RAPPORTSERIE

Nr. 41 - Oslo 1988

P. PRESTRUD og N.A. ØRITSLAND (Redaktører):

Miljøundersøkelser i tilknytning til petroleumsvirksomhet på Svalbard 1987

- Et ledd i konsekvensutredning av petroleumsvirksomhet på Svalbard

NORSK POLARINSTITUTT

Nr. 41 - Oslo 1988

P. PRESTRUD og N.A. ØRITSLAND (Redaktører):

Miljøundersøkelser i tilknytning til petroleumsvirksomhet på Svalbard 1987

- Et ledd i konsekvensutredning av petroleumsvirksomhet på Svalbard

FORORD

Denne rapporten inneholder en oppsummering av det arbeidet MUPS-programmet ved Norsk Polarinstitutt har gjennomført i 1987, og resultatene fra de prosjektene som MUPS har hatt ansvaret for å gjennomføre i 1987.

Tundra/Polargas og SNSK/Norsk Hydro ble av Miljøverndepartementet pålagt å gjennomføre spesifiserte miljøundersøkelser av Miljøverndepartmentet i tilknytning til henholdsvis en boring på Haketangen og seismiske undersøkelser på Nordenskiøldland. SNSK/Norsk Hydro har brukt Universitetene i Tromsø og Oslo til å gjennomføre undersøkelsene. Tundra/Polargas har brukt MUPS og Sintef.

I tillegg har Statoil bidratt til finansieringen av et isbjørnprosjekt og et fugl-lyd prosjekt sammen med Tundra/Polargas. Statoil ble pålagt å bidra med disse midlene etter at den seismikken de gjennomførte i Hornsund i 1986 ikke ble gjennomført som planlagt.

Den første versjonen av "Analysesystem for miljø og næringsvirskomhet på Svalbard" ble sluttført i 1987 med midler fra BP, Statoil og SNSK. Tundra/Polargas ble pålagt å bidra med midler til utvikling av versjon 2 av analysesystemet i 1987. Rapporten fra dette arbeidet vil foreligge iløpet av 1988.

Uten hjelp fra sysselmannen hadde det ikke vært mulig å få gjennomført isbjørnprosjektet i Hornsund med den korte tid vi hadde til forberedelsene. Vi fikk også verdifull hjelp ifm. fugl-lyd prosjektet i Ny Ålesund. Vi takker så mye for hjelpen. Vi må også takke ansatte i A/S Lufttransport for den velvilje og assistanse vi har fått både ifm. isbjørnprosjektet, fugl-lyd prosjektet og kartleggingen av fugl i Storfjorden.

Til slutt må vi også få lov til å takke alle de som har deltatt i gjennomføringen av prosjektene. Uten deres positive innstilling og vilje til å ta ting på sparket hadde ikke MUPS-prosjektene latt seg gjennomføre.

Rolfstangen 24. Mars 1988

Pål Prestrud Nils A. Øritsland

INNHOLD

SAMMENDRAG

Norsk Polarinstitutt startet i 1986 et program for å undersøke hvordan næringsvirksomhet påvirker naturmiljøet på Svalbard. Programmet ble kalt "Miljøundersøkelser i tilknytning til næringsvirksomhet på Svalbard" (MUPS). Den direkte bakgrunn for programmet var den økende petroleumsvirksomhet på Svalbard. Selskapene som har virksomhet skal selv betale utgiftene for å få gjennomført undersøkelsene. Denne rapporten oppsummerer MUPS´ aktivitet i 1987, og legger fram resultatene av de undersøkelsene som vi hadde ansvaret for å gjennomføre i 1987, og omtaler kort undersøkelser som noen selskaper utførte i egen regi og parallelt med MUPS.

SNSK/Norsk Hydro skjøt ca. 35 km seismikk i Adventdalen og Eskerdalen våren-87. Vegetasjonsregistreringer i seismikklinjen samme sommeren viste at det ikke var oppstått skader som følge av virksomheten. Selskapene ble pålagt å gjennomføre en kartlegging av reinsdyrbestanden, botanisk verdifulle områder, og kjørespor/løsmasse-registreringer i Sassendalen før det kunne skytes seismikk. Dessuten ble det krevd at selskapene måtte gjennomføre en undersøkelse av Svalbardreinens respons på snøscooterkjøring som var gitt som pålegg i 1986, før det kunne skytes seismikk i Reindalen. I tilknytning til denne undersøkelsen skulle det også foretas en litteraturstudie av ferdselens innvirkning på reinsdyr.

Undersøkelsene ble gjennomført i løpet av 1987. