang på sild. Dette er helt i tråd med teoretiske beregninger av hvordan lundene optimalt bør respondere på vekslingene i miljøforholdene ved å endre balansen mellom investering i reproduksjon og egen overlevelse (Erikstad *et al.* 1998b). Det samme mønsteret er også funnet for de voksne fuglenes kondisjon i ungeperioden, men med best kondisjon i de aller dårligste årene (Anker-Nilssen *et al.* i manus). Mye tyder derfor på at prioriteringen av egen kondisjon i de aller dårligste sildeårene er nødvendig for å maksimere sjansen til å overleve en ugunstig miljøperiode, men at dette likevel ikke er tilstrekkelig til å sikre like høy overlevelse som i de beste årene.



© T. Anker-Nilssen

Blodprøver fra sjøfugl tas enkelt ved et lite stikk i en blodåre i tarsen og suge opp bloddråpen med en mikropipette. Lunder håndteres best oppbevart i en plasttrakt (gammel oljeflaske). – *Blood samples from seabirds are easily taken by pricking a vein in the tarsus and sucking up the drop of blood with a micropipette. Atlantic puffins are best handled when kept in a plastic tract (old oil bottle)*

Ved analyse av blodprøvene som er innsamlet rutinemessig siden 2000, er kjønn bestemt med 100 % sikkerhet for 173 (39.7 %) av de 436 voksne lundene som hittil er fargemerket på Røst for overvåking av overlevelse. Ytterligere 216 (49.5 %) av fuglene kan foreløpig bare kjønnsbestemmes med 86-87 % sikkerhet ved hjelp av diskriminantfunksjoner for hodelengde (som regel kombinert med nebbhøyde) beregnet av Anker-Nilssen & Brøseth (1998). De øvrige 47 (10.8 %) kan bare grovt sorteres på kjønn i henhold til vingelengde, men dette er en svært usikker, og derfor lite egnet metode. Funksjonene til Anker-Nilssen & Brøseth (1998) ble basert på 77 fugler innsamlet i åpent hav like utenfor Røst og 21 fugler funnet døde i kolonien. Blodprøveanalysene ga mulighet til å teste metodens gyldighet for fuglene i demografifeltet. Den erfarte feilprosenten (29 av 173, **tabell 3.11**) avvok ikke vesentlig fra forventning (23 av 173; $\chi^2_{\text{corr}}=0.566$, $df=1$, $p=0.452$) og bekrefter at funksjonene fungerer rimelig godt. Nå kan imidlertid nye og kanskje enda bedre diskriminantfunksjoner beregnes med utgangspunkt i de 173 fuglene i utvalget som er kjønnsbestemt ved blodprøve og 53 andre fullvoksne individer som er funnet døde i kolonien og kjønnsbestemt ved obduksjon.

Kjønnsbestemmelse av de fargemerkede individene tillater en analyse av eventuelle forskjeller i overlevelse for hanner og hunner. Siden kjønnenes reproduktive investering er ulik er det sannsynligvis også ulik fangbarhet, kanskje også ulik overlevelse, for hanner og hunner. En analyse av hvordan kjønnsforskjellen i fangbarhet og overlevelse varierer med ulike miljøforhold, vil bidra til å styrke vår forståelse av hvilke strategier lundene har for å takle den uforutsigbare variasjonen (stokastisiteten) i miljøforholdene. Denne analysen blir utført som del av et annet prosjekt og rapporteres ikke her.

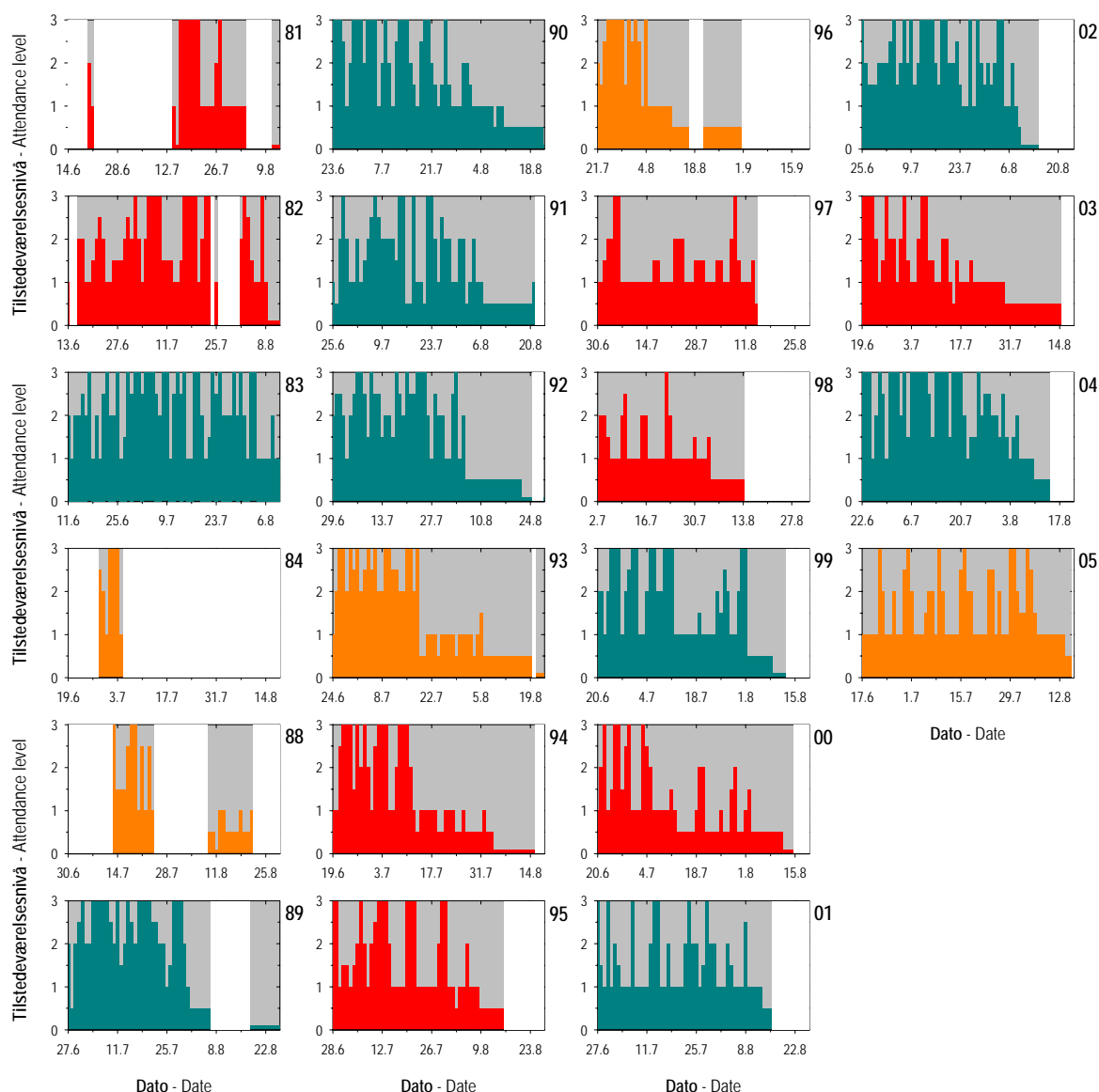
Tabell 3.11

Test av kjønnsbestemmelse basert på diskriminantfunksjoner for hodelengde og nebbhøyde (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) for 173 individer som senere er kjønnsbestemt med sikkerhet ved hjelp av blodprøver. – *Test of sexing based on discriminant functions for head length and gonys depth (Anker-Nilssen & Brøseth 1998) for 173 individuals that were later sexed correctly from blood samples.*

Morfometrisk kjønn	Sant kjønn – True sex		Sum	Korrekt bestemt (%)
Morphometric sex	Hann – Male	Hunn – Female	Sum	Sexed correctly (%)
Hann – Male	55	10	65	84.6
Hunn – Female	19	89	108	82.4
Sum – Sum	74	99	173	83.2

3.6 Voksenfuglenes kondisjon og tilstedeværelse

Den daglige, kvalitative vurderingen av antall lunder til stede i kolonien har vist seg å være et robust mål for lundenes opptreden (Anker-Nilssen & Øyan 1995). Mens tilstedeværelsen av voksne fugler i kolonien gjennom ungeperioden var meget god i 2004, var den jevnt dårlig i 2005 da det også var uvanlig langt mellom svermingene (figur 3.20, tabell 3.12).



Figur 3.20

Daglig variasjon i maksimumsantall av voksne lunder observert i kolonien på Heryken gjennom to måneder fra median klekkedato i 9 år med god (77-92 %, grønne søyler), 5 år med dårlig (8-51 %, oransje søyler) og 8 år med svært dårlig (0-2 %, røde søyler) utflyttingssuksess i 1981-2005, vurdert på en kvalitativ skala hvor 0 indikerer ingen fugler sett og 1, 2 og 3 indikerer henholdsvis lavt, middels høyt og meget høyt antall. Perioder med manglende data er markert med hvitt. – Day-to-day variations in peak numbers of adult Atlantic puffins observed attending the colony at Heryken during two months from median date of hatching in 9 years with good (77-92%, green bars), 5 years with poor (8-51%, orange bars) and 8 years with very poor (0-2%, red bars) fledging success in 1981-2005, as assessed on a qualitative scale where 0 indicates no birds seen and 1, 2 and 3 indicates low, medium and large numbers, respectively. Periods of missing data are indicated in white.

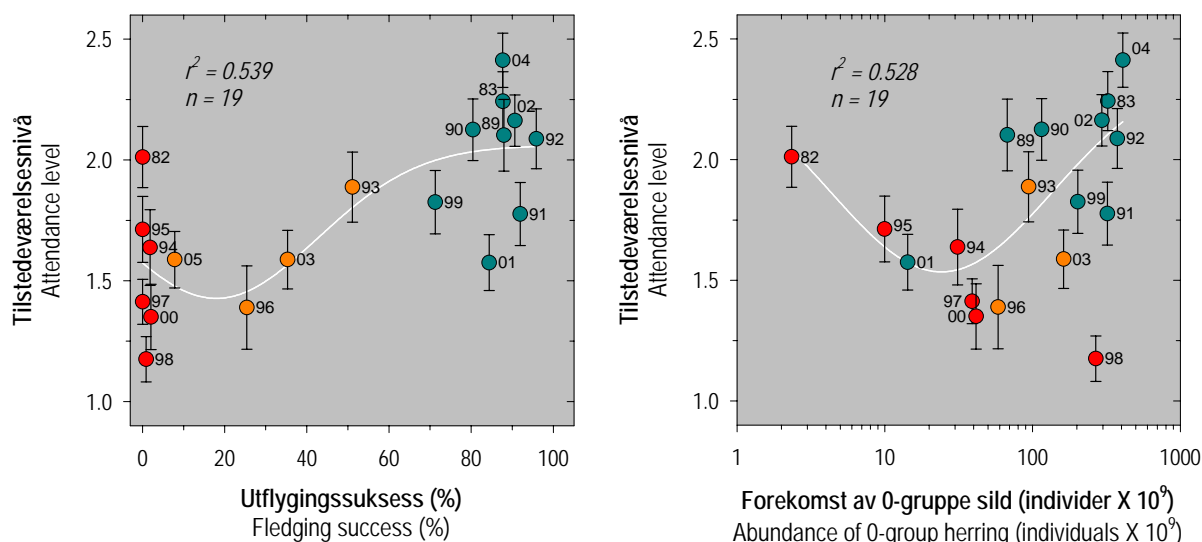
Tabell 3.12

Datoer for siste observasjon av større antall lunder (nivå 2 er middels høye antall, nivå 3 er meget høye antall) til stede i kolonien på Hernyken i ulike sesonger hvor det kunne utelukkes at tilsvarende gode (eller bedre) dager inntraff senere på året. De siste toppene i 1985, 1988, 2001 og 2004-05 ble loggført som nivå 2.5. – *Dates for latest observations of significant numbers of Atlantic puffins (level 2 is medium numbers, level 3 is large numbers) attending the colony at Hernyken in different seasons when it was possible to rule out that equally good (or better) attendance occurred later in the same year. The latest peaks in 1985, 1988, 2001 and 2004-05 were logged as level 2.5.*

År	Siste dato med		Dager fra median klekking til		År	Siste dato med		Dager fra median klekking til	
Year	Last date of		Days from median hatching to		Year	Last date of		Days from median hatching to	
	nivå 3	nivå 2	siste nivå 3	siste ≥ nivå 2		nivå 3	nivå 2	siste nivå 3	siste ≥ nivå 2
	level 3	level 2	last level 3	last ≥ level 2		level 3	level 2	last level 3	last ≥ level 2
1981	27.7	26.7	43	43	1995	30.7	5.8	(10±7)	(16±7)
1982	7.8	3.8	55	55	1996	4.8	2.8	14	14
1983	3.8	8.8	53	58	1997	8.8	7.8	39	39
1985	10.8		-	43	1998	22.7	23.7	20	21
1988	7.8±2		-	38±2	1999	1.8	30.7	42	40
1989	29.7	30.7	32	33	2000	3.7	29.7	13	39
1990	25.7	31.7	32	38	2001	8.8		-	41
1991	23.7	4.8	28	40	2002	4.8	7.8	40	43
1992	3.8	5.8	35	37	2003	7.7	13.7	18.5	24.5
1993	18.7	17.7	24	24	2004	1.8		-	40
1994	10.7	11.7	22	23	2005	4.8		-	48

Vi anvender gjennomsnittlig nivå for tilstedeværelse de første 40 dagene etter median klekke-dato som en indeks for voksenfuglenes opptreden i ungeperioden. Analysen er begrenset til 40 dager fordi ungenes reirtid i noen år ikke er lenger enn dette. Indeksen for 2004 (2.41) var den høyeste noensinne registrert, mens indeksen for 2005 (1.59) var noe lavere enn snittet for alle år (1.80). Årene 1981, 1984 og 1988 er utelatt i disse beregningene pga. få data. Forholdet mellom voksenfuglenes opptreden i kolonien og ungenes vekst gjenspeiles i en sterk positiv sammenheng mellom indeksen for tilstedeværelse og ungenes utflygingssuksess (Pearson $r^2=0.497$, $p=0.001$). En Gausskurve passer datasettet stadig bedre (**figur 3.21** venstre, $r^2=0.539$, $F_{3,18}=5.85$, $p=0.007$) og antyder at tilstedeværelsen nesten alltid er god når de fleste reirungene kommer på vingene, at den er særlig lav i de sesongene hvor bare noen få unger kommer ut, mens den som regel (men ikke alltid) er noe høyere når nær sagt alle ungene dør i reiret. Interessant nok er en tilsvarende sammenheng tydelig i forhold til forekomsten av 0-gruppe sild (**figur 3.21** høyre, log-normal kurve, $r^2=0.528$, $F_{3,18}=4.84$, $p=0.018$), og har samme form som voksenfuglenes kondisjon og overlevelse mot samme parameter (**figur 3.19** og Anker-Nilssen *et al.* i manus).

De løfterike resultatene med indeksen for tilstedeværelse var motivasjon for å utvikle en automatisk, kvantitativ registrering av lundenes opptreden i kolonien gjennom det meste av hekkesesongen, også i de periodene stasjonen ikke er bemannet. I årene 2001-04 brukte vi et system kalt *Laban* utviklet av firmaet Synapse AS i Stavanger. Hovedkomponentene var et digitalt videokamera (Axis 2120 med 5.7-34.2 mm zoom objektiv), en 20 GB harddisk (IBM Travelstar) og en mobiltelefonenhet montert i en regntett aluminiumskasse med glassfront og solblender. Strømforsyningen var et bilbatteri (105 eller 60 Ah) som ble vedlikeholdt av et 60W solcellepanel. Utstyret ble rigget på toppen nordvest for nordre del av skaret på Hernyken tidlig i mai og innstilt til å fotografere et avgrenset felt (avbildet øverst t.v. i **figur 3.22**) av lundeura på motsatt side av skaret 12 min over hver hele time. Med dette klokkeslettet blir bildene symmetrisk fordelt i forhold til sann soltid, siden sola om sommeren på Hernykens breddegrad (11°52'E) står i senit kl 13:12:30 (lokal sommertid = GMT+2). Selv om *Laban* kunne overføre bildene via mobiltelefon – som for vår bruk har perifer interesse men som gir mulighet til løpende kontroll med funksjonaliteten – var det flere ulemper med dette systemet.



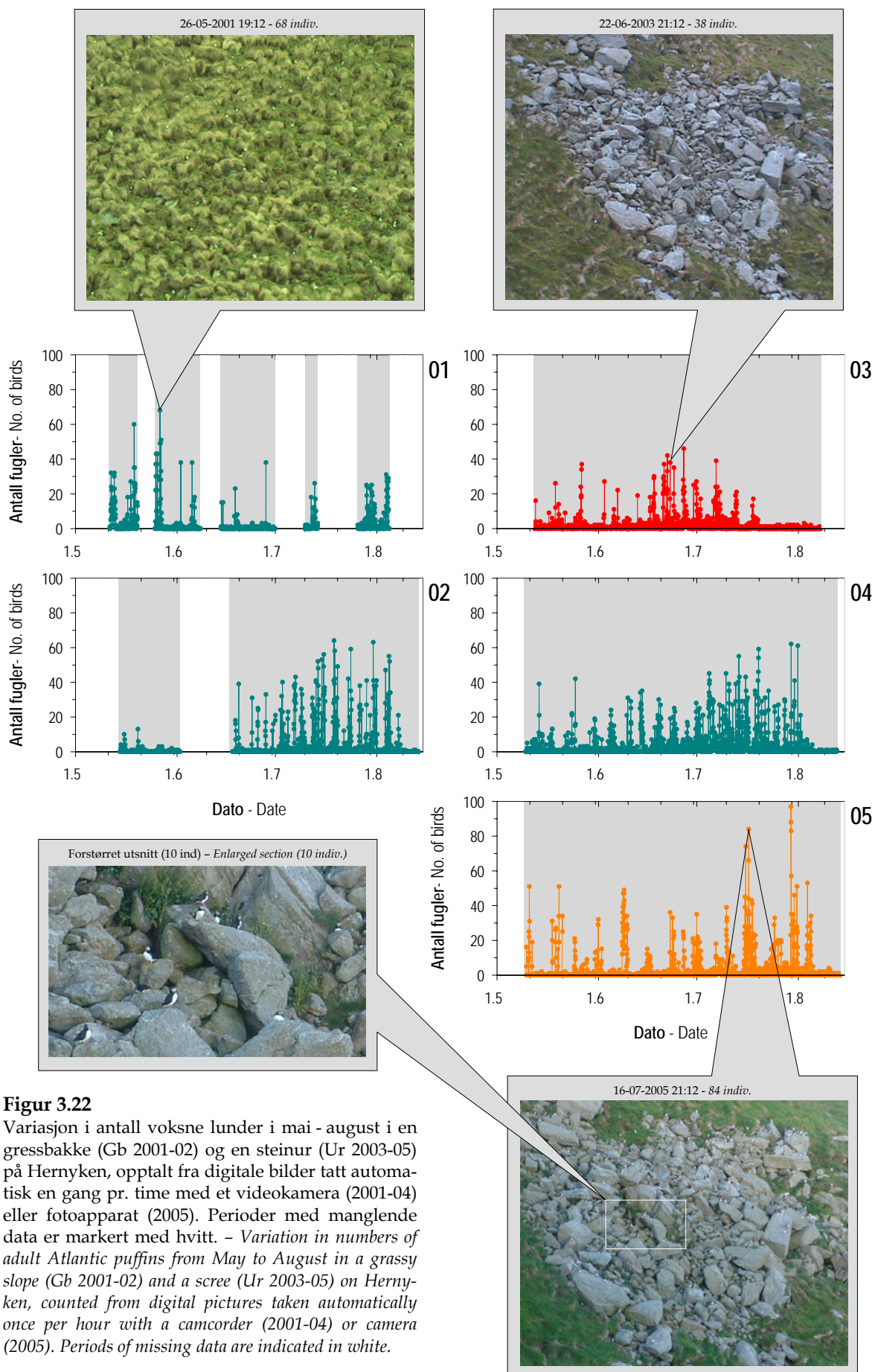
Figur 3.21

Gjennomsnittlig for tilstedeværelse av voksne lunder i kolonien (± 1 SE) de første 40 dagene etter median klekkedato (jf. figur 3.20) i forhold til ungenes utflygingssuksess (venstre graf, tilpasset med en gaussisk regresjonskurve: $F_{3,18}=5.85$, $p=0.007$) og i forhold til SeaStar VPA-estimer fra ICES (2005b) for antall 0-gruppe sild (høyre graf, tilpasset en log-normal funksjon uten hensyn til det avvikende året 1998: $F_{3,16}=4.84$, $p=0.018$) i de samme årene. Gode, intermediære og dårlige hekkesesonger er skilt med henholdsvis grønne, oransje og røde symboler. – The mean colony attendance level (± 1 SE) of adult Atlantic puffins during the first 40 days after median hatching date (cf. Figure 3.20) in relation to the fledging success of chicks (left graph, fitted with a Gaussian regression curve: $F_{3,18}=5.85$, $p=0.007$) and in relation to SeaStar VPA estimates from ICES (2005b) for the abundance of 0-group herring (right graph, fitted with a log normal function after excluding the outlier year 1998: $F_{3,16}=4.84$, $p=0.018$) in the same years. Good, intermediate and poor breeding seasons are indicated by green, orange and red symbols, respectively.

Mest upraktisk var at all bildejustering (utsnitt, zooming, skarpstilling osv.) kun var mulig via fjernstyring, enten via mobillinje til Synapse eller med tilkopling av en bærbar PC. Dessuten var kameraets oppløsning på stillbilder relativt dårlig (704x576 piksler). Utstyret var ellers nokså uhandterlig i bratt terreng, særlig det største batteriet. Dette fikk vi erfare til fulle i 2001 og 2002, da batteriet ble utladet gjentatte ganger pga. en teknisk feil som førte til at kameraet ikke slo seg av mellom hvert opptak. Vi mistet derfor bilder fra flere perioder disse årene.

I 2005 ble *Laban* skiftet ut med et nytt system levert av Lamberg Bio-Marin Service. Hoved-enheten er et 8-megapiksel digitalt stillbildekamera (*Sony F828*) med 7X optisk zoom (tilsvarende 28-200 mm) som styres av en amerikansk-produsert kontrollenhet som brukeren selv kan omprogrammere mht. bl.a. tidspunkt og frekvens for opptak. Utstyret er montert i en regntett plastboks med glassfront og solblender og drives av et 26Ah vedlikeholdsfritt batteri som lades av et todelt 36W solcellepanel. I tillegg til å gi en radikal forbedring av bildekvaliteten, har dette systemet en lang rekke fordeler: både montering, bildejustering og omprogrammering er svært enkelt, opptakene kan lett kontrolleres, alle eksponeringsdata (dato, klokke, blender, lukker mv.) er lagret i bildefilene, og to store minnebrikker (Compact Flash 2 GB og 4 GB) var alt vi trengte for å lagre ett bilde hver time i tre måneder (4.26 GB).

Det totale materialet fra årene 2001-05 omfatter 9763 eksponeringer hvorav 724 bilder (7.4 %) ikke lot seg telle. Det var som regel fordi de var for utydelige pga. regn eller tåke, men normalt var 1-3 bilder pr. natt fra de mørkeste nettene i mai og august for mørke til å oppdage lunder (et betydelig mindre problem med stillbildekameraet). De øvrige 9039 bildene, gjennomsnittlig 1808 bilder tilsvarende 75 (49-92) dager pr. år, ble opptalt manuelt på PC-skjerm, i noen tilfelle ved å benytte tellefunksjonen i programmet *ImageJ* (versjon 1.33u, <http://rsb.info.nih.gov/ij/>) for bilder med mange fugler. Resultatene er fremstilt i **figur 3.22** og **tabell 3.13**.



Figur 3.22

Variasjon i antall voksne lunder i mai - august i en gressbakke (Gb 2001-02) og en steinur (Ur 2003-05) på Hernyken, opptalt fra digitale bilder tatt automatisk en gang pr. time med et videokamera (2001-04) eller fotoapparat (2005). Perioder med manglende data er markert med hvitt. – Variation in numbers of adult Atlantic puffins from May to August in a grassy slope (Gb 2001-02) and a scree (Ur 2003-05) on Hernyken, counted from digital pictures taken automatically once per hour with a camcorder (2001-04) or camera (2005). Periods of missing data are indicated in white.

Tabell 3.13

Resultater fra automatisk overvåking av de voksne lundenes tilstedeværelse i kolonien gjennom det meste av hekkesesongene 2001-05. – *Results from the automatic monitoring of colony attendance of adult Atlantic puffins on Hernyken throughout most of the breeding seasons in 2001-05.*

Spesifikasjon - Specification	2001	2002	2003	2004	2005	Snitt - Mean
Overvåkingsfelt (jf. figur 3.20) – Monitoring plot (cf. figure 3.20)	Gb	Gb	Ur	Ur	Ur	
Digital bildekvalitet (Mpix) – Digital picture quality (Mpix)	0.4	0.4	0.4	0.4	8.0	
Totalt antall eksponeringer – Total no. of exposures	1237	1826	2116	2282	2302	1953
Antall brukbare bilder – No. of useful pictures	1172	1703	1808	2157	2199	1808
Prosent brukbare bilder – Percent useful pictures	94.7	93.3	85.4	94.5	95.5	92.6
Antall bilder med lunder – No. of pictures with puffins	371	548	1030	1247	882	709
Prosent bilder med lunder – Percent pictures with puffins	31.7	36.7	48.7	54.7	38.3	39.2
Totalt antall lunder på bildene – Total no. of puffins on the pictures	2815	5190	3459	7988	6484	5187
Maks. antall på ett bilde – Max. no. on one picture	68	64	46	62	97	67
Gj.snittlig antall lunder pr. bilde – Mean no. of puffins per picture	2.40	3.05	1.91	3.70	2.95	2.87
SE av antall lunder pr. bilde – SE of no. of puffins per picture	0.20	0.21	0.11	0.16	0.18	0.17
Snitt i 40 d etter median klekking – Mean in 40 days after hatching	2.86	5.16	2.64	5.99	3.60	4.05
SE i 40 d etter median klekking – Mean in 40 days after hatching	0.30	0.36	0.19	0.30	0.27	0.28

Det var en ganske ekstrem forskjell i høyde på gress- og staudevegetasjonen i det opprinnelige gresskledde feltet i 2001 og 2002. Foruten at dette gjorde det vanskeligere å telle lunder på bildene (hvite blomster og lundebryst kan lett forveksles), kunne vi ikke utelukke at variasjon i vegetasjonen ville påvirke resultatene i uønsket grad. I 2003 flyttet vi derfor overvåkingen til et felt i en steinur på sørsiden av skaret på Hernyken. De to feltene ser ut til å være rimelig like i størrelse mht. antall fugler som opptrer i feltet (**tabell 3.13**). Dette styrkes også av et betryggende godt samsvar mellom de årlige gjennomsnitt for antall lunder i feltene og det vurderte nivå for tilstedeværelse (figur 3.20) i de første 40 dagene etter median klekking ($r^2=0.854$, $n=5$, $p=0.024$). Overvåkingen av lundenes tilstedeværelse gir oss mål for miljøtilstand og variasjonen i miljøforhold også utenom ungeperioden, når stasjonen som regel ikke er bemannet.

De voksne fuglenes vekttilstand i ungeperioden i 2004 (22.6-1.8) var den tredje laveste som er registrert mens det tilsvarende resultatet for 2005 (17.6-29.6) lå nær gjennomsnittet for alle år (**tabell 3.14**). Plottet mot forekomst av sild følger variasjonen i kroppskondisjon (**figur 3.23**) det samme mønsteret som fuglenes overlevelse til neste hekkesesong (**figur 3.19**) og deres opp-treden i kolonien (**figur 3.21**). Dette gir ytterligere støtte til teorien om at lundens strategi er å redusere hekkeinnsatsen og maksimere kroppsvekten i de dårligste årene, for å sikre en best mulig overlevelse til neste hekkemulighet (Anker-Nilssen *et al.* i manus).

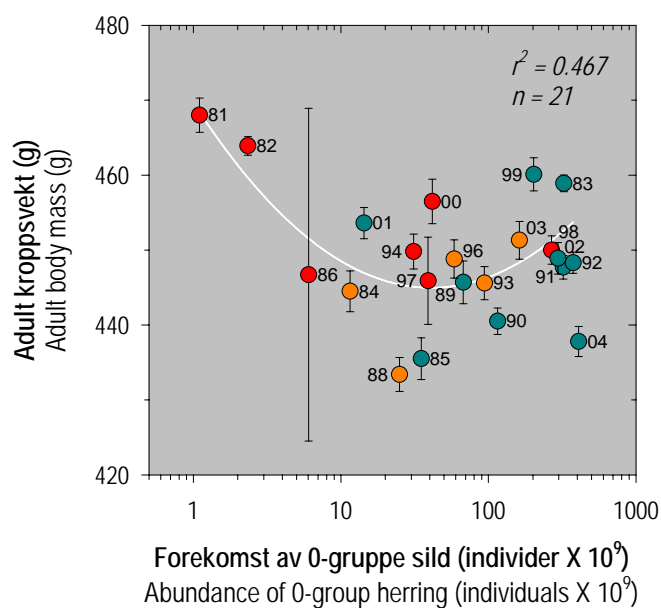
Vekttilstanden til voksne fugler tidlig i sesongen kan antyde at hekkevilligheten, i alle fall slik den reflekteres ved bestandstakseringen til samme tid, påvirkes av og derved gjenspeiler miljøforholdene i perioden for etablering og egglegging (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). I periodene 7-8 mai 2004 og 4-10 mai 2005 ble hvert år 31 voksne lunder kontrollert i kolonien på Hernyken. Gjennomsnittsvektene var henholdsvis 474.6 g ($SE=6.1$) og 471.3 g ($SE=5.6$). Tilsvarende data fra første halvdel av mai måned finnes årlig for perioden 1980-83, 1996-99 og 2001-03. Variasjonen mellom år er signifikant ($F_{12,758}=7.54$, $p<0.001$). For 11 av de 13 årene kan noen eller alle individene kjønnsbestemmes vha. diskriminantfunksjoner basert på biometriske mål (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Resultatene viser at variasjonen for begge kjønn følger samme mønster ($r^2=0.661$, $n=11$, $p=0.002$, hanner: $F_{10,178}=4.08$, $p<0.001$, hunner: $F_{10,233}=5.47$, $p<0.001$). Uten hensyn til kjønn avvek snittvektene for 2004-05 < 1 % (<4 g) fra gjennomsnittet for alle år (475.1 g, $n=13$, $SE=5.7$), mens tilsvarende avvik var +9.8 % i det beste året (1997: 521.7 g) og -7.6 % i det dårligste (2003: 439.2 g). Det er en svak tendens til at vekttilstanden til

hannene er positivt korrelert med vinterindeksen for NAO ($r=0.525$, $F_{1,10}=3.43$, enhalet $p=0.049$), men tilsvarende forhold er mindre entydig for hunnene ($r=0.525$, $F_{1,10}=0.409$, enhalet $p=0.267$). Andre klimaeffekter er omtalt i **kapittel 3.8**.

Tabell 3.14

Ungeperiodens varighet (medregnet unger som døde i reiret) og kroppsvekt for voksne lunder målt i ungeperioden på Røst i 1979-2005. Ved beregning av verdiene for alle år under ett ble hvert år tillagt like stor vekt. Estimatenes for ungeperiodens lengde i 1978-79 er basert på data publisert av Tschanz (1979). – The duration of the nestling period (including chicks that died in the nest) and body mass of adult Atlantic puffins measured within the nestling period at Røst in 1979-2005. When calculating the overall values all years were given equal weight. The estimates of nestling period duration in 1978-79 are based on data published by Tschanz (1979).

År	Ungeperiode (dager)		Adult kroppsvekt (g)			År	Ungeperiode (dager)		Adult kroppsvekt (g)		
Year	Nestling period (days)		Adult body mass (g)			Year	Nestling period (days)		Adult body mass (g)		
	Median	n	Snitt	SE	n		Median	n	Snitt	SE	n
	Median	n	Mean	SE	n		Median	n	Mean	SE	n
1978	5	25	–	–	–	1992	41	138	448.3	1.42	531
1979	10	31	467.5	6.51	26	1993	40	131	445.6	2.21	218
1980	15	7	453.0	4.15	76	1994	28	63	449.8	2.33	263
1981	21	12	468.0	2.29	262	1996	32	69	448.8	2.55	176
1982	29	18	463.9	1.23	875	1997	13	144	445.9	5.82	41
1983	42	66	458.9	1.12	995	1998	15	129	450.0	1.89	284
1984	47	37	444.5	2.73	116	1999	45	121	460.1	2.22	222
1985	55	43	435.5	2.79	104	2000	30	99	456.5	2.97	140
1986	7	69	446.7	22.20	6	2001	46	103	453.6	2.08	257
1987	5	7	–	–	–	2002	42	104	448.9	2.11	191
1988	51	46	433.4	2.26	187	2003	37.5	90	451.3	2.52	168
1989	39	84	445.7	2.84	123	2004	41	75	437.8	2.00	256
1990	43	131	440.5	1.77	265	2005	12	63	453.7	5.76	35
1991	46	138	447.7	1.58	351						
						Snitt	31.0	27	450.2	1.79	25
						Mean					



Figur 3.23

Gjennomsnittlig kroppsvekt for voksne lunder i ungeperioden på Hernyken (jf. tabell 3.14) i forhold til SeaStar VPA-estimer fra ICES (2005b) for forekomst av 0-gruppe sild i de samme årene. En log-normal funksjon uten hensyn til det avvikende året 2004 er tilpasset datasettet ($F_{3,20}=4.96$, $p=0.012$). – Mean body mass of adult Atlantic puffins during the chick period on Hernyken during (cf. table 3.14) in relation to SeaStar VPA estimates from ICES (2005b) for the abundance of 0-group herring in the same years. A log normal function is fitted to the data set after excluding the outlier year 2004 ($F_{3,20}=4.96$, $p=0.012$).

3.7 Predasjon av voksne fugler

Innsamling og måling av voksne fugler funnet døde i fjæresonen på Hernyken ble videreført med vanlig innsats. Fuglenes ytre og, om mulig, indre morfometri ble målt i henhold til internasjonalt standardiserte metoder (Jones *et al.* 1982, Barrett *et al.* 1985). I 2004 og 2005 ble 21 og 43 nye fugler funnet. Det totale materialet siden 1992 omfatter dermed 1255 individer. Noen ganske få fugler har vært så inntakt at de kan kjønnsbestemmes på indre organer og kan dermed bidra til å forsterke grunnlaget for diskriminantanalysen som gjør det mulig å kjønnsbestemme levende voksenfugler (Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Denne analysen baserte seg på 98 individer, de fleste innsamlet i åpent hav utenfor Røst. De siste åtte årene er ytterligere 43 fugler kjønnsbestemt på indre kjønnsorganer, hvorav 32 hadde typiske voksne karakterer. Det beste materialet for en bedre diskriminantanalyse er likevel de 173 hekkefuglene som hittil er kjønnsbestemt på blodprøve i forbindelse med overvåkingen av overlevelse (**kapittel 3.5.2**).

For hvert individ kan dødsårsaken sjelden fastslås med 100 % sikkerhet, men når 23 fugler som trolig hadde omkommet på annen måte utelates, er det likevel rimelig å konkludere at nesten samtlige av de øvrige 1232 fuglene var drept av svartbak. I Norge er dette utvilsomt den mest betydelige av lundens naturlige predatorer. 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). I en mer detaljert analyse må derfor resultatene sammenholdes med data for levende individer kontrollert på samme tidspunkt.

Tabell 3.15

Morfometriske data (mm ± 1 SE) og antall nebbfurer (± 1 SE) for lunder (årsunger unntatt) drept av svartbak på Hernyken i hekkesesongene 1992-2005. Nitten av fuglene undersøkt i 2002-05 ble funnet på Ellefsnyken. År med $n \leq 5$ ble utelatt ved beregning av gjennomsnitt for alle år. – *Morphometric data (mm ± 1 SE) and number of bill grooves (± 1 SE) of Atlantic puffins (yearlings excluded) killed by great black-backed gulls at Hernyken in the breeding seasons of 1992-2005. Nineteen of the birds examined in 2002-05 were found at Ellefsnyken. Years with $n \leq 5$ were excluded when calculating the overall mean.*

År Year	Vingelengde Wing length			Nebblengde Culmen length			Hode+nebb lengde Head+bill length			Nebbhøyde Gonys depth			Antall nebbfurer No. of bill grooves		
	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
1992	171.0	2.0	2	44.80	0.10	2	80.00	0.01	2	35.20	1.60	2	3.75	0.25	2
1993	158		1	45.53	0.49	16	81.10	1.47	3	35.79	0.54	11	1.50		1
1994	181		1	45.99	0.26	46	82.12	0.66	11	36.65	0.29	40	3.15	0.09	50
1995	172.1	0.5	74	45.42	0.20	81	81.82	0.49	15	36.47	0.21	69	3.08	0.06	81
1996	170.9	0.4	154	45.82	0.16	154	80.99	0.36	40	36.91	0.16	142	3.28	0.05	154
1997	170.1	0.3	225	45.81	0.12	219	79.93	0.43	41	37.01	0.11	211	3.24	0.03	220
1998	172.5	0.6	46	45.66	0.25	43	80.82	0.56	14	36.88	0.20	42	3.42	0.07	43
1999	172.1	0.4	132	45.75	0.17	132	80.97	0.35	48	36.75	0.17	127	2.95	0.06	133
2000	170.3	0.4	178	45.70	0.15	178	81.30	0.33	47	37.17	0.14	172	3.05	0.05	178
2001	170.9	0.3	209	45.51	0.13	208	81.19	0.30	50	36.48	0.13	200	3.06	0.05	209
2002	168.8	0.7	37	45.34	0.36	36	80.02	0.86	6	35.96	0.37	33	2.60	0.11	45
2003	170.8	1.1	21	45.36	0.43	21	82.13	0.88	8	36.39	0.46	21	3.17	0.17	21
2004	168.8	0.9	18	45.57	0.35	18	81.54	0.56	9	36.38	0.30	17	2.53	0.16	18
2005	169.0	0.6	40	44.50	0.29	39	80.47	0.41	20	35.94	0.30	37	2.88	0.11	39
Snitt Mean	170.6	0.4	11	45.54	0.10	13	81.11	0.21	12	36.52	0.12	13	3.03	0.08	12

Når utvalgsstørrelser mindre enn fem utelates, var det signifikant variasjon mellom år blant disse fuglene for variablene vingelengde ($F_{10,1123}=5.29$, $p<0.001$), nebb lengde ($F_{12,1178}=1.88$, $p=0.033$), nebb høyde ($F_{12,1109}=3.40$, $p<0.001$), antall nebbfurer ($F_{11,1179}=9.04$, $p<0.001$) og nesten for hodelengde der materialet er vesentlig mindre ($F_{11,297}=1.77$, $p=0.059$) (**tabell 3.15**). Dette reflekterer viktige forskjeller i materialets aldersfordeling, muligens også kjønnsforskjeller.

Foruten få (≤ 2) nebbfurer, er de typiske ungfuglkarakterene et spisst nebb med en tydelig "knekk" (vinkel) i overnebbets buede toppkant, og blekt gulgrå føtter. Frekvensen av fugler med en eller flere slike karakterer avtar jevnt med antall nebbfurer (**tabell 3.16**). Når hvert år vektet likt hadde gjennomsnittlig 26.7 % av svartbakens ofre i 1993-2003 ungfuglkarakterer, men andelen varierte fra nær null til over 60 % i ulike år (**tabell 3.17**, $\chi^2=151$, $df=12$, $p<0.001$). 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 de neste to årene for så å øke til et ekstremt høyt nivå i 2002. Tilbakegangen i perioden 1993-98 rimer godt med en forventet vekst og rekruttering for yngre årsklasser fra de gode reproduksjonsårene 1989-92. På samme måte indikerer den markante endringen i 2002 at en ny årsklasse med unge fugler

Tabell 3.16

Sammenhengen mellom antall nebbfurer og ungfuglkarakterer notert for lunder funnet drept av svartbak på Hernyken, Røst i hekkesesongene 1992-2005. – *The relationship between the number of bill grooves and characters of immaturity noted for Atlantic puffins found killed by great black-backed gulls at Hernyken, Røst in the breeding seasons of 1992-2005.*

Antall nebbfurer No. of bill grooves	Ungfuglkarakterer notert (%) Characters of immaturity noted (%)		n
	Ja – Yes	Nei – No	
1.0-1.5	100.0	0.0	27
2.0	98.0	2.0	102
2.5	56.6	43.4	106
3.0	6.6	93.4	533
3.5	2.5	97.5	242
≥ 4.0	0.0	100.0	184
Totalt – Total	19.1	80.9	1194

Tabell 3.17

Frekvensen av typiske ungfugler blant lunder funnet drept av svartbak på Hernyken, Røst i hekkesesongene 1992-2005. – *The frequency of typical immature birds among Atlantic puffins found killed by great black-backed gulls at Hernyken, Røst in the breeding seasons of 1992-2005.*

År Year	Ungfuglkarakterer notert Characters of immaturity noted		n	År Year	Ungfuglkarakterer notert Characters of immaturity noted		n
	Ja (%) – Yes (%)	Nei – No			Ja – Yes	Nei – No	
1992	(0.0)	(100.0)	(2)	1999	21.3	78.7	136
1993	29.4	70.6	17	2000	23.0	77.0	178
1994	20.0	80.0	50	2001	17.7	82.3	209
1995	16.5	83.5	85	2002	60.9	39.1	46
1996	9.7	90.3	154	2003	33.3	66.7	21
1997	5.9	94.1	220	2004	50.0	50.0	18
1998	2.2	97.8	46	2005	57.5	42.5	40
				Snitt Mean	26.7	73.3	13

begynte å frekventere kolonien. Fordi 1997-98 og 2000 var dårlige hekkesesonger, var dette uten tvil unger som kom på vingene i 1999. Den jevnt høye ungfuglandelen i materialet de siste tre årene (2003-05) reflekterer en tilsvarende god opptreden av unger produsert i 2001-02, da hekkesuksessen var god (jf. **tabell 3.7**).

Det var en signifikant positiv sammenheng mellom ungfuglandelen blant svartbakens ofre og lundenes utflygingssuksess ett år tidligere (**tabell 3.18**), selv om det knapt finnes ett år gamle lunder (≤ 1 nebbfure) i svartbakens diett på Røst (**tabell 3.16**). Dette er opplagt et resultat av at gode og dårlige hekkesesonger ikke er tilfeldig spredt over tid men opptrer i serier (jf. **figur 3.11**). En svakere men negativ sammenheng med reproduksjonen 5-6 år tidligere må trolig også forklares på samme måte. De fleste ungfuglene må antas å være 2-4 år gamle, og mangel på signifikant korrelasjon med utflygingssuksessen 2-4 år tidligere skyldes trolig betydelig mellomårsvariasjon i ungenes overlevelse etter utflyging (**kapittel 3.5.1**). Materialet kan trolig bidra til å belyse variasjonen i denne overlevelsen ytterligere.

Tabell 3.18

Korrelasjoner mellom andelen typiske ungfugler blant lunder drept av svartbak på Røst i 1993-2005 (tabell 3.17) og lundeungenes utflygingssuksess 1-6 år tidligere (tabell 3.7). – *Correlations between the proportion of immature birds among Atlantic puffins killed by great black-backed gulls at Røst in 1993-2005 (table 3.17) and the fledging success of puffin chicks 1-6 years earlier (table 3.7).*

Tidsavvik (år) Time lag (years)	Pearson		Spearman rank	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r_s</i>	<i>p</i>
1	0.675	0.011*	0.765	0.002**
2	0.176	0.566	0.283	0.348
3	0.507	0.077	0.349	0.242
4	-0.100	0.744	-0.105	0.734
5	-0.518	0.070	-0.680	0.011*
6	-0.430	0.143	-0.569	0.042*

Den overraskende høye ungfuglandelen i 1999-2000 indikerer forhåpentligvis god overlevelse til de relativt få ungene som kom seg ut i 1996, selv om de var i svak kondisjon og ingen av de som ble merket ennå er gjenfunnet (**figur 3.17**). Resultatene kan likevel ikke tolkes direkte som absolutte mål for overlevelsen til ulike årganger. Eksempelvis var ungfuglandelen i 2002 mer enn dobbelt så høy som tidligere års maksimum. Dette lover selvsagt godt for 1999-årgangen, men resultatet er sikkert påvirket av at også svartbakene hadde god tilgang på fisk i 2002 (pers. obs.) og derfor trolig var mindre interessert i å jakte voksne lunder enn ellers. Siden ungfuglene nok er et enklere bytte enn de erfarne hekkefuglene, vil de alltid være overrepresentert i svartbakdietten, særlig i år med god tilgang på andre byttedyr. I 2003 var svartbakenes næringstilgang vesentlig dårligere enn året før (pers. obs.). Dette kan derfor bidra til å forklare reduksjonen i andel ungfugler tatt av svartbak, samtidig som fireåringer også vil være vanskeligere å skille fra eldre fugler enn treåringer.

Vi har foreløpig ikke undersøkt om svartbakens predasjon rammer kjønnene i ulik grad. Bare 25.5 % (314 av 1232) 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

I 2001-03 var prosjektleder for lundeundersøkelsene på Røst (T. Anker-Nilssen) også tilknyttet prosjektet *The ecological effects of climate fluctuations and change (EcoClim): a multi-disciplinary and integrated approach*. Prosjektet ble finansiert av Norges forskningsråd og ledet av Nils Christian Stenseth ved Universitetet i Oslo (UiO). Her anvendte vi tidsseriedataene for lundebestanden på Røst til å studere noen økologiske effekter av klimavariasjoner. Joël Durant var ansatt på denne delen av prosjektet i et post-doc stipendiat ved UiO. Det ble også etablert et samarbeid med forskere i Skottland som arbeider med parallelle problemstillinger hos sjøfugl. Dette gjelder særlig studiene av lunder på Isle of May i Nordsjøen øst for Edinburgh (Michael P. Harris og Sarah Wanless ved Centre for Ecology and Hydrology (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 Eynhallow, Orknøyene (Paul M. Thompson ved Aberdeen Population Ecology Research Unit (APERU) i Cromarty og Vladimir Grosbois ved universitetet i Antwerpen, nå CNRS) som har pågått årlig siden 1950 (se f.eks. Thompson & Ollason 2001, Thompson & Grosbois 2002).

En sentral analyseparameter i dette prosjektet var 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,



© T. Anker-Nilssen

Nykan Naturreservat i Røst med de karakteristiske silhuettene av øyene Hernyken (t.v., 96 m høy), Trenyken (midten, 142 m høy) og Ellefsnyken (t.h., 91 m høy). NINAs forskningsstasjon ligger på Hernyken. – *Nykan Nature Reserve in Røst with the characteristic silhouettes of the islands Hernyken (left, 96 m high), Trenyken (centre, 142 m high) and Ellefsnyken (right, 91 m high). NINA's research station is situated on Hernyken.*

fuktig og vindfullt klima i dette området. Når indeksen er negativ er lavtrykksaktiviteten svakere og klimaet kjøligere, tørrere og mindre vindfullt. Vi benyttet dessuten Havforskningsinstituttets månedlige gjennomsnittsdata for sjøtemperatur og salinitet på ulike dyp fra to stasjoner i kyststrømmen nordøst for Røst. Begge stasjonene ligger i Lofoten, den ene i Vestfjorden nær Skrova (ca 140 km fra Røst), den andre ved Eggum på yttersida (ca 120 km fra Røst). Disse dataene er innsamlet løpende siden vinteren 1935/36. I tillegg brukte vi lokale værparametere (bl.a. vindstyrke og vindretning) innsamlet på Røst i lundenes ungeperiode (manuelle data fra Fiskarheimen på Røst i 1979-1997 og automatiske registreringer ved Røst lufthavn fra 1998). Værdataene ble levert av Det norske meteorologiske institutt (DNMI).

Som ett av flere utgangspunkt gjorde vi et litteraturstudium og oppsummerte hva som tidligere var publisert om klimaeffekter på sjøfugl i det nordlige Atlanterhavet (Durant *et al.* 2004b). Resultatene av *EcoClim* og annet samarbeid etablert i denne sammenheng er senere publisert ved en rekke artikler i internasjonale tidsskrifter (Durant *et al.* 2003, 2004a, 2004b, 2005, i revisjon, Harris *et al.* 2005). De blir ikke presentert i detalj her, men en oppdatert fremstilling av de viktige problemstillingene og resultatene fra arbeidet gjengis nedenfor, sammen med noen resultater fra enkelte andre klimarelaterte analyser som er under utarbeidelse i annen sammenheng. Noen av analysene er også sammenfattet av Hofgaard *et al.* (2004).

Ungevekst (jf. kapittel 3.4.3)

Variasjoner på liten skala i tid og rom. En av hypotesene i prosjektet var 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 får, f.eks. slik Anker-Nilssen & Aarvak (2002) beskriver som den mest sannsynlige forklaring på at ungeveksten i 2001 stagnerte i to perioder med stiv til sterk kuling. En foreløpig analyse for et par av årene avdekket ikke slike effekter, men kan skyldes for liten variasjon i værforholdene i de valgte sesongene, for lav oppløsning på vekstdata (måling av unger hver fjerde dag) og/eller at responsene er mer komplekse (ikke-lineære).

Modell for utflygingssuksess (jf. kapittel 3.4.4)

Variasjoner på intermediær skala i tid og rom. I en multivariat GLM-analyse av lundenes utflygingssuksess på Røst siden 1975 (Durant *et al.* 2003) introduserte vi 1) årlige mål for årsklassestyrke for 0-gruppe sild (VPA-estimaterne), 2) gjennomsnittlig sjøtemperatur på 0-75 m dyp ved Skrova i månedene mars-juli (de første levemånedene til 0-gruppe sild frem til de passerer Røstområdet) og 3) størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett. Modellen viste at disse tre variablene predikerer utflygingssuksessen i denne perioden med en sikkerhet på 84 %. Det eneste klare avviket var det dårlige sildeåret 1999, da ungene ble fostret opp på andre byttedyr og hekkingen likevel ble vellykket. En modell med NAO vinterindeks alene var ikke signifikant og forklarte bare 11 % av utflygingssuksessen, dvs. vesentlig mindre enn for hekkesuksessen til havhest på Orknøyene (28 %, Thompson & Ollason 2001). En annen analyse (Durant *et al.* i revisjon) viser at ungeperiodens lengde er påvirket av kyststrømmens temperatur og salinitet på 0-20 m dyp i mars (den viktigste produksjonsperioden for plankton), altså lenge før lundenes ungeperiode starter. Ungeperiodens lengde skiller langt bedre mellom dårlige år enn utflygingssuksess, siden det er så mange år (i snitt hvert annet) hvor omtrent samtlige unger dør i reiret. Resultatene viser at lundenes reproduksjon i stor grad er styrt av produksjonen på de laveste trofiske nivå (plankton), selv om effekten er indirekte via planktonets betydning for overlevelsen til 0-gruppe sild og andre av lundens pelagiske byttedyr.

Ungfuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.1).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. Når gjenfunnsindeksene for ungfuglenes overlevelse (**figur 3.17**) plottes mot NAO vinterindeks i ungenes første vinter, trer et tydeligere mønster frem. Selv om de to siste tiårene (hvor våre undersøkelser har vært mest standardisert) var preget av

gjennomgående høye NAO-indeks, reflekterer NAO trolig forhold som er viktige for ungenes overlevelse i første leveår. Materialet må likevel analyseres mer grundig, bl.a. ved å innarbeide hensyn til ungenes kondisjon ved reirforlating og viktige endringer i feltmetodikk som kan ha påvirket sannsynligheten for gjenfunn av unger fra ulike årganger.

Hekkefuglenes overlevelse (jf. kapittel 3.5.2).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. Siden NAO er et storskala-fenomen, kan denne indeksen forventes å reflektere viktige egenskaper ved miljøforholdene til lundene når de ferdes over store havområder utenfor hekkesesongen. Disse vil igjen påvirke så vel fuglenes overlevelse mellom år som deres villighet til å investere energi til reproduksjon i en ny hekkesesong. I samarbeid med Vladimir Grosbois har vi analysert overlevelsen for voksne lunder på Røst i forhold til lundeungenes utflygingssuksess, lengden på silda i reirungenes diett og NAO vinterindeks. Analysen, som er gjort separat for hvert kjønn bekrefter den årlige variasjonen i lundenes overlevelse som er dokumentert i **tabell 3.10** og at denne parameteren er positivt korrelert med ungenes utflygingssuksess i utgangsåret (jf. **figur 3.18**). Siden det er et sterkt samsvar mellom lundenes reproduksjon og den samtidige 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. Videre varierer lundenes fangbarhet i hekkesesongen både med sildelengden og NAO vinterindeks, og er høyest for hannene. Dette kan indikere at hannen tilbringer mer tid sittende i kolonien og trolig er mer restriktiv i sin reproduktive investering, dvs. mindre villig enn hunnen til å delta i rugingen og/eller mating av ungen. I en annen analyse (Harris *et al.* 2005) sammenlignet vi overlevelsen til voksne lunder på Røst, Hornøya (Øst-Finnmark), Isle of May, Fair Isle (Skottland) og Skomer (Wales). Disse bestandene har utviklet seg svært ulikt og deres utbredelse vinterstid ser også ut til å være forholdsvis lite sammenfallende. Det var derfor overraskende å konstatere at den generelle overlevelsen i perioden 1990-2002 var så godt som lik i alle koloniene. Følgelig er forskjellene i bestandsutvikling i det alt vesentlige forklart ved ulikheter i reproduksjon og rekruttering til bestandene. Vi viste også at for tre av koloniene er overlevelsen påvirket av sjøtemperaturen omkring kolonien i hekkesesongen (mai – juli), men mens sammenhengen er positiv på Røst (høyere temperatur gir bedre overlevelse) er den negativ på Fair Isle og Skomer. Forklaringen ligger høyst sannsynlig i at bestandene er avhengige av ulike byttedyr som responderer ulikt på temperaturendringer (f.eks. sild og sil, jf. Toresen & Østvedt 2000, Sætre *et al.* 2002, Arnott & Ruxton 2002).

Hekketidspunkt (jf. kapittel 3.4.2).

Variasjoner på stor skala i tid og rom. Vi har også påvist en klar samvariasjon mellom lundenes hekkestart (målt siden 1978 som gjennomsnittlig klekketidspunkt, **tabell 3.5**) og vinterindeksen for NAO (Durant *et al.* 2004a). Jo høyere indeks, dess tidligere hekking. Forholdet er likevel ikke konsekvent, men holder stikk en del år av gangen. Det var f.eks. ingen tydelig samvariasjon i årene 1987-94, i motsetning til periodene før og etter dette. Vi kjenner ikke i detalj hvilke mekanismer som forklarer slike "regimeskifter", men både NAO vinterindeks, samt hekkesuksessen og sildestørrelsen i det foregående året var forskjellige i de to regimene. I det regimet hvor det er samvariasjon mellom NAO og hekkestart kan disse tre parametrene predikere klekketidspunktet med en sikkerhet på 86 %.

4 Resultater for andre arter

Gjennom årene har arbeidet med lundene på Hernyken og overvåkingen av de andre artene på andre øyer i Røst gitt oss mulighet til å samle parallell informasjon for andre parametere enn bestandsutvikling for flere arter enn lunde. Dette har enkelt latt seg kombinere med lundearbeidet i år hvor lundene mislykkes tidlig med hekkingen, men stadig bedre rutiner og mer rasjonell innsamling av data for lundeseriene har også vært med på å skape muligheter for å etablere helt nye og løpende dataserier for andre arter.

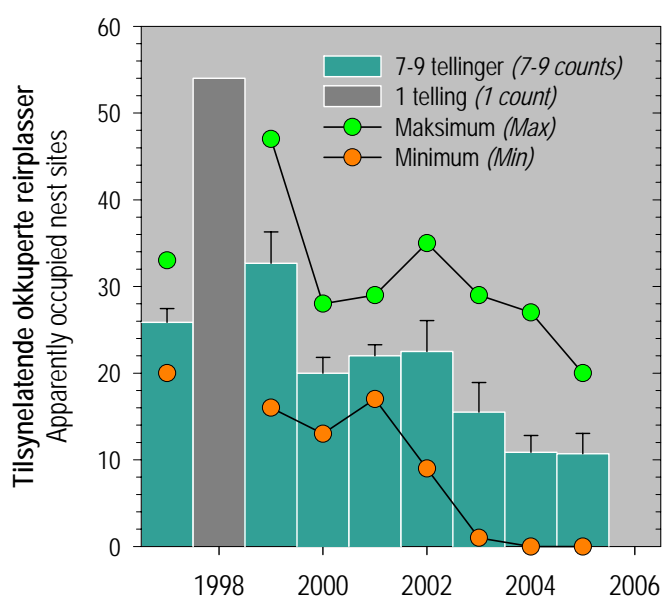
Arbeidet med SEAPOP-programmet, som har vært i støpeskjeen fra 1999 og under etablering fra 2004, har stimulert ytterligere til større innsats på andre arter enn lunde, og da spesielt for å skaffe tilveie dataserier for overlevelse og reproduksjon. Mest arbeid er viet toppskarv, krykkje, lomvi og teist, men vi samler nå også inn enkle dataserier for flere andre arter. Dette kapittelet presenterer og diskuterer løpende de viktigste dataseriene for 11 arter i systematisk rekkefølge. I et par tilfelle finnes ytterligere data som ennå ikke er opparbeidet.

4.1 Havhest *Fulmarus glacialis*

Bestandsutvikling. Den eneste tidsserien vi har for havhest er takseringen av tilsynelatende okkuperte reirplasser i branten på østsiden av Hernyken (figur 4.1). Bestanden har gått kraftig tilbake i overvåkingsperioden. Nedgangen er på hele 14.9 % pr. år (lineær regresjon på \ln -transformerte data, $r^2=0.741$, $n=9$, $p=0.003$). Et omtrent totalt fravær av fugl på enkelte tellinger de siste tre årene vitner trolig også om svært dårlige hekkeforhold.



© T. Aarvæk



Figur 4.1

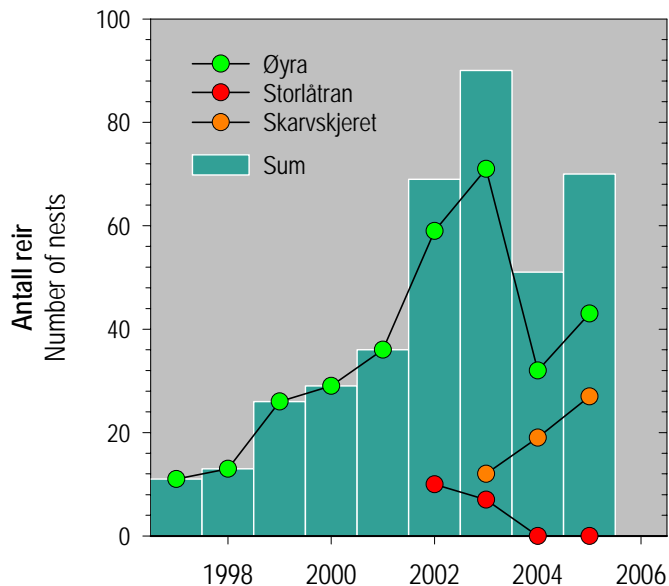
Utviklingen i hekkebestanden av havhest på østsiden av Hernyken (tilsynelatende okkuperte reirplasser ± 1 SE) i perioden 1997-2005 (søyler). Maksimum og minimumsverdier er vist for alle år med mer enn en telling. - The development of the breeding population of northern fulmar on Hernyken (apparently occupied nest sites ± 1 SE) in 1997-2005 (bars). Maximum and minimum values are shown for all years with more than one count.

4.2 Storskarv *Phalacrocorax carbo carbo*

Bestandsutvikling. I sin dagbok fra 1897 skrev ornitologen J.A. Thome at det hekket storskarv på Røst (Aarvak 1993), men arten er senere ikke kjent som hekkefugl før Arnfinn Ellingsen (pers. medd.) fant 11 reir på Øyra i 1997. Etter dette økte kommunens - bestand av storskarv eksponentielt fram til 2003 da bestanden talte 90 par og var fordelt på tre lokaliteter (figur 4.2.). Året etter gikk antallet betydelig tilbake før det tok seg noe opp igjen i 2005. Da hekket det til sammen 70 par på to lokaliteter. Den gjennomsnittlige bestandsendringen i overvåkingsperioden er så høy som 28.0 % pr. år (lineær regresjon på \ln -transformerte data, $r^2=0.832$, $n=9$, $p<0.001$) og er trolig forklart ved en kombinasjon av egenrekruttering og innvandring.



© T. Anker-Nilsen



Figur 4.2

Utviklingen til hekkebestanden av storskarv på Røst (okkuperte reir) i perioden 1997-2005 (søyler). Sirkelplottene viser utviklingen for hver av de tre koloniene som er påvist. – Development of the breeding population of great cormorant in Røst (occupied nests) in 1997-2005 (bars). The circular plots show the development for each of the three colonies registered.

Kullstørrelse. Målt som gjennomsnittlig kullstørrelse har storskarvenes produksjon på Røst vært jevnt god i de årene vi har stått for overvåkingen (tabell 4.1). Selv om det er noen tydelige forskjeller mellom de ulike koloniene i samme år både når det gjelder klekketidspunkt og kullstørrelse, er variasjonen i kullstørrelse mellom år ikke veldig betydelig med en variasjonsbredde på bare 0.44 i midten av juni (2.14-2.58, tabell 4.1).

Tabell 4.1

Statistikk for kullstørrelse hos storskarv på Røst i 2002-05. Estimer angitt uten SE er basert på totaltelling av reir, egg og unger i kolonien. Totalestimatet for hvert år er basert på tellingene med største kullstørrelse i hver koloni. – *Parameters of clutch size for great cormorants in Røst in 2002-05. Estimates with no SE are based on total counts of nests, eggs and chicks in the colony. The total estimate for each year is based on the counts with highest clutch size in each colony.*

Lokalitet <i>Locality</i>	Besøk <i>Visit</i>	2002				2003				2004				2005			
		Dato <i>Date</i>	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	<i>n</i>	Dato <i>Date</i>	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	<i>n</i>	Dato <i>Date</i>	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	<i>n</i>	Dato <i>Date</i>	Snitt <i>Mean</i>	SE <i>SE</i>	<i>n</i>
Øyra	1	8.7	2.46	-	59	5.7	2.41	0.10	71	19.6	2.06	0.26	32	17.6	1.95	0.21	43
	2													6.7	2.23	0.15	43
Storlåttran	1	13.7	2.10	0.43	10	11.7	1.57	0.50 ^A	7								
Skarvskjeret	1					17.6	2.58	0.26	12	19.6	2.26	0.31	19	17.6	3.04	0.19	27
	2					11.7	1.92	0.38	12					6.7	2.48	-	27
Totalt - <i>Total</i>			2.41	-	69		2.28	0.10 ^B	90		2.14	0.20	51		2.54	0.13	70

A) Basert på 4 av kullene (snitt 1.50) – *Based on 4 of the clutches (mean 1.50)*

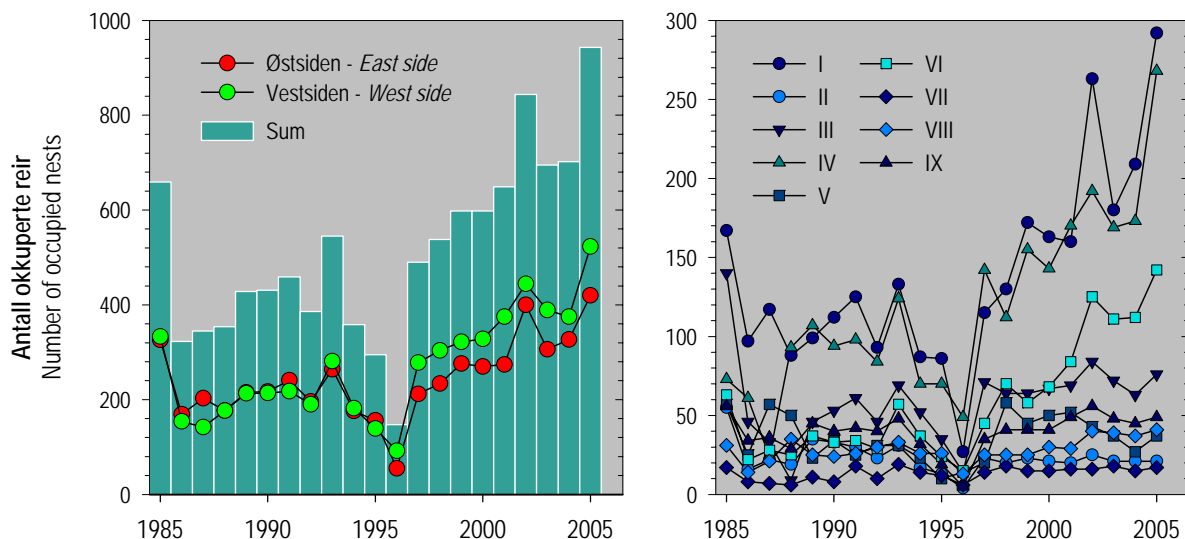
B) Basert på 87 av kullene (snitt 2.39) – *Based on 87 of the clutches (mean 2.39)*

4.3 Toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*

Bestandsutvikling. Hekkebestandens størrelse har variert kraftig gjennom overvåkingsperioden, men den overveiende positive trenden med en gjennomsnittlig rate på 3.6 % pr. år er signifikant (**figur 4.3**, lineær regresjon på \ln -transformerte data, $r^2=0.275$, $n=21$, $p=0.015$). Utviklingen bærer preg av en ekstrem nedgang i antall hekkende fugler i 1996, men allerede året etter var bestanden tilbake på normalt nivå. Episoden skyldtes således ikke noen uvanlig dødelighet av voksne fugler, men at de fleste fuglene unnlot å hekke dette året. Det var ingen påfallende forskjell i utvikling på østsiden (feltene I-II og VII-IX) og vestsiden (feltene III-VI) av øya, men utviklingen i de enkelte takseringsfeltene var høyst ulik, fra en nedgang på 62 % (felt II) til en økning på 267 % (felt IV) gjennom 20-årsperioden (**figur 4.3**). Det var en svak tendens til at store felt økte mest ($r^2=0.366$, $F_{1,7}=4.04$, $p=0.084$).

Hekketidspunkt og kullstørrelse. Gjennom overvåkingsperioden har vi registrert reirinnhold for i alt 9300 (86.2 %) av 10 787 toppskarvreir på Ellefsnyken. Dataene er nylig analysert i større detalj for å belyse interaksjoner med forekomst av ung sei (jf. Anker-Nilssen 2005). Årlige estimer pr. 20. juni hvert år for hvor stor andel av reirene som da inneholder egg og/eller unge(r), i hvor stor andel av disse reirene det også har klekket egg, kullstørrelsen i reir med innhold og kullstørrelsen for alle kontrollerte reir på samme tidspunkt er gitt i **tabell 4.2**. Merk at kullstørrelse for alle reir i større grad er påvirket av hekkevillighet og hekketidspunkt enn kullstørrelsen for reir med innhold. Førstnevnte kan således forventes å være et mer generelt mål for reproduktiv innsats enn de øvrige parametrene. De fire dataseriene varierer parallelt i forhold til antall hekkende par, med de laveste verdiene når bestanden er liten og de høyeste verdiene ved midlere bestandsstørrelse (**figur 4.4**). Forsinket og redusert reproduksjon når bestanden er ekstra stor er trolig en tetthetsavhengig effekt forårsaket av økt konkurranse mellom individene om ulike ressurser (f.eks. reirplasser, reirmateriale, partnere og næring), mens den kraftigere, negative effekten når bestanden er liten vitner om dårlige miljøforhold.



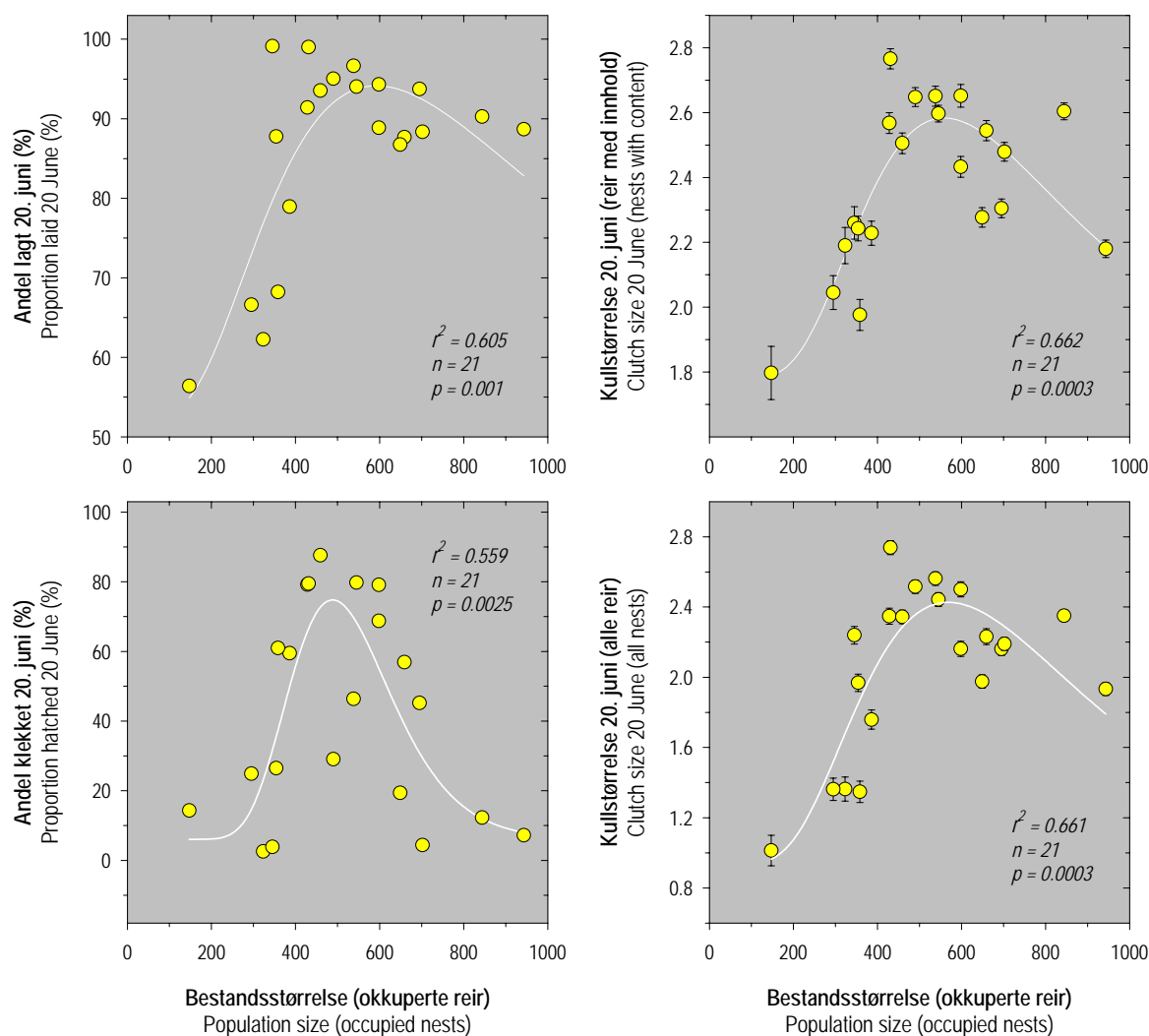
**Figur 4.3**

Utviklingen til hekkebestanden av toppskarv på Ellefsnyken (okkuperte reir) i perioden 1985-2005, vist både som totalbestand (søyler) og oppdelt på øst- og vestsiden av øya (sirkelplokk, venstre graf), og for hvert enkelt av de ni takseringsfeltene (høyre graf). – *Development of the breeding population of European shag on Ellefsnyken (occupied nests) in 1985-2005, shown both as total population (bars) and for the west and east side of the island separately (circles, left panel), and for each of the nine monitoring plots (right panel).*

Tabell 4.2

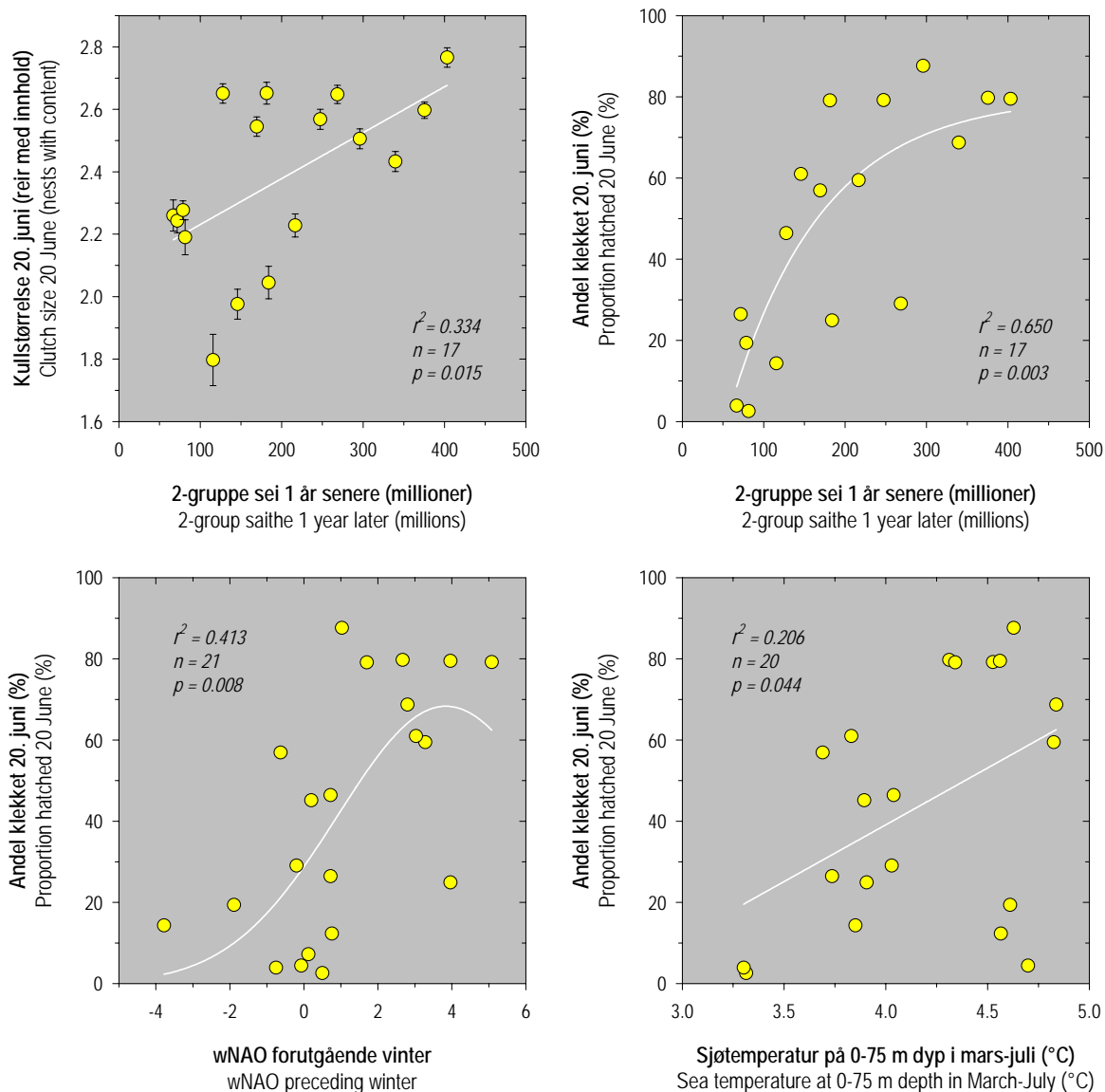
Innsatsperiode, antall besøk og estimater for andel lagt, andel klekket (av reir med innhold) og kullstørrelse hos toppskarv i kolonien på Ellefsnyken pr. 20. juni hvert år i perioden 1985-2005. – *Study period, no. of visits and parameters of proportion laid, proportion hatched (of nests with content) and clutch size of European shag in the colony on Ellefsnyken per 20 June each year in the period 1985-2005.*

År <i>Year</i>	Periode (ant. besøk)		Prosent av reir med egg <i>Percentage of nests with egg(s)</i>				Kullstørrelse (reir m/innhold) <i>Clutch size (nests w/content)</i>			Kullstørrelse (alle reir) <i>Clutch size (all nests)</i>		
	<i>Period (no. of visits)</i>		lagt <i>laid</i>	<i>n</i>	klekket	<i>n</i>	Snitt <i>Mean</i>	<i>SE</i>	est. <i>n</i>	Snitt <i>Mean</i>	<i>SE</i>	<i>n</i>
				<i>n</i>	<i>n</i>	<i>n</i>		<i>SE</i>	est. <i>n</i>		<i>SE</i>	<i>n</i>
1985	13.6-19.6	(5)	87.7	557	56.9	492	2.54	0.031	488.4	2.23	0.045	557
1986	21.5-3.7	(3)	62.2	348	2.5	223	2.19	0.056	185.5	1.36	0.069	298
1987	18.6	(1)	99.1	164	3.9	164	2.26	0.050	162.5	2.24	0.050	164
1988	8.6	(1)	87.8	335	26.5	312	2.24	0.038	294.0	1.98	0.049	335
1989	17.6-21.6	(3)	91.4	388	79.2	358	2.57	0.032	354.7	2.35	0.046	388
1990	20.6-25.6	(4)	99.0	409	79.5	392	2.77	0.031	404.9	2.74	0.040	409
1991	12.6-13.6	(2)	93.5	407	87.6	394	2.51	0.032	380.7	2.35	0.039	407
1992	17.6-30.6	(4)	78.9	366	59.5	291	2.23	0.037	288.9	1.76	0.055	366
1993	17.6-30.6	(4)	94.1	502	79.7	466	2.60	0.026	472.1	2.44	0.039	502
1994	17.6-6.7	(5)	68.2	318	61.0	206	1.98	0.048	216.9	1.35	0.061	318
1995	17.6-12.7	(4)	66.6	284	24.9	158	2.05	0.052	189.1	1.36	0.064	284
1996	12.6-24.6	(4)	56.4	142	14.3	69	1.80	0.082	80.1	1.01	0.087	142
1997	12.6-28.6	(5)	95.0	444	29.1	423	2.65	0.029	421.9	2.52	0.038	444
1998	18.6-10.7	(6)	96.6	463	46.4	441	2.65	0.031	447.5	2.56	0.039	463
1999	28.6-21.7	(6)	94.3	457	79.1	421	2.65	0.035	431.0	2.50	0.043	457
2000	26.6-18.7	(6)	88.9	491	68.7	431	2.43	0.032	436.3	2.16	0.043	491
2001	20.6-27.7	(7)	86.8	553	19.4	482	2.28	0.030	479.8	1.98	0.038	553
2002	24.6-22.7	(8)	90.3	742	12.3	681	2.60	0.026	669.8	2.35	0.033	742
2003	23.6-21.7	(9)	93.7	601	45.2	545	2.31	0.029	563.4	2.16	0.036	601
2004	17.6-23.7	(10)	88.3	565	4.4	520	2.48	0.029	499.1	2.19	0.037	565
2005	16.6-19.7	(8)	88.7	814	7.2	722	2.18	0.027	721.8	1.93	0.036	814
Snitt - <i>Mean</i>		5.0	86.1	21	42.3	21	2.38		21	2.07		21
<i>SE</i>		0.5	2.7		6.5		0.06			0.10		

**Figur 4.4**

Fire parametere for toppskarvens reproduksjon på Ellefsnyken estimert pr. 20. juni i årene 1985-2005, plottet i forhold til hekkebestandens størrelse: i hvor stor andel av reirene det var lagt egg (øverst t.v.), gjennomsnittlig kullstørrelse (± 1 SE) i reirene hvor det var lagt egg (øverst t.h.), i hvor stor andel av de samme reirene klekking hadde funnet sted (nederst t.v.) og gjennomsnittlig kullstørrelse (± 1 SE) i samtlige undersøkte reir (nederst t.h.). En log-normal kurvefunksjon er tilpasset hvert av datasettene (henholdsvis $F_{3,20}=8.69$, $p=0.001$, $F_{3,20}=11.1$, $p=0.0003$, $F_{3,20}=7.19$, $p=0.003$ og $F_{3,20}=11.0$, $p=0.0003$). – Four parameters for the reproductive performance of European shag on Ellefsnyken estimated per 20 June in the years 1985-2005, plotted against breeding population size: the proportion of nests in which egg(s) had been laid (top left), mean clutch size (± 1 SE) in the same nests (top right), the proportion of these nests in which hatching had occurred (bottom left) and mean clutch size (± 1 SE) in all nests examined (bottom right). A log normal curve function is fitted to each data set ($F_{3,20}=8.69$, $p=0.001$, $F_{3,20}=11.1$, $p=0.0003$, $F_{3,20}=7.19$, $p=0.003$ and $F_{3,20}=11.0$, $p=0.0003$ respectively).

Både hekketidspunkt og kullstørrelse varierer med bestandsstørrelse (**figur 4.4**). En liten bestand ledsages gjerne av sen hekkestart og små kull og vitner om dårlige miljøforhold. Den samme tendensen er tydelig når bestanden er ekstra stor, men skyldes da mest sannsynlig betydelig rekruttering av førstegangshekkende fugler (som legger små og sene kull) og økt konkurranse om ressursene i kolonien (f.eks. hekkeplasser og reirmateriale). Kullstørrelse og hekketidspunkt er også tydelig påvirket av tilgangen på 1-gruppe sei, og hekkestarten utsettes dersom vinterindeksen for NAO eller temperaturen i kyststrømmen er særlig lav (**figur 4.5**). Det siste fenomenet er klart negativt for årsklassestyrke og overlevelse til 0-gruppe sei (Anker-Nilssen 2005).

**Figur 4.5**

Gjennomsnittlig kullstørrelse (± 1 SE) i toppskarvveir med innhold estimert pr. 20. juni på Ellefsnyken i årene 1985-2005 plottet mot Havforskningsinstituttets mål for forekomst av 2-gruppe sei ett år senere (øverst t.v.), i hvor stor andel av de samme reirene klekking da hadde funnet sted plottet mot hhv. det samme mål for sei (øverst t.h.), samt mot NAO vinterindeks i den forutgående vinter (nederst t.v.) og mot gjennomsnittlig sjøtemperatur på 0-75 m dyp ved Skrova i Vestfjorden i mars-juli samme år (nederst t.h.). Ulike kurvefunksjoner er tilpasset datasettene (henholdsvis lineær regresjon, $F_{1,16}=7.53$, $p=0.015$; sigmoid regresjon, $F_{3,16}=8.04$, $p=0.003$; gaussisk regresjon, $F_{2,20}=6.33$, $p=0.008$ og lineær regresjon, $F_{1,19}=4.68$, $p=0.044$). Data for sei er fra ICES (2005a) med tillatelse fra Sigbjørn Mehl på Havforskningsinstituttet, mens hans kollega Øivin Strand leverte temperaturdataene. – Mean clutch size (± 1 SE) in nests of European shag estimated per 20 June on Ellefsnyken in the years 1985-2005 plotted against XSA measurements of 2-group saithe abundance one year later (top left), the proportion of these nests in which hatching then had occurred plotted against the same saithe parameter (top right) as well as against the NAO winter index of the preceding winter (bottom left) and against sea temperature at 0-75 m depth outside Skrova in Vestfjorden in March-July of the same year (bottom right). Different curve functions are fitted to the data sets (linear regression, $F_{1,15}=5.43$, $p=0.035$; sigmoid regression, $F_{3,15}=5.77$, $p=0.011$; Gaussian regression, $F_{2,20}=6.33$, $p=0.008$ and linear regression, $F_{1,19}=4.68$, $p=0.044$, respectively). The saithe data are from ICES (2005a) and with permission from Sigbjørn Mehl at the Institute of Marine Research, whereas his colleague Øivin Strand provided the sea temperature data.

Voksenoverlevelse. Det totale materialet omfatter 273 fargemerkede hekkefugler. I den videre analysen har vi utelatt 17 individer som ble merket i tre felt (VII-IX) sørøst på øya det første året fordi senere erfaring har vist at fuglene som oppholder seg der er vanskeligere å observere i felt enn fugler i de øvrige merkefeltene (III-VI). Den beste modellen ($AIC_c=650.57$) har variasjon i både overlevelse og fangbarhet [$\Phi(t) p(t)$], slik det er naturlig å forvente (jf. omtale av resultatene for lunde, **kapittel 3.5.2**). Resultatene fra denne modellen (**tabell 4.3**) indikerer at dødeligheten var godt og vel dobbelt så høy fra 2003 til 2004 (24.5 %) som året før (11.2 %). Modellen er signifikant bedre enn modellene [$\Phi(t) p(.)$] ($AIC_c=656.01$: $\chi^2=9.55$, $df=2$, $p=0.008$) og [$\Phi(.) p(.)$] ($AIC_c= 655.90$, $\chi^2=13.5$, $df=4$, $p=0.009$) men ikke signifikant bedre enn modellen [$\Phi(.) p(t)$] ($AIC_c=650.62$, $\chi^2=4.17$, $df=2$, $p=0.125$) som gir en konstant overlevelse på 81.7 %.

Tabell 4.3

Årlig overlevelse og fangbarhet siden 2002 for hekkende toppskarver på Ellefsnyken, estimert ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent med standardfeil (SE) og 95 % konfidensintervall (CI). Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – *Annual survival and recapture rates from 2002 for European shags breeding on Ellefsnyken estimated using the programme MARK and expressed as percentages with standard error (SE) and 95% confidence interval (CI). The choice of model underlying the results is explained in the text.*

Periode Period	Overlevelse Survival rate		År Year	Fangbarhet Recapture rate		Individer observert Individuals observed
	Estimat (SE)	95 % CI		Estimat (SE)	95 % CI	
	Estimate (SE)	95% CI		Estimate (SE)	95% CI	
2002-03	88.8 (3.47)	80.0–94.0	2003	69.2 (4.95)	58.8–78.0	83
2003-04	75.5 (3.17)	68.8–81.2	2004	85.1 (3.01)	78.2–90.1	106
2004-05	–	–	2005	–	–	124

4.4 Gråhegre *Ardea cinerea*

Kullstørrelse. Gråhegre er perifer som sjøfugl, men bestanden på Røst har et marint tilknyttet levevis. Vi har derfor startet en enkel tidsserie på bestands- og kullstørrelse på noen holmer nordvest i Røst (**tabell 4.4**), og ringmerker unger som er passe store når vi besøker området. Variasjonen i kullstørrelse mellom de tre årene år er signifikant (ANOVA, $F_{2,25}=5.57$, $p=0.010$).

Tabell 4.4

Årlig bestandsstørrelse og kullstørrelse for gråhegre på Synstvestlåttran, Låterskolten og Storlåttran i 2003-05. – *Annual population size and clutch size of grey heron on Synstvestlåttran, Låterskolten and Storlåttran in 2003-05.*

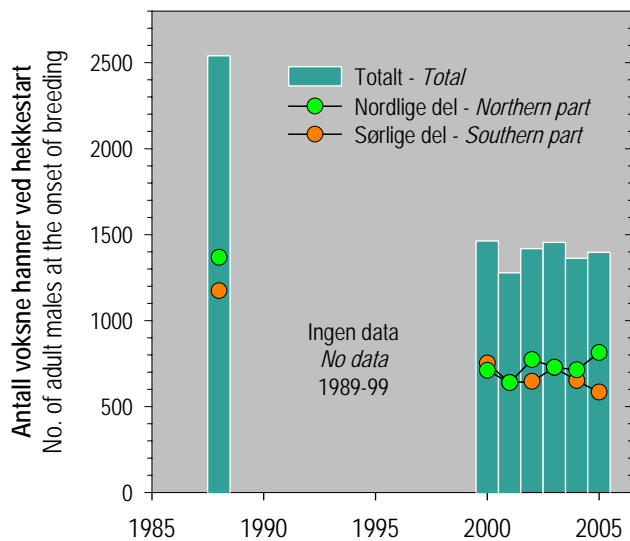
År Year	Dato Date	Antall reir No. of nests	Kullstørrelse Clutch size		
			Snitt Mean	SE SE	n
2003	11.7	14	3.57	0.17	14
2004	21.6	6	2.17	0.48	6
2005	6.7	8	2.63	0.42	8
Snitt – Mean		9.3	2.79	0.41	3



© T. Anker-Nielsen

Store hegreunger på reiret – Large heron chicks at nest

4.5 Ærfugl *Somateria mollissima*



© T. Anker-Nielsen

Figur 4.6

Utviklingen til hekkebestanden av ærfugl på Røst (voksne hanner) i årene 1988-2005 (søyler). Sirkelplottene viser utviklingen nord og sør for den viktigste innseilingsleden til Røst. – Development of the breeding population of common eider in Røst (adult males) in 1988-2005 (bars). The circular plots show the development north and south of the main shipping lane entrance to Røst.

Bestandsutvikling. Den første systematiske takseringen av den hekkende ærfuglbestanden på Røst ble gjort i 1988, da det ble opptalt 3444 voksne ærfugl hanner tidlig i hekkesesongen (midt i mai). I 2000-05 var bestanden rimelig stabil med et snitt på 1396 hanner i de 15 overvåkingsområdene som også ble talt i 1988 (**figur 4.6**), og hvor 73.8 % av bestanden da befant seg. Dette er en tilbakegang på 45 % og antyder at det nå er total 1900 voksne ærfugl hanner på Røst. Det ser ut til at endringen er den samme nord for Vedøy (der ferdseilen er størst) som lenger sør i kommunen. Siden tellingen i 1988 er enkeltstående, er det uvisst om endringen gjenspeiler en reell nedgang eller om Røst av spesielle årsaker (f.eks. forsinket trekk) hadde en uvanlig stor bestand med mange ikke-hekkende ærfugler det året.

Kullstørrelse. Vi har ikke funnet noen tydelig variasjon i eggkullstørrelse for ærfugl på Røst i perioden 2001-05 (**tabell 4.5**, ANOVA, $F_{4,71}=1.21$, $p=0.313$), men på enkelte holmer (bl.a. Gjelfruvær) har vi i noen år registrert at havørn har drept et betydelig antall rugende hunner.



© T. Anker-Nielsen

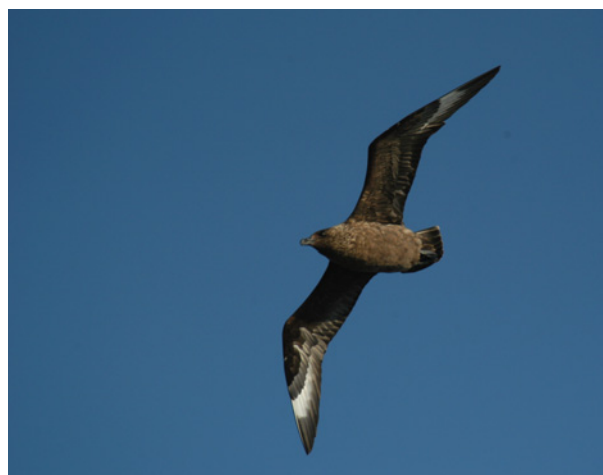
Tabell 4.5

Årlig kullstørrelse (egg) for ærfugl i sørvestlige deler av Røst i 2001-05. – Annual clutch size (eggs) of common eider in south-western parts of Røst in 2001-05.

År Year	Kullstørrelse - Clutch size		
	Snitt - Mean	SE	n
2001	3.22	0.24	18
2002	3.00	0.44	7
2003	3.75	0.37	16
2004	3.55	0.26	20
2005	2.93	0.32	15
Snitt - Mean	3.29	0.16	5

4.6 Storjo *Catharacta skua*

Bestandsutvikling. Tidsserien for storjo er rimelig lang, men kort fortalt. Første gang vi påviste at arten hekket på Røst var i 1988, da vi ringmerket en reirunge på Store Svarvøy. Et par år senere flyttet trolig dette paret til området ved Sand-skjær og Melholmen, eller (mindre sannsynlig) det første paret forsvant og et nytt par etablerte seg der. Her har det siden hekket ett par så godt som årlig fram til 2005, da det for første gang hekket to par i kommunen, ett på hver av øyene.



© T. Anker-Nilsen

Voksen storjo angriper – *Adult great skua attacking*



© T. Anker-Nilsen

Med merking av reirunger på Sandskjær i 1996 (1), 2002 (1) og 2005 (2) og på Melholmen i 2005 (1), har vi ringmerket i alt seks unger på Røst. Det foreligger allerede ett gjenfunn: ungen fra 2002 ble funnet på kysten av Almeria-provinsen i Sørøst-Spania midt i mars året etter. Fuglen ble rapportert å ha krok og snøre i nebbet. Funnet ble gjort 3513 km sør-sørvest for Røst og er det sørligste gjenfunnet for norskmerkede storjoer (jf. Bakken *et al.* 2003). Som illustrert på bildene fikk de tre ungene som ble ringmerket i 2005 også hver sin røde fargering av plast med en individuell kode av to hvite bokstaver (AD, AE og AF) på høyre tars. Dette gir oss bl.a. mulighet til å følge en eventuell rekruttering til denne lille bestanden i større detalj og øker sannsynligheten for flere gjenfunn av denne meget sjeldne sjøfuglen.

De tre storjounge som ble merket i 2005 fikk også hver sin fargering – *The three great skua chicks that were ringed in 2005 were also equipped with a colour-ring each.*



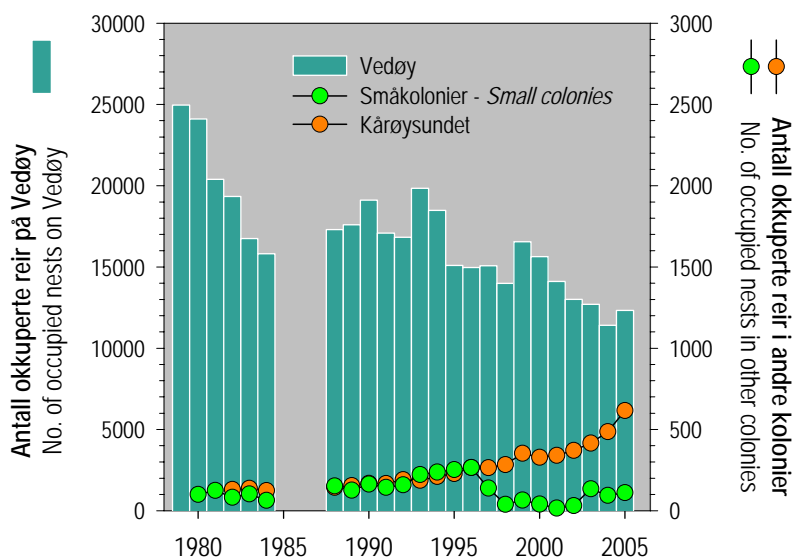
© T. Anker-Nilsen

4.7 Krykkje *Rissa tridactyla*

Bestandsutvikling. Krykkjebestanden i den store kolonien på Vedøy har gått tilbake med 50.6 % siden 1979 (**figur 4.7**). Dette tilsvarer en nedgang på 2.0 % pr. år (lineær regresjon på \ln -transformerte data, $r^2=0.726$, $n=24$, $p<0.001$). Estimaten i **figur 4.7** er justert i forhold til den siste totaltellingen som ble foretatt i 1988 (17 296 reir) og forutsetter at utviklingen i de sju prøvefeltene er representativ for hele kolonien. Endringen er ganske parallell med utviklingen for lundebestanden i samme periode (jf. **figur 3.1**, Pearson $r^2=0.646$, $p<0.001$). Bestandene på holmer lengre sør (Røstholmen, Gjelfruvær, Buvær og Skomvær) har variert mellom 16 par i 2001 og 265 par i 1996 og har maksimalt utgjort 1.7 % av kommunens totalbestand (**figur 4.7**), mens bestanden som hekker på bygninger langs Kårøysundet har økt nærmest uavbrutt og utgjorde 4.7 % av totalbestanden i 2005.

Figur 4.7

Utviklingen til hekkebestanden av krykkje (okkuperte reir) på Vedøy (søyler), i de små koloniene på holmer lengre sør (grønne sirkler) og på bygninger på begge sider av Kårøysundet (oransje sirkler) i perioden 1979-2005. Kolonien ble ikke overvåket i 1985-87. – *Development of the breeding population of black-legged kittiwake in Røst (occupied nests) at Vedøy (bars), in the small colonies on islets farther south (green circles) and on buildings on both sides of Kårøysundet (orange circles) in the period 1979-2005. The colony was not monitored in 1985-87.*



Tabell 4.5

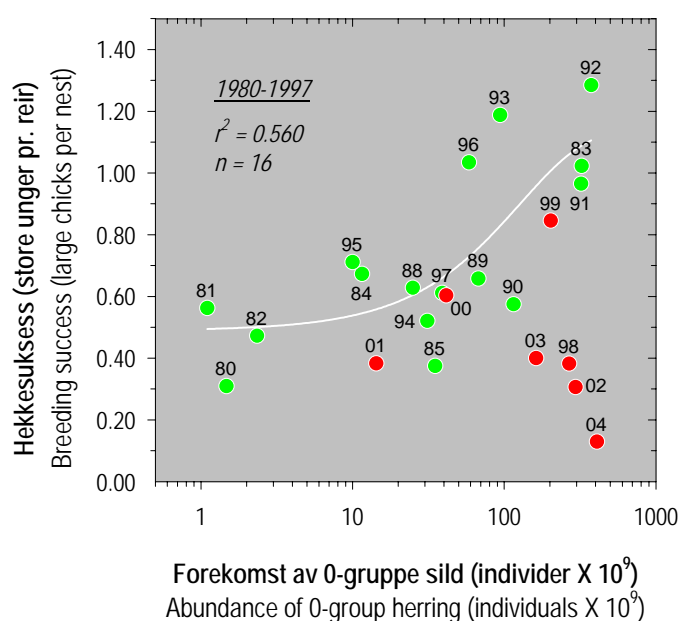
Hekkesuksess for krykkje på Vedøy i 1980-2005 beregnet som gjennomsnittlig antall store unger i reirene i prøvefeltene (tomme reir medregnet) like før de første ungene i kolonien fløy ut. Det finnes ikke data fra 1986-87. Ved beregning av gjennomsnittet for alle år ble hvert år gitt lik vekt. – *Breeding success of black-legged kittiwake at Vedøy in 1980-2005 estimated as the mean number of large chicks in the study plot nests (empty nests included) shortly before the first chicks fledged from the colony. There are no data from 1986-87. When calculating the overall mean each year was given equal weight.*

År	Reir	Unger	Suksess	År	Reir	Unger	Suksess	År	Reir	Unger	Suksess
<i>Year</i>	<i>Nests</i>	<i>Chicks</i>	<i>Success</i>	<i>Year</i>	<i>Nests</i>	<i>Chicks</i>	<i>Success</i>	<i>Year</i>	<i>Nests</i>	<i>Chicks</i>	<i>Success</i>
1980	576	178	0.31	1989	415	273	0.66	1998	521	199	0.38
1981	487	284	0.56	1990	451	259	0.57	1999	616	521	0.85
1982	462	218	0.47	1991	403	389	0.97	2000	582	351	0.60
1983	395	404	1.02	1992	397	510	1.28	2001	525	201	0.38
1984	373	251	0.67	1993	468	556	1.19	2002	484	148	0.31
1985	382	143	0.37	1994	436	227	0.52	2003	473	189	0.40
1986	-	-	-	1995	356	253	0.71	2004	425	55	0.13
1987	-	-	-	1996	557	576	1.03	2005	459	181	0.39
1988	408	256	0.63	1997	561	343	0.61				
								Snitt - <i>Mean</i>		0.63	
								SE		0.06	

Hekkesuksess. Krykkjenes hekkesuksess i overvåkingfeltene på Vedøy har variert kraftig fra år til år (tabell 4.5). Eksempelvis var antall store unger pr. okkupert reir ti ganger høyere i det beste året (1.28 i 1992) enn i det dårligste (0.13 i 2004). Mest interessant er at sammenhengen mellom hekkesuksess og tilgang på 0-gruppe sild, som fram til 1997 var sterkt positiv (Pearson $r^2=0.523$, $n=16$, $p=0.002$) og i hovedtrekk parallell til utflygings-suksessen hos lunde (jf. figur 3.12), ikke lenger viser tegn til samvariasjon (figur 4.8, $r^2=0.030$, $n=23$, $p=0.430$). Dette rimer dårlig med våre observasjoner i krykkjas beiteområder omkring Røst. Her har de enkel tilgang til 0-gruppe sild når denne stimer i overflaten, som er et helt typisk fenomen i gode sildeår. I slike år mater selv rorbukrykkjene på Kårøy ungene sine i hovedsak med en grå grøt av halvfordøyd sildeyngel. Tidspunktet for å dele datasettet er imidlertid valgt med omhu i forhold til en dokumentert eksplosiv økning i antall omstreifende havørn i kommunen fra slutten av 1990-tallet. Mens gjennomsnittlig antall havørn observert daglig på Vedøy, Trenyken og Hernyken i hekkesesongene 1979-97 i sum varierte mellom 2.4 og 5.2 med et årlig snitt på 3.6 individer, har dette i senere år variert mellom 11.2 og 32.9 med et årlig snitt på 18.3 individer, dvs. en femdobling av antallet. En lang rekke tilfeldige observasjoner antyder at forstyrrelse, til en viss grad også predasjon fra havørn har hatt svært negative effekter for krykkjenes hekking i kolonien på Vedøy i senere år. Mens lundene har hatt en rekke vellykkede hekkesesonger og begynt å øke i antall (figur 3.1 og 3.11), har krykkjene produsert jevnt dårlig og den markante tilbakegangen har fortsatt (figur 4.7 og 4.8).



© T. Anker-Nielsen

**Figur 4.8**

Sammenhengen mellom hekkesuksess (antall store unger pr. okkupert reir) for krykkje på Vedøy i 1980-2004 og SeaStar VPA-estimer for antall 0-gruppe sild til samme tid (ICES 2005b). En sigmoid regresjon er tilpasset datasettet for de første 16 årene ($F_{3,15}=5.10$, $p=0.017$). – The relationship between the breeding success (no. of large chicks per occupied nest) of black-legged kittiwake at Vedøy in 1980-2004 and SeaStar VPA estimates for the concurrent abundance of 0-group herring (ICES 2005b). A sigmoid regression curve is fitted to the data set ($F_{3,15}=5.10$, $p=0.017$).

Overlevelse. Fargemerking og observasjon av rorbuhekkende krykkjer på Kårøy har foreløpig avdekket at deres årlige overlevelse i perioden 2003-05 lå i størrelsesorden 82-83 % (**tabell 4.6**). Dette er innenfor variasjonsområdet for krykkjer i åtte andre europeiske kolonier (79.0-89.6 %) men lavere enn hva som er påvist i et par kolonier i Alaska (92.6-93.3 %) (bl.a. Frederiksen *et al.* 2005, Sandvik *et al.* 2005). De fire modellene (1) $\Phi(t)p(t)$, (2) $\Phi(t)p(\cdot)$, (3) $\Phi(\cdot)p(t)$ og (4) $\Phi(\cdot)p(\cdot)$ passet datasettet omtrent like godt (AIC_c hhv. 175.1, 173.6, 173.6 og 171.5; LR-test for største parvise differanse $p=0.860$). Vi har valgt å presentere resultatene fra den beste modellen med variabel overlevelse fordi betydelig miljøvariasjon gjør det lite sannsynlig at overlevelsen faktisk vil være konstant over flere år. Forskjellen mellom de to årene var likevel marginal.

Tabell 4.6

Årlig overlevelse og fangbarhet siden 2003 for rorbuhekkende krykkjer på Kårøy, estimert ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent med standardfeil (SE) og 95 % konfidensintervall (CI). Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – *Annual survival and recapture rates from 2003 for building-nesting black-legged kittiwakes on Kårøy estimated using the programme MARK and expressed as percentages with standard error (SE) and 95% confidence interval (CI). The choice of model underlying the results is explained in the text.*

Periode Period	Overlevelse Survival rate		År Year	Individer observert Individuals observed	Periode Period	Fangbarhet Recapture rate	
	Estimat (SE)	95 % CI				Estimat (SE)	95 % CI
	Estimate (SE)	95% CI				Estimate (SE)	95% CI
2003-04	82.1 (4.94)	70.3–89.8	2004	50	2003-2005	95.2 (3.31)	82.7-98.8
2004-05	83.3 (4.56)	72.4–90.5	2005	71			

4.8 Rødnebbterne *Sterna paradisaea*

Kullstørrelse. Det ser ut til å være betydelig variasjon i eggkullstørrelse hos rødnebbterne fra koloni til koloni og fra år til år (**tabell 4.7**). Dataserien er svært kort og foreløpig ikke verdt å analysere nærmere i forhold til variasjon i ulike miljøbetingelser.



© T. Anker-Nilsen

Tabell 4.7

Statistikk for kullstørrelse hos rødnebbterne på Røst i 2003-05. Estimer angitt uten SE er basert på totaltelling av reir, unger og egg i kolonien. – *Parameters of clutch size for Arctic tern in Røst in 2003-05. Estimates with no SE are based on total counts of nests, chicks and eggs in the colony.*

Lokalitet Locality	2003				2004				2005			
	Dato	Snitt	SE	n	Dato	Snitt	SE	n	Dato	Snitt	SE	n
	Date	Mean	SE	n	Date	Mean	SE	n	Date	Mean	SE	n
Sandskjær	5.7	1.81	0.06	70								
Skulskjeret	23.7	0.69	0.12	16								
Breinykskjeran ^N	25.7	1.45	0.09	67	19.7	2.27	0.13	44	10.7	2.40	0.13	30
Nærmeste skjær øst for Skomvær					24.7	2.50	0.50	2	17.7	1.50	0.50	2
Eflatskjeran ^{NW}					6.8	1.64	0.06	61	6.7	1.79	0.09	28
Totalt		1.54	0.06	153		1.92	0.07	107		2.08	0.09	60

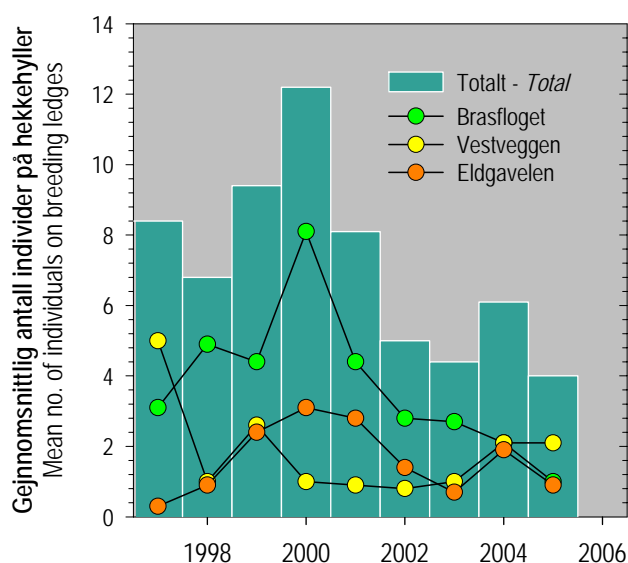
4.9 Alke *Alca torda*

Bestandsutvikling. På Vedøy har alkebestanden gått betydelig tilbake i perioden etter at overvåking ble startet i 1997. Utviklingen er statistisk signifikant og tilsvarer en nedgang på 9.1 % pr. år (lineær regresjon, \ln -transformerte data, $r^2=0.495$, $n=9$, $p=0.034$). Det foreligger ingen systematiske data for bestandens utvikling i tidligere år, men den negative trenden er ikke noe nytt fenomen. Mens Brun (1969b) takserte alkebestanden på Røst til 4800 par i 1964 (hvorav 2800 på Vedøy), anslo vi grovt den totale bestanden til å være omkring 600 par i 2005 (Anker-Nilssen 2006).



© T. Aarvæk

Disse estimatene antyder en reduksjon i Røstbestanden på omkring 85-90 % de siste 40 årene, eller en gjennomsnittlig nedgang på 5.0 % pr. år siden 1964. Ikke uventet er dette bedre enn for lomvi (7.3 % pr. år siden 1960-63) og noe dårligere enn for lunde (4.0 % pr. år siden 1979). Alkene deler hekkehabitat med lomvi, men ligner mer på lunde når det gjelder næringsvalg i hekkesesongen. Som regel bringer de mange små fisk samtidig i hver nebbporsjon til ungen, mens lomvi alltid bærer bare en fisk om gangen. Vinterstid lever alke og lomvi mer kystnært enn lunde. Dette gjør dem vesentlig mer utsatt for å drukne i fiskeredskaper eller bli drept av oljesøl, noe som også reflekteres av dødsårsaker rapportert for gjenfunn av ringmerkede fugler (Bakken *et al.* 2003). For lunde kan 10 % av funnene av døde fugler knyttes til fiskeredskaper mens de tilsvarende andeler for alke og lomvi er 16 % og 68 %. Andelene som kan knyttes til olje er 1 % for lunde, 10 % for alke og 4 % for lomvi. Disse tallene må likevel ikke tolkes som at fiskeredskaper over tid dreper mange ganger flere lomvi og lunde enn oljesøl, siden sannsynligheten for gjenfunn avhenger sterkt av hvordan fuglen har omkommet. Det er nødvendigvis slik at så godt som enhver fugl som drukner i et fiskeredskap senere vil bli håndtert fysisk av mennesker, mens dette bare skjer unntaksvis for fugl som er tilgriset av olje (enten fordi de aldri når land eller de er så tilgriset at de destrueres uten direkte kontakt).



Figur 4.9

Utviklingen i hekkebestanden av alke (gjennomsnittlig antall individer på hekkehøyler) i overvåkingsfeltene for lomvi på Vedøy i perioden 1997-2005 (søyler). Antall fugler i hvert av de tre hovedfeltene er også vist (sirkler). – The development of the breeding population of razorbill (mean number of individuals on breeding ledges) in 1997-2005 (bars). Numbers on each of the three main study plots are also indicated (circles).

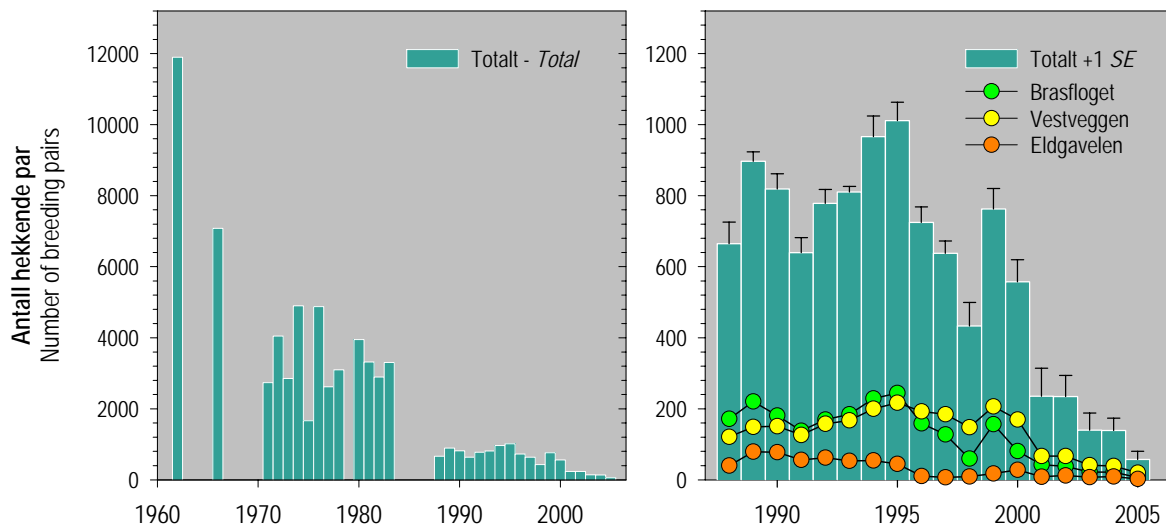
4.10 Lomvi *Uria aalge*



Lomvi med ung sei – Common guillemot carrying a young saithe

Bestandsutvikling. Utviklingen til lomvibestanden på Røst er blant de mest negative i området Lofoten – Barentshavet (figur 4.10). Den del av bestanden som hekker på åpne hyller på Vedøy er nå på kanten av utryddelse. Ved å bruke samme beregningsmåte som Bakken (1986, 1989), som forutsetter en hekkefaktor på 0.61 og at overvåkingsfeltene omfatter 50 % av bestanden på Vedøy, hekket bare 57 par på Vedøy i 2005. Dette er kun en halv prosent av bestandsstørrelsen i 1960-63 (11900 par, Tschanz & Barth 1978). Bestanden ble ikke overvåket i årene 1984-1987, men den kraftige tilbakegangen i den nordnorske lomvibestanden fra 1986 til 1987 rammet tydeligvis også de som hekker på Røst. Antall fugler på hyllene i 1988 var bare 20 % av antallet fem år tidligere. Etter dette var det antydning til oppgang frem til midt på 90-tallet, mens det siste tiåret har vært preget av sterk tilbakegang selv om antallet var rimelig høyt i de to årene på hver side av tusenårsskiftet.

De siste 10-15 årene har det imidlertid skjedd en endring i lomvienes relative fordeling på ulike habitater. Dette skyldes at fugler som hekker lite eksponert i skjul eller ur på andre øyer har vært i tydelig fremgang, i alle fall på Ellefsnyken, Hernyken, Valvær og Gjelfruvær (egne, kvalitative registreringer). Bestandsutviklingen på Vedøy er således ikke representativ for hele

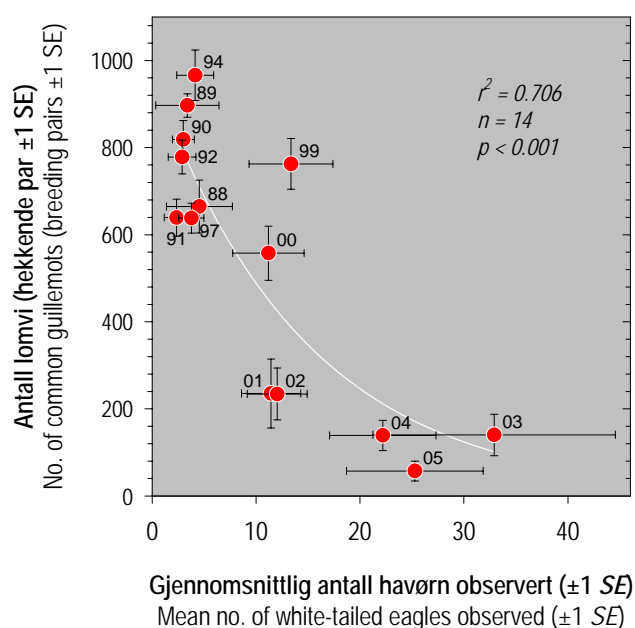


Figur 4.10

Utviklingen til hekkebestanden av lomvi på Vedøy (antall hekkende par) i 1960-2005 (søyler). Høyre graf viser perioden 1988-2005 i større detalj (10X reduksjon i y-akseskala) med standardfeil for totalestimatet og separate plott for bestanden på overvåkingshyllene i de tre klippeveggene som overvåkes (sirkler). – Development of the breeding population of common guillemot on Vedøy (breeding pairs) in 1960-2005 (bars). The right panel shows the period 1988-2005 in greater detail (10X decrease of y-axis scale) with standard error for the total estimate and separate plots for the populations on the monitoring ledges in the three main cliff walls that are covered by the scheme.

Røstbestanden. I 2005 anslo vi den totale bestanden av lomvi på Røst til omkring 600 par, dvs. omtrent like tallrik som alke (Anker-Nilssen 2006). I 1960-63 estimerte Tschanz & Barth (1978) bestanden på Vedøy alene til 11 900 par, og bare noen få år senere dokumenterte Brun (1969a) at Vedøy hadde 73 % av kommunens lomvibestand. Det må altså ha hekket omkring 16 300 par lomvi på Røst tidlig på 1960-tallet. En reduksjon til 600 par over fire tiår senere tilsvarer en nedgang på 7.3 % pr. år (lineær regresjon på \ln -transformerte data) og antyder at gjennomsnittlig, årlig overlevelse for hekkefugler maksimalt har vært 92.7 %. Siden all egenrekruttering og immigrasjon vil bidra til å redusere dette estimatet, har den reelle verdien sannsynligvis vært lavere enn 90 %. Dette er svært dårlig for en art som lomvi, hvor en årlig overlevelse omkring 95 % er mer normalt (f.eks. Sandvik *et al.* 2005).

Bestandsutviklingen antyder perioder med ekstra dårlig overlevelse på 1960-tallet og midt på 1980-tallet. I den siste av disse periodene var nedgangen unison i hele Nord-Norge og på Bjørnøya (f.eks. Lorentsen 2005) og skyldtes sannsynligvis dårlig næringstilgang (f.eks. Vader *et al.* 1990). Nedgangen på Vedøy det siste tiåret må derimot være knyttet til spesielle forhold for fugler som hekker på åpne hyllene, siden bestanden i andre habitater der lomviene hekker i skjul økte i samme periode. Det hersker liten tvil om at dette er knyttet til forstyrrelse og/eller predasjon fra havørn på Vedøy. Den sterke økningen i antall omstreifende havørn i kommunen fra slutten av 1990-tallet (beskrevet i **kapittel 4.7**) som har hatt tydelig negative konsekvenser for krykkjene på Vedøy, har ganske sikkert påvirket lomviene i enda sterkere grad. Dette underbygges (men bevises ikke) av et klart samsvar mellom antall havørn og hekkebestanden av lomvi på Røst etter 1988 (**figur 4.11**).

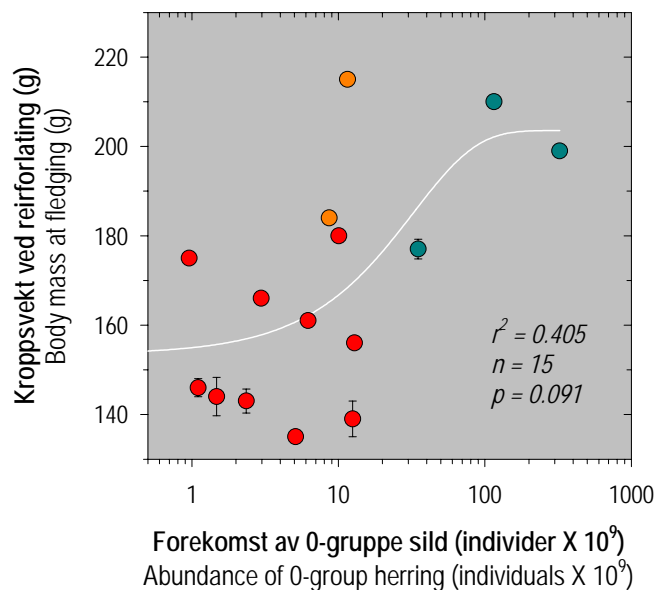


Figur 4.11

Sammenhengen mellom antall hekkende lomvi (par ± 1 SE) på Vedøy og gjennomsnittlig antall havørn (individer ± 1 SE) observert daglig på Vedøy, Trenyken og Hernyken i hekkesesongene 1988-2005. En eksponentiell funksjon er tilpasset datasettet ($F_{1,13}=28.8, p<0.001$). – The relationship between breeding numbers of common guillemot (pairs ± 1 SE) and mean numbers of white-tailed eagles observed daily at Vedøy, Trenyken and Hernyken in the breeding seasons 1988-2005. An exponential decay function has been fitted to the data set ($F_{1,13}=28.8, p<0.001$).



© T. Anker-Nilssen

**Figur 4.12**

Gjennomsnittlig kroppsvekt (g) for lomviunger ved reirforlating på Vedøy i årene 1960-63 (midlet) og 1971-85 i forhold til SeaStar VPA-estimer fra ICES (2005b) for forekomst av 0-gruppe sild i samme år (midlet for 1960-63). Rød, oransje og grønn farge indikerer parallelt en henholdsvis dårlig, moderat og god hekkesuksess hos lunde. En logistisk funksjon er tilpasset datasettet ($F_{3,15}=2.73$, $p=0.091$). – Mean body mass (g) of common guillemot chicks at fledging at Vedøy in the years 1960-63 (mean) and 1971-85 in relation to SeaStar VPA estimates from ICES (2005b) for the abundance of 0-group herring in the same years (averaged for 1960-63). Red, orange and green symbols indicates a parallel poor, median and high fledging success of Atlantic puffins, respectively. A logistic function is fitted to the data set ($F_{3,15}=2.73$, $p=0.091$).

Ungenes kondisjon ved reirforlating. Vektkondisjonen til reirforlatende lomviunger på Vedøy ble registrert pr. år i 1971-85 (Anker-Nilssen 1985). Resultatene for 1971-80 er publisert av Tschanz (1983). Tilsvarende registreringer ble også gjort i 1960-63, men dataene fra disse årene finnes kun som et samlet estimat publisert av Tschanz & Barth (1978). Det er en relativt klar tendens til samvariasjon mellom denne kondisjonsindeksen for lomviungene og årsklassestyrke for sild (**figur 4.12**). Størrelsen til 0-gruppe sild som passerer Røst er imidlertid for liten til at de kan utgjøre noe viktig del av næringen til lomviungene på reirhyllene. Sammenhengen vitner derfor mest om at gode forhold for sild normalt også vil innebære gode forhold for lomviens byttedyr i samme område, f.eks. tilgang på havsil og 0-1 gruppe torskefisker. Irons *et al.* (i revisjon) har vist at plutselige klimaendringer (såkalte regimeskift) har hatt betydelig negative konsekvenser for bestandsutviklingen til lomvi og polarlomvi *Uria lomvia* rundt hele nordlige halvkule, trolig gjennom effekter på lavere trofiske nivå.



© T. Aarvak

I 2005 ble 69 voksne lomvi på Hernyken merket med kodete fargeringer for å overvåke deres overlevelse. – In 2005, 69 adult common guillemots at Hernyken were banded with coded colour-rings for later monitoring of their survival.

4.11 Teist *Cephus grylle*

Fordi stasjonen på Hernyken ligger midt i en teistkoloni på 20 par, har vi siden 1997 kunnet opparbeide flere langtidsserier for denne arten med relativt beskjeden innsats. Data suppleres med noen langt færre, tilfeldige registreringer som vi gjør parallelt med feltarbeidet på de andre øyene. I tillegg til de seriene som rapporteres her har vi bl.a. data for hekketidspunkt (målt som dato for første mating observert på hvert enkelt reir) og bestandsstørrelse, men disse er foreløpig ikke ferdig bearbeidet. Kolonien på Hernyken har vært relativt stabil i perioden.

Kullstørrelse og hekkesuksess. Data foreligger for hele perioden 1997-2005, men er foreløpig bare ferdig bearbeidet for perioden 2000-05. Det var ingen tydelig mellomårsvariasjon i artens kullstørrelse (ANOVA, $F_{5,145}=0.429$, $p=0.828$) og hekkesuksess (ANOVA, $F_{5,118}=0.833$, $p=0.528$) i disse årene, og det var heller ingen tegn til samvariasjon mellom de to parametrene (**tabell 4.8**, $r=0.189$, $n=6$, $p=0.720$). Både gjennomsnittlig kullstørrelse (1.79) og hekkesuksess (77.6 %) må betegnes som god. De totalt 153 kullene i materialet fordelte seg på 35 (22.9 %) 1-eggskull, 112 (73.2 %) 2-eggskull og 4 (2.6 %) 3-eggskull. Hekkesuksessen varierte med kullstørrelse (ANOVA, $F_{2,1205}=16.4$, $p<0.001$) og var i snitt størst for parene som la to egg (1.62 unger utflyet pr. reir) og minst for de som bare la ett (0.83 unger utflyet pr. reir). Ingen av parene med tre egg (snitt 1.00 unger utflyet pr. reir) fikk ut mer enn to unger.

Tabell 4.8

Kullstørrelse og hekkesuksess for teist på Røst i 2000-2005. Tilsvarende data fra 1997-99 finnes, men er foreløpig ikke bearbeidet. Ved beregning av gjennomsnittet for alle år ble hvert år gitt lik vekt. – *Clutch size and breeding success of black guillemots at Røst in 2000-2005. Similar data from 1997-99 exist, but have not yet been processed. When calculating the overall mean each year was given equal weight.*

År	Kullstørrelse			Unger utflyet			Hekke-
	Clutch size			Chicks fledged			suksess (%)
Year	Snitt	SE	n	Snitt	SE	n	Breeding
	Mean	SE	n	Mean	SE	n	success (%)
2000	1.83	0.08	23	1.32	0.18	22	72
2001	1.82	0.08	33	1.31	0.16	26	72
2002	1.70	0.12	23	1.50	0.14	20	88
2003	1.85	0.06	34	1.63	0.13	24	88
2004	1.82	0.15	17	1.36	0.20	14	74
2005	1.73	0.10	22	1.22	0.19	18	71
Snitt - Mean	1.79			1.39			77.6
SE	0.03			0.06			3.4



© T. Anker-Nilssen

Næringsvalg. Barrett & Anker-Nilssen (1997) har publisert data for variasjonen i teistens næringsvalg på Hernyken i årene 1990-96 basert på observasjon av 2655 byttedyr (og innsamling av ytterligere fem) levert av foreldrefugler til unger i reiret. Dette arbeidet er videreført i større omfang (snitt 1037 byttedyr årlig) og på en mer systematisk måte i senere år (**tabell 4.9**). Merking av de fleste hekkefuglene i kolonien med kodete fargeringer som vi kan avlese med teleskop eller en kraftig håndkikkert (gyrostabilisert Zeiss 20X60) har også gjort det mulig for oss å dokumentere individspesifikke forskjeller i næringsvalg. Mens de andre atlantiske alkefuglene beiter mest i åpent hav og har få eller ingen individuelle diettpreferanser, er det kjent at teistene fordeler seg mer systematisk mellom ulike områder nær land når de søker næring.

Tabell 4.9

Systematisk fordeling av observerte byttedyr brakt til reiret av ungematende teist på Hernyken i 1990-2005. I alt 199 (1.7 %) av dyrene ble også målt og veid. – *Systematic distribution of prey observed carried to the nest by chick-feeding black guillemots on Hernyken in 1990-2005. Altogether 199 (1.7%) of the items were also measured and weighed.*

Byttedyrart/ artsgruppe	År - Year																	Sum
Prey species/species group	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Sum	
Hvitting – Whiting	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	
Sei – Saithe	9	-	87	11	10	6	8	146	313	188	19	167	301	91	105	488	1949	
Torsk – Cod	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	4	
Tangbrosme sp. – Rockling sp.								211	107	12	4	11	4	24	5	5	383	
Ubestemt torskefisk – Unidentified Gadidae	11	11	39	10	2	6	20	5	6	-	-	2	2	4	3	1	122	
Ålekvabbefamilien – Zoarchidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
Knurrfamilien – Triglidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	
Knurrulke sp. – Triglops sp.								36	52	14	5	11	3	36	18	64	239	
Ulkefamilien – Cottidae	41	14	100	115	118	127	255	686	456	118	67	183	61	158	154	173	2826	
Rognkjeks – Lumpsucker	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	2	
Ringbuk sp. – Liparis sp.	-	-	-	-	-	-	-	26	15	4	6	12	5	5	4	7	84	
Tangsprell – Butterfish	189	42	137	192	156	153	353	875	754	155	96	214	217	441	212	295	4481	
Tangbrosmelignende – Rockling-like	16	14	33	53	61	60	120										357	
Hornkvabbe – Yarrel's blenny								49	156	51	31	85	119	358	127	171	1147	
Langebarn sp. – Other Stichaeidae	-	-	-	-	-	-	-	14	8	-	-	-	-	-	-	-	22	
Sil sp. – Ammodytes sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	6	
Fløyfisk sp. – Callionymus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	11	1	3	7	13	38	
Flatfisk – Bothidae/Pleuronectidae	0	0	5	1	0	1	2	4	12	4	1	2	1	10	1	-	44	
Ubestemt fisk – Unidentified fish	-	-	-	-	-	-	5	8	3	1	-	1	8	-	-	-	26	
Ubestemt reke – Unidentified shrimp	-	-	3	-	-	-	6	8	7	2	-	1	1	1	1	-	30	
Eremittkreps – Hermit crab	2	1	-	1	1	-	19	71	46	9	1	14	-	12	1	12	190	
Ubestemt krabbe – Unidentified crab	-	-	-	-	-	4	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	9	
Skallus – Chiton sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	
Ubestemt snegl – Unidentified snail	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	
Ubestemt blekksprut – Unidentified squid	-	1	2	2	1	1	1	-	2	-	-	1	-	-	-	-	11	
Ubestemt byttedyr – Unidentified prey	1	1	9	2	5	4	-										22	
Totalt – Total	269	84	415	387	354	362	789	2143	1952	563	231	715	723	1143	638	1229	11997	
Voksenfugl identifisert – Adult identified	-	-	-	-	-	-	-	622	1560	428	198	361	469	645	356	854	5493	
Andel % – Proportion %	-	-	-	-	-	-	-	29.0	79.9	76.0	85.7	50.5	64.9	56.4	57.2	69.5	45.8	
Antall voksne fugler – No. of adult birds	-	-	-	-	-	-	-	19	34	35	27	23	27	41	24	27	67	
Antall reir – No. of nests	-	-	-	-	-	-	-	13	18	20	13	19	16	26	16	17	34	

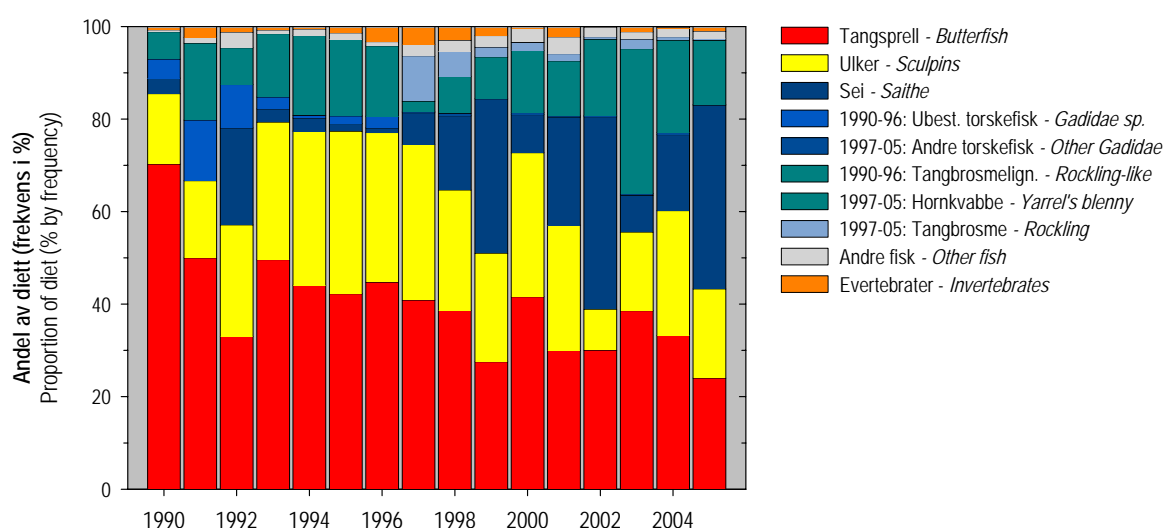
Det er derfor store ulikheter i valg av byttedyr fra individ til individ (egne, upubl. data). Dette avspeiler trolig både forskjeller i forekomst av byttedyr i de respektive beiteområdene og individuelle preferanser. Våre tallrike observasjoner av byttedyrvalg til teistene i kolonien på Hernyken gjelder i stor grad de samme individene og reirene fra år til år. De vil derfor avdekke både generelle endringer i forekomst av ulike byttedyr og hvor stabile de ulike individenes preferanser for byttedyr eller valg av beiteområder er over tid. Samtidig må en se på mulige effekter av bl.a. ungenes alder, tid på døgnet, tidevann og miljøforhold som reflekterer viktige klimaendringer, samt partnerens næringsvalg og betydningen av partnerbytte. Dette er en ressurskrevende analyse som foreløpig er i bero.



© T. Aarvak/T. Anker-Nilsen

Hannan ED på vei inn til reir 1 med en liten tangsprell. – The male ED about to enter nest 1 with a small butterflyfish.

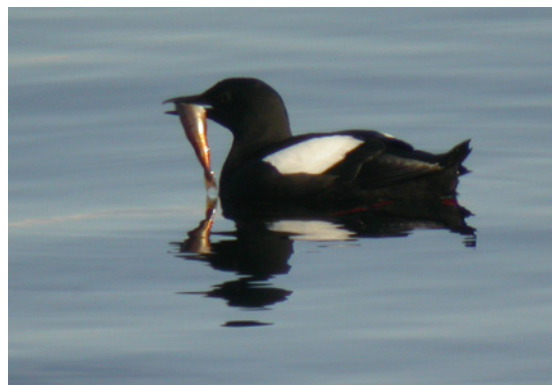
I 1990-96 ble det ikke skilt mellom hornkvabbe *Chirolophis ascanii* og tangbrosme, som ble registrert under samlebetegnelsen tangbrosmelignende. Senere år har tre av fire slike byttedyr vært hornkvabbe (**tabell 4.9**). At knurrulkene *Triglops sp.* tidligere ikke ble skilt fra andre ulker er et mindre problem for tidsserieanalysene, siden det som regel er tilstrekkelig å summere alle ulker. Vår evne til å skille sei fra andre torskefisker har blitt betraktelig bedre med årene. At hele 98.5 % av alle torskefisker (ekskl. tangbrosmer) i 1997-2005 var sei antyder at en stor andel av de ubestemte torskefiskene i tidligere år også var sei. Bestemmelsesproblemet ligger i stor fargevariasjon hos 0-gruppe sei fordi de flytter fra et pelagisk levevis inn til oppvekstområdene i tareskogen i løpet av sommeren. Da forsvinner den typiske pelagiske kamuflasjen (sort overside/hvit underside) gradvis, og fisken blir mindre kontrastrik og mer gyllenbrun (bl.a. som følge av diettskifte). Til tross for disse metodiske endringene avdekker resultatene i **tabell 4.9** flere tydelige endringer i teistenes generelle byttedyrvalg på Hernyken (**figur 4.13**).



Figur 4.13

Sammensetningen av teistungenes diett (frekvensandel) på Hernyken i 16-årsperioden 1990-2005. Merk at data ikke er vektet for variasjoner i utvalgsstørrelse innad i hver sesong. – The composition of the diet (proportions by frequency) of black guillemot chicks at Hernyken in the 16-year period 1990-2005. Note that the data have not been weighted for variations in sample size within each season.

Mest påfallende er den jevne reduksjonen i andel tangsprell ($r^2=0.551$, $n=16$, $p=0.001$) parallelt med en klar økning i andel sei ($r^2=0.454$, $p=0.004$) og en noe mindre tydelig økning i andel "tangbrosmelignende" (tangbrosmer og hornkvabbe summert fra 1997, $r^2=0.264$, $n=16$, $p=0.042$), mens det ikke var noen trend for ulker i samme periode ($r=-0.152$, $p=0.575$). Dersom en antar at alle ubestemte torskefisker faktisk var sei, noe som neppe er langt fra sannheten (jf. forrige side), var det et meget godt samsvar mellom Havforskningsinstituttets mål for rekrutteringen av 2-gruppe til den pelagiske bestanden av nordøst-arktisk sei i årene 1992-2001 (ICES 2005a) og andel 0-gruppe sei i ungedietten til teist på Hernyken to år tidligere ($r^2=0.584$, $n=10$, $p=0.010$). Dette viser at teisten er en god og tidlig indikator på rekrutteringen til denne viktige fiskeriressursen (se også Anker-Nilssen 2005). Forholdets styrke reduseres noe om de



Voksen teist med en 0-gruppe sei. – Adult black guillemot with a first-year saithe.

Tabell 4.10

Lengde og vekt av 331 byttedyr innsamlet fra ungematende teist på Hernyken i 1979-2005, hvorav 132 ble innsamlet før 1990 (jf. Barrett & Anker-Nilssen 1997). – Length and mass of 331 prey collected from chick-feeding black guillemots on Hernyken in 1979-2005, of which 132 were collected before 1990 (cf. Barrett & Anker-Nilssen 1997).

Art/artsgruppe Species/species group	Lengde (mm)				Vekt (g)			
	Length (mm)				Mass (g)			
	Utfallsrom Range	Snitt Mean	SE	n	Utfallsrom Range	Snitt Mean	SE	n
Hyse – <i>Melanogrammus aeglefinus</i> – Haddock	100–108	104.0	4.0	2	8.6–8.6	8.6	0.0	2
Sei – <i>Pollachius virens</i> – Saithe	69–134	107.1	4.1	23	2.5–19.3	11.1	1.1	23
Femtrådet tangbrosme – <i>Ciliata mustela</i> – Five-bearded rockling	100–156	128.3	16.2	3	6.5–25.3	15.9	9.4	3
Nordlig tangbrosme – <i>C. septentrionalis</i> – Northern rockling	103–155	130.4	6.8	7	6.0–21.3	12.6	1.9	7
Ubestemt torskefisk – Gadidae sp. – Unidentified gadoid	95–118	102.8	5.2	4	7.0–11.2	8.3	1.0	4
Torskefisker samlet – Gadidae – Total gadoids	69–156	112.3	3.3	39	2.5–25.3	11.3	0.9	39
Ålekvabbefamilien – <i>Zoarchidae</i> – Eelpouts		145.0		1		10.5		1
Nordlig knurrulke – <i>Triglops murrayi</i> – Moustache sculpin	85–108	92.4	4.2	6	4.3–10.9	6.5	0.9	6
Knurrulke – <i>Triglops pingelii</i> – Ribbed sculpin	81–111	96.1	2.1	19	3.8–12.0	8.0	0.6	19
Vanlig ulke – <i>Myoxocephalus scorpius</i> – Bull-rout	78–122	101.2	3.0	18	5.1–23.5	12.8	1.2	18
Dvergulke – <i>Taurulus bubalis</i> – Sea scorpion	59–111	82.0	2.2	39	3.0–21.1	8.1	0.7	39
Piggulke – <i>T. lilljeborgi</i> – Norway bullhead	42–50	46.0	4.0	2	1.0–2.1	1.5	0.5	2
Ubestemt ulke – Cottidae sp. – Unidentified sculpin	86–123	104.5	18.5	2	6.2–21.3	13.8	7.6	2
Ulkefisker samlet – Cottidae – Sculpins	42–123	89.2	1.8	86	1.0–23.5	8.9	0.5	86
Kystringbuk – <i>Liparis montagui</i> – Montagu's sea snail	66–85	75.5	9.5	2	4.4–8.6	6.5	2.1	2
Tangsprell – <i>Pholis gunnellus</i> – Butterfish	89–207	154.8	1.8	150	0.8–26.9	10.4	0.4	150
Hornkvabbe – <i>Chirolophis ascanii</i> – Yarrel's blenny	81–176	125.0	3.3	36	3.4–35.8	13.2	1.1	36
Småsil/Havsil – <i>Ammodytes tobianus/marinus</i> – Lesser sandeel		135.0		1		5.8		1
Vanlig fløyfisk – <i>Callionymus lyra</i> – Dragonet	134–150	142.0	8.0	2	10.5–14.8	12.6	2.1	2
Liten fløyfisk – <i>C. reticulata</i> – Reticulated dragonet		181.0		1		45.0		1
Småvar – <i>Phrynorhombus norvegicus</i> – Norwegian topknot	79–101	86.5	4.9	4	6.0–9.7	7.3	0.9	4
Glassvar – <i>Lepidorhombus whiffiagonis</i> – Common megrim		87.0		1		5.7		1
Lomre – <i>Microstomus kitt</i> – Lemon sole	104–117	110.5	6.5	2	8.7–14.4	11.6	2.9	2
Eremittkreps – <i>Eupagurus bernhardus</i> – Hermit crab					3.5–9.6	6.2	1.2	5
Ubestemt reke – <i>Panaeidae</i> sp. – Unidentified shrimp						2.1		1
Totalt – Total	42–207	127.0	1.9	331	0.8–45.0	10.4	0.3	331

foreløpig mer usikre estimatene for årsklassene 2000 og 2001 også tilføyes analysen ($r^2=0.479$, $n=12$, $p=0.013$). Dette er fordi teistdataene indikerer at 2000 var en vesentlig svakere sei-årsklasse enn 2001, mens modellene til ICES (2005a) foreløpig estimerer at de har resultert i omtrent like god rekruttering to år senere.

Det er stor variasjon i størrelse på teistens byttedyr i ungeperioden, både innen hver art og mellom ulike arter (**tabell 4.10**). Typisk bringer de ganske små byttedyr (særlig små ulker) til ungene i de første dagene av matingsperioden (egne, upubl. data). I gjennomsnitt veier hvert byttedyr rundt 10 g, dvs. omtrent like mye som en normal nebbporsjon hos lunde (jf. **figur 3.5**). Teisten veier litt mindre enn lunde og har kortere vei til matfatet, men til gjengjeld har den som regel to unger å fø på og ungenes reirtid er kortere enn hos lunde.

Overlevelse. Observasjonsmaterialet av de 70 voksenfuglene som ble fargemerket i kolonien på Hernyken i 1997-2004 avdekket tidsvariasjon i overlevelse men ikke i fangbarhet mellom år (**tabell 4.11**). Denne modellen [$\Phi(t) p(\cdot)$] hadde den laveste AICc-verdien (318.1) og var signifikant bedre ($\chi^2=16.4$, $df=7$, $p=0.021$) enn nest beste modell [$\Phi(\cdot) p(\cdot)$] (AICc=320.0). AICc-verdiene for de to dårligste modellene [$\Phi(\cdot) p(t)$] og [$\Phi(t) p(t)$] var henholdsvis 328.5 og 329.8. Modellnotasjonen er nærmere forklart i teksten for lunde (**kapittel 3.5.2**). Overlevelsen var spesielt dårlig fra 2000 til 2001 og fra 2003 til 2004. Tidsserien er forholdsvis kort, men tendensen til en positiv korrelasjon mellom overlevelse og NAO vinterindeks ($r^2=0.392$, $n=8$, $p=0.097$) antyder allerede at klimaet kan ha vesentlig betydning for teistens overlevelse. Siden den ikke forflytter seg så langt fra hekkeplassen utenfor hekkesesongen som andre sjøfugler (jf. bl.a. Bakken *et al.* 2003), kan arten vise seg å være en særlig velegnet indikator for klimaendringer. NAO-indeksen finnes mer utførlig omtalt i **kapittel 3.8** og publikasjoner som er referert der.

Om en tar hensyn til fuglenes kjønn i analysene, har den beste modellen stadig bare tidsvariasjon i overlevelse, men en tydelig kjønnsforskjell i fangbarhet. Modellen er bedre enn den reduserte modellen (**tabell 4.11**) som ikke har slik gruppevariasjon i fangbarhet ($\chi^2=4.08$, $df=1$, $p=0.043$). Fangbarheten er høyest for hannene (98.8 % mot hunnenes 93.2 %).

Tabell 4.11

Årlig overlevelse og fangbarhet i 1997-2005 for hekkende teist på Hernyken, estimert ved hjelp av programmet MARK og angitt i prosent med standardfeil (SE) og 95 % konfidensintervall (CI). Modellvalget for estimatene er forklart i teksten. – *Annual survival and recapture rates in 1997-2005 for black guillemots breeding on Hernyken estimated using the programme MARK and expressed as percentages with standard error (SE) and 95% confidence interval (CI). The choice of model underlying the results is explained in the text.*

Periode Period	Overlevelse Survival rate		År Year	Individer observert	Periode Period	Fangbarhet Recapture rate	
	Estimat (SE) Estimate (SE)	95 % CI 95% CI		Individuals observed		Estimat (SE) Estimate (SE)	95 % CI 95% CI
1997-98	90.4 (5.15)	74.7–96.8	1998	27	1997-2005	94.2 (1.47)	91.4–97.4
1998-99	97.9 (1.88)	88.7–99.6	1999	36			
1999-00	88.4 (5.36)	73.2–95.5	2000	34			
2000-01	75.9 (6.13)	62.0–85.8	2001	27			
2001-02	89.8 (4.97)	75.3–96.3	2002	26			
2002-03	94.9 (4.38)	76.0–99.1	2003	31			
2003-04	74.7 (5.75)	61.9–84.3	2004	33			
2004-05	80.8 (5.90)	66.6–89.9	2005	25			

5 Diskusjon

5.1 Lunde

Som vanlig er de nye resultatene for lundeundersøkelsene diskutert fortløpende etter hvert som de ble presentert (**kapittel 3**). I denne avsluttende diskusjonen vil vi kun trekke frem enkelte momenter som utfyller tidligere synteser 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, 2002, 2003, 2004). Argumentene for å videreføre dette langtidsstudiet blir stadig sterkere, selv om vi har valgt å ikke utdype dem i detalj i denne årsrapporten. Flere av utfordringene som er formulert i tidligere rapporter fra prosjektet (bl.a. av Anker-Nilssen & Brøseth 1998) står ved lag, men mye ny kunnskap om hva som styrer lundenes populasjonsdynamikk er opparbeidet gjennom de siste årene. Av ressursmessige hensyn må alltid analysearbeidet følge en bit-for-bit-filosofi, hvor prioriteringene mellom ulike problemstillinger varierer fra år til år.

Torskefiskenes betydning som byttedyr. Lundens verdi som indikatorer for produksjonen hos torskefisker (jf. utfordring I, Anker-Nilssen & Brøseth 1998) er nylig belyst innenfor et eget prosjekt i NINAs andre instituttprogram for kystøkologi (2001-05). Prosjektet viste at ulike parametere for bestandsstørrelse, reproduksjon og næringsvalg hos toppskarv, lunde og teist er gode indikatorer for årsklassestyrke hos sei (Anker-Nilssen 2005). Selv om tilgangen på sei har liten betydning for lundebestandens ve og vel, kan nær en tredel (31 %) av variasjonen i antall rekrutter av sei på 2-årsstadiet forklares med lundeungenes inntak av 0-gruppe sei to år tidligere. Forholdet er dessuten negativt, dvs. jo mer sei som er tilgjengelig, dess mindre sei får lundeungene. Forklaringen er at selv om både sei og 0-gruppe sild, lundens viktigste byttedyr, reagerer positivt på høye sjøtemperaturer, gjør sildeyngelens overlegne tallrikhet og stimende atferd i varme år den til et langt mer profitabelt byttedyr for lundene enn sei. Silde-larvene er imidlertid mer sårbare for lave temperaturer enn seilarvene, så i kalde år tipper dette lett motsatt vei. Høyt innslag av sei i lundens diett er derfor oftest et dårlig miljøsignal, både for sild og sei (Anker-Nilssen 2005).

Lundene i åpent hav. Dessverre gjenstår fremdeles noen planlagte analyser fra studiene av interaksjoner mellom lunde og sild som vi gjennomførte i samarbeid med Havforskningsinstituttet i lundenes beiteområder utenfor Røst i 1996-97 og ved Anda og Bleiksøy i 1998. En summarisk omtale av prosjektets resultater er tidligere gitt av Anker-Nilssen & Aarvak (2000), og noen viktige resultater er forlengst publisert (Axelsen *et al.* 2001, Sætre *et al.* 2001, 2002).

Resultatene fra instrumenteringen av fem lunder med satellittsendere i 1997-99 (Anker-Nilssen 1998, Anker-Nilssen & Aarvak 2000) er forlengst ferdig bearbeidet og manuskriptet har lenge bare manglet den siste finpussen før det kan sendes til et internasjonalt fagtidsskrift (Anker-Nilssen & Aarvak i manus). I dette arbeidet kobler vi satellittfuglenes bevegelser med kunnskap basert på gjenfunn av ringmerkede fugler, og diskuterer resultatene i lys av en analyse av lundens temporære og romlige fordeling i Barentshavet utenfor hekkesesongen (Fauchald *et al.* 2005). Det gode samsvaret som er avdekket mellom årsklassestyrke hos sild og de voksne fuglenes overlevelse fra år til år (**figur 3.19**) 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 (se også Harris *et al.* 2005).

VPA-analysenes verdi. Som påpekt første gang av Anker-Nilssen & Aarvak (2001), er det et stort fremskritt å ha tilgang til resultater fra en virtuell populasjonsanalyse (VPA) som esti-

merer årlige mål for årsklassestørrelsen (biomasse og antall) for 0-gruppe sild gjennom de fire tiårene lundene på Røst er studert. 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. VPA-analysen blir oppdatert hvert år av *Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group* (WGNPBW) i ICES (senest ICES 2005b). Dette innebærer at verdiene for alle årsklasser blir estimert på nytt hvert år. Selv om overgangen fra den første VPA-modellen (ISVPA) til den nye *SeaStar*-modellen har redusert styrken på noen av sammenhengene mellom 0-gruppe sild og ulike parametere for lunde, er de fremdeles oppsiktsvekkende sterke og lunden bekrefter sin gode indikatorfunksjon for sild – og *vice versa* (**kapittel 3**).

Ved hjelp av *SeaStar* VPA-verdiene forklarer forekomstene av 0-gruppe sild 51 % av variasjonen i reirungenes overlevelse og 68 % av variasjonen i overlevelsen til hekkende fugler (jf. **figur 3.12** og **figur 3.19**). I forhold til disse to nøkkelparametrene i lundenes populasjonsdynamikk, har vi også identifisert en nedre terskel mht. hvilken sildemengde som kreves for å sikre lundene et godt hekkeresultat (tilsvarende et VPA-estimat på nær 200 milliarder 0-gruppe ved metamorfose midtsommers). Dette tallet synes å stå i et rimelig størrelsesforhold til våre beregninger over hvor mye sild lundene på Røst er i stand til å konsumere i ungeperioden (minst 20 milliarder, Anker-Nilssen & Øyan 1995, Anker-Nilssen & Brøseth 1998). Videre har vi vist at størrelsen på 0-gruppe sild i lundeungenes diett predikerer sildas årsklassestyrke med en sikkerhet på 56 % (**figur 3.14**). Dette er betydelig lavere enn tidligere estimer basert på ISVPA-data, men i likhet med sammenhengen mellom sild og lundenes hekkesuksess (jf. Durant *et al.* 2003) er det rimelig å forvente at alle disse forholdene vil styrkes om hensyn til klimavariasjon innarbeides i modelleringen.

Innenfor ICES *Working Group on Seabird Ecology* (WGSE) har vi beregnet hvor mye sjøfuglene i de norske delene av Norskehavet og Barentshavet konsumerer av byttedyr i løpet av ett år (Barrett *et al.* 2002). Tilsvarende analyser er nå utarbeidet for alle ICES- og NAFO-områdene i Nord-Atlanteren (Barrett *et al.* 2006). Basert på samme analysemodell er et helhetlig estimat for Norskehavet publisert av Anker-Nilssen & Lorentsen (2004), bl.a. i henhold til oppdaterte vurderinger av bestandsstørrelsene langs Norskekysten (Barrett *et al.* 2004b, i manus). Resultatet indikerer at anslagsvis 19.5 millioner sjøfugler (ungfugler inkludert) med en samlet vekt på 11 700 tonn konsumerer omtrent 1.24 millioner tonn byttedyr årlig i Norskehavet. Av dette er 62 % fisk og 38 % evertebrater. Lundene står for 28 % av dette konsumet med et inntak på 350 000 tonn fisk årlig. Det samlede resultatet for Norskehavet er i samme størrelsesorden som konsumberegningene til Barrett *et al.* (2002) for sjøfuglene i Barentshavet (20.2 mill. individer, 1.16 mill. tonn), men der var evertebratandelen noe høyere (46 %). Sjøfuglenes uttak i Barentshavet tilsvarer 8-15 % av det totale konsumet forårsaket av torsk, sel, hval, sjøfugl og mennesker i dette området. Sjøfugl beiter imidlertid 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.

Massedød av lunde utenfor Midt-Norge våren 2002. Omkring månedsskiftet mars-april 2002 strandet minst 300 (trolig mange flere) døde eller døende voksne lunder på kysten av Møre- og Trøndelag. Takket være rask respons fra Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag ble et lite utvalg ($n=30$) av disse fuglene sikret for senere analyse. Arbeidet ble finansiert gjennom en ekstrasbevilgning fra DN til lundeprosjektet på Røst og resultatene av analysen er publisert av Anker-Nilssen *et al.* (2003). Hele 93 % var voksne fugler og det ble bekreftet at de hadde omkommet av sult. Det var imidlertid umulig å fastslå hvorfor de (nødvendigvis) hadde vært utsatt for en langvarig periode med matmangel. Basert på biometriske målinger var fuglene mest sannsynlig hjemmehørende på Røst eller i nærliggende kolonier. På Røst var dødeligheten av voksne fugler fra 2001 til 2002 langt høyere enn våre

modeller skulle tilsi etter en så god hekkesesong som i 2001 (Anker-Nilssen & Aarvak 2003, jf. også **figur 3.18**). Omfanget av dødeligheten utenfor Midt-Norge kan derfor ha vært langt større enn det som ble registrert. Anker-Nilssen *et al.* (2003) beregnet at den uventede overdødeligheten på Røst alene var ca 95 000 hekkefugler, i tillegg kommer noen tusentalls yngre fugler. Hvis også andre kolonier ble tilsvarende rammet (f.eks. på Lovunden og i Lofoten) kan det ikke utelukkes at antallet var nærmere 150 000. Her er det verdt å nevne at også i den forholdsvis lille kolonien på Sklinna lengst nord i Nord-Trøndelag (ca. 3800 par i 2000, T. Nygård pers. medd.) ble det påvist en formidabel tilbakegang (20.0 %) i hekkebestanden av lunde fra 2001 til 2002 (Lorentsen 2002). Vi kan likevel ikke utelukke at det finnes andre forklaringer på disse endringene, og det vil trolig aldri bli mulig å fastslå med noen sikkerhet det totale omfanget av denne unormale episoden.

Noen perspektiver. De lange tidsseriedataene for ulike aspekter ved lundenes reproduktive og demografiske utvikling blir stadig mer 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 fra en og samme bestand. 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 foreløpig 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 har ofte større overføringsverdi enn resultatene av kort-siktige og mer eksperimentelle studier, og er dermed særlig godt anvendelig som bidrag til tverrfaglige, systemøkologiske tidsserieanalyser.

5.2 Andre arter

Inkluderingen av en lang rekke arter i studiene og rapporteringen av sjøfuglundersøkelsene på Røst har vært et betydelig løft for prosjektet som bare har vært mulig ved en gradvis tilrettelegging av innsatsen i alle ledd. De viktigste dataseriene er presentert og diskutert fortløpende i **kapittel 4**. Selv om det ikke har vært rom for ytterligere analyser i denne omgang har dette flyttet vår økologiske innsikt i sjøfuglsamfunnet på Røst mange skritt fremover og åpner for viktige analyser på tvers av ulike arter. Det største løftet er likevel realiseringen av *SEAPOP*-programmet, som vil gi oss muligheter til å bygge opp parallelle langtidsserier på et større utvalg av lokaliteter enn tidligere. Etter hvert vil dette tillate sårt tiltrengte analyser av det fulle omfanget i tid og rom til menneskeskapte og naturlige forhold som sjøfuglene til enhver tid avslører og er påvirket av i våre ansvarsområder.

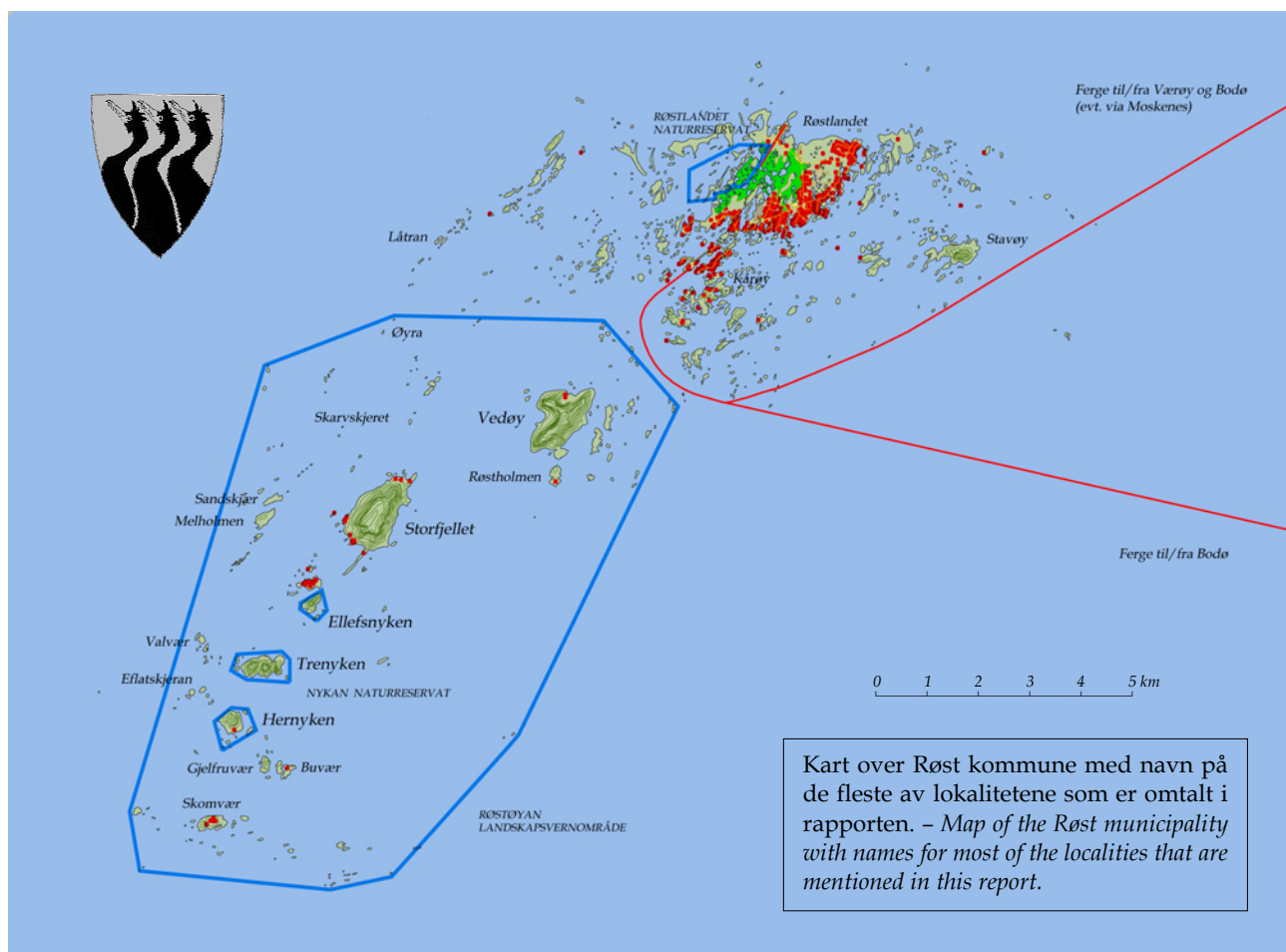
6 Referanser

- Albertsen, J.Ø. 1995. Food choice of breeding puffins *Fratercula arctica* revealed by stable isotope analysis. **Cand. scient. oppgave**, Zool. inst., 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**, Zool. Museum, Univ. Oslo.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1988. Adaptive significance of asynchronous hatching in the Shag: a test of the brood reduction hypothesis. 329-344.
- Amundsen, T. & Stokland, J.N. 1990. Egg Size and Parental Quality Influence Nestling Growth in the Shag. **Auk** 107: 410-413.
- Anker-Nilssen, T. (red.) 1986. *Rapport fra Røstprosjektet 1984-1985*. **Zoologisk Museum, Univ. Oslo**, 61 pp.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. **Fauna norvegica Series 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. Olje- og energidepartement, 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**, Zool. inst., Univ. Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1993. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunder på Røst. **NINA Oppdragsmelding** 216, 16 s.
- 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. & 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. & 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. 2002. Havsvaleprosjektets hovedresultater i 2001. **Ringmerkaren** 15: 166-172.
- Anker Nilssen, T. 2003. Kort rapport fra havsvaleprosjektet i 2002. **Ringmerkaren** 16: 182.
- Anker-Nilssen, T. 2005. Sjøfugl og sei: predatorer og indikatorer i et klimaperspektiv. I: Svenning, M.-A. & Jonsson, B. (red.). *Kystøkologi: Økosystemprosesser og menneskelig aktivitet*. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. **NINA Temahefte** 31: 33-37.
- Anker-Nilssen, T. 2006. The avifaunal value of the Lofoten Islands in a World Heritage perspective. **NINA Minirapport** 144, 18 s.
- Anker-Nilssen, T. & Anker-Nilssen, P.G. 1993. Breeding of the Leach's Petrel *Oceanodroma leucorhoa* in the Røst archipelago, northern Norway. **Fauna norvegica Series 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, 46 s.
- 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. & Lorentsen, S.-H. 2004. Seabirds in the Norwegian Sea. I: Skjoldal, H.R., Fernö, A., Misund, O.A., et al. (red.). *The Norwegian Sea Ecosystem*. **Tapir, Trondheim**, s. 321-331.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, N Norway, 1979-1988. **Ornis Scandinavica** 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, 48 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2000. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. **NINA Oppdragsmelding** 636, 36 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2001. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2000. **NINA Oppdragsmelding** 684, 40 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2002. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2001. **NINA Oppdragsmelding** 736, 40 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2003. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2002. **NINA Oppdragsmelding** 784, 40 s.

- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2004. Lundens populasjonsøkologi på Røst. Status etter hekkesesongen 2003. **NINA Oppdragsmelding 809**, 44 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. *i manuskript*. Post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* in North Norway explored by satellite telemetry, ring recoveries and distribution patterns.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. *under utarb.* Fotoguide for næringsprøver fra lunde og teist på Røst. Ver. 1.6. Bestemmelsesguide, **Norsk institutt for naturforskning, Trondheim** (Ver 1.1 2001, oppdateres årlig).
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. An assessment of the Norwegian monitoring programme for breeding and wintering seabirds. **Wildlife Biology** 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. I: *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. & Bangjord, G. 2003. Mass mortality of Atlantic Puffins *Fratercula arctica* off Central Norway, spring 2002: causes and consequences. **Atlantic Seabirds** 5: 57-71.
- Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Tveraa, T., Strøm, H. & Barrett, R.T. 2005. SEAPOPOP. Et nasjonalt sjøfuglprogram for styrket beslutningsstøtte i marine områder. **NINA Rapport 1**, 66 s.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 2006. SEAPOPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2005. **NINA Report 127**, 38 s.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Fauchald, P. *i manuskript*. Puffin breeding failures may reflect optimal decisions in a stochastic environment.
- Anker-Nilssen, T., Kleven, O., Aarvak, T. & Lifjeld, J. *under utarb.* No evidence of extra-pair paternity in the Atlantic puffin (*Fratercula arctica*).
- Arnott, S.A. & Ruxton, G.D. 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. **Marine Ecology Progress Series** 238: 199-210.
- 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 multi-beam sonar. **Canadian Journal of Zoology** 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 norvegica Series C, Cinclus** 12: 41-46.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. *Norsk ringmerkingsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger*. 431 s.
- Barrett, R.T. & Anker-Nilssen, T. 1997. Egg-laying, chick growth and food of Black Guillemots *Cephus grylle* in North Norway. **Fauna norvegica Series C, Cinclus** 20: 69-79.
- 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. **Ringings 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 Journal of Marine Science** 59: 43-57.
- Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.-H. & Strøm, H. 2004. Initiating SEAPOPOP in the Lofoten and Barents Sea area? Report from the OLF study in 2004. **NINA Minirapport 86**, 11 s.
- Barrett, R.T., Anker Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2004b. The status of seabirds breeding in mainland Norway. Foredrag, North Atlantic Seabird Populations, **8th International Conference of the Seabird Group 2-4 April 2004, Aberdeen, Scotland**.
- Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Anker-Nilssen, T., Mosbech, A., Montevecchi, W.A., Reid, J.R. & Veit, R.R. 2006. Seabird numbers and prey consumption in the North Atlantic. **ICES Journal of Marine Science** (in press)
- Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. *i manuskript*. The status of breeding seabirds in mainland Norway. (Beregnet for J. Orn.)
- Breivik, M. 1991. Endringer i energiutnyttelse hos unger av lunde og teist. **Cand. agric. oppgave**, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås., 36 s.
- Brun, E. 1969a. Utbredelse og hekkebestand av lomvi (*Uria aalge*) i Norge. **Sterna** 8: 209-222.
- Brun, E. 1969b. Utbredelse og hekkebestand av alke (*Alca torda*) i Norge. **Sterna** 8: 345-359.
- Brun, E. 1979. Present Status and Trends in Population of Seabirds in Norway. I: Bartonek, J.C. & Nettleship, D.N., red. *Conservation of Marine Birds of Northern North America*. U.S. Dept. Int., **Fish & Wildlife Service Wildlife Research Report 11**, s. 289-301.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. **Biological Oceanography** 5: 261-271.
- Cairns, D.K. 1992. Population regulation of seabird colonies. **Current Ornithology** 9: 37-61.
- Crespin, L., Harris, M.P., Lebreton, J.-D., Frederiksen, M. & Wanless, S. 2006. Recruitment to a seabird population depends on environmental factors and on population size. **Journal of Animal Ecology** 75: 228-238.

- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. **Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences** 270: 1461-1466.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T., Hjermann, D.Ø. & Stenseth, N.C. 2004a. Regime shifts in the breeding of an Atlantic puffin population. **Ecology Letters** 7: 388-394.
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. 2004b. Marine birds and climate fluctuation in the North Atlantic. I: Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. & Belgrano, A. (red.). *Marine Ecosystems and Climate Variation - The North Atlantic. A Comparative Perspective*. Oxford University Press, New York, s. 95-105.
- Durant, J.M., Hjermann, D.Ø., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Myrsetrud, A., Pettorelli, N. & Stenseth, N.C. 2005. Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. **Ecology Letters** 8: 952-958.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. *i revisjon*. Ocean climate prior to breeding affects the duration of the nesting period in the Atlantic puffin. **Biology Letters** (revidert manuskript innsendt).
- 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, 25 s.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998a. Demografi og voksenoverlevelse i noen norske sjøfuglbestander. **NINA Oppdragsmelding** 515, 15 s.
- 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.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Bårdsen, B.J. & Langeland, K. 2005. Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. **NINA Rapport** 64, 35 s.
- Frederiksen, M., Harris, M. P. and Wanless, S. 2005. Inter-population variation in demographic parameters: a neglected subject? **Oikos** 111: 209-214.
- 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. 2006. Seabirds and pipefish: a request for records. **British Birds** 99: 148.
- 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. **Journal of Avian Biology** 28: 287-295.
- Harris, M.P., Anker-Nilssen, T., McCleery, R.H., Erikstad, K.E., Shaw, D.N. & Grosbois, V. 2005. Effect of wintering area and climate on the survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* in the eastern Atlantic. **Marine Ecology Progress Series** 297: 283-296.
- Henriksen, M. 1998. Ulike næringsøkologiske variabelers betydning for energiinntaket til unger av lunde *Fratercula arctica*, belyst på bakgrunn av optimal forusjeringsteori. **Cand. scient. oppgave**, Zool. inst., 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. **Journal of Avian Biology** 28: 271-278.
- Hjermann, D.Ø., Stenseth, N.C. & Ottersen, G. 2004 Indirect climatic forcing of the Barents Sea capelin: a cohort effect. **Marine Ecology Progress Series** 273: 229-238.
- Hofgaard, A., Anker-Nilssen, T., Bruteig, I.E., Framstad, E., Kålås, J.A. & Solberg, E.J. 2004. Overvåking avdekker klimarelaterte forandringer i Norsk natur. Eksempler med utgangspunkt i DN finansierte overvåkingsdata. **NINA Minirapport** 70, 19 s.
- Hoyt, D.F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. **Auk** 96: 73-77.
- ICES 2005a. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2005. **ICES Advice** 2005. Vol. 1-11, 1418 s.
- ICES 2005b. Report of the Northern Pelagic and Blue Whiting Fisheries Working Group (WGNPBW), 25 August - 1 September 2005, ICES Headquarters Copenhagen. **ICES CM 2006/ACFM:05**, 241 s.
- Irons, D., Anker-Nilssen, T., Gaston, A.J., Byrd, G.V., Falk, K., Gilchrist, G., Hario, M., Hjernquist, M., Krasnov, Y.V., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Reid, J., Robertson, G., Strøm, H. & Wohl, K.D. *i revisjon*. Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. **Global Change Biology** (revidert manuskript innsendt).
- Jones, P.H., Blake, B.F., Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. *The examination of birds killed in oil spills 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. **Ecological Monographs** 62: 67-118.
- Lid, G. 1981. Reproduction of the Puffin on Røst in the Lofoten Islands in 1964-1980. **Fauna norvegica Series C, Cinclus** 4: 30-39.

- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Takseringsmanual. **NINA Oppdragsmelding 16**, 27 s.
- Lorentsen, S.-H. 2002. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2002. **NINA Oppdragsmelding 766**, 33 s.
- Lorentsen, S.-H. 2005. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2005. **NINA Rapport 97**, 49 s.
- Myrberget, S. 1981. Criteria of physical condition of fledging Puffins. **Proceedings of the Second Nordic Congress of Ornithology 1979**: 43-46.
- Otnes, B. & Skjold, R. 1992. Fototaksering som eit hjelpemiddel i overvaking av ein populasjon lunde (*Fratercula arctica*). **Cand. agric. oppgave**, Institutt for Biologi og Naturforvaltning, NLH, Ås, 40 s.
- Porter, J.M. & Coulson, J.C. 1987. Long-term changes in recruitment to the breeding group, and the quality of recruits at a kittiwake *Rissa tridactyla* colony. **Journal of Animal Ecology** **56**: 675-689.
- Potts, G.R., Coulson, J.C. & Deans, I.R. 1980. Population dynamics and the breeding success of the shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Farne Islands, Northumberland. **Journal of Animal Ecology** **49**: 465-484.
- 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.
- Røv, N., red., Thomassen, J., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Folkestad, A.O. & Runde, O. 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. **Viltrapport 35**, 109 s.
- Sandvik, H., Erikstad, K.E., Barrett, R.T. & Yoccoz, N.G. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. **Journal of Animal Ecology** **74**: 817-831.
- Sæther, B.-E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. **Current Ornithology** **7**: 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 Journal of Marine Science** **59**: 725-736.
- Thompson, P.M. & Grosbois, V. 2002. Effects of climate variation on seabird population dynamics. **Directions in Science** **1**: 50-52.
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. **Nature** **413**: 417-420.
- 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 norvegica Series C, Cinclus** **2**: 70-94.
- Tschanz, B. 1983. Census methods for Guillemots *Uria aalge* in a highly structured breeding habitat. **Fauna norvegica Series C, Cinclus** **6**: 87-104.
- Tschanz, B. & Barth, E.K. 1978. Svigninger i lomvibestanden på Vedøy på Røst. **Fauna** **31**: 205-219.
- Vader, W., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Barrett, R. & Strann, K.-B. 1990. Regional and temporal differences in breeding success and population development of fish-eating seabirds in Norway after collapses of herring and capelin stocks. **Transactions of the 19th IUGB Congress, Trondheim 1989(1)**: 143-150.
- Øyan, H.S. 1993. Growth in Puffin *Fratercula arctica* chicks in relation to food supply; an experiment. **Cand. scient. oppgave**, Univ. Trondheim, 29 s.
- Øyan, H.S. & Anker-Nilssen, T. 1996. Allocation of growth in food-stressed Atlantic puffin chicks. **Auk** **113**: 830-841.
- Walsh, P.M., Halley, D.J., Harris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W. & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. JNCC / RSPB / ITE / Seabird Group, **Peterborough**, Storbritannia.
- White, G.C. & Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study** **46 Supplement**: 120-138.
- Aarvak, T. 1993. J.A. Thomes Lofotenreise 1897. **Vår Fuglefauna** **16**: 87-98.
- Aarvak, T. & Øien, I.J. 2005. Kartlegging av hekkende havsvaler og stormsvaler på Hernyken, Røst, oktober 2005. **NOF rapport 2-2005**, 14s.
- Aarvak, T., Øien, I.J. & Anker-Nilssen, T. 2005. Full fart i stummende mørke. Har sjøsvalene sonar eller bare godt syn? **Vår Fuglefauna** **28**: 154-157.



NINA Rapport 133

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426 1682-5



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>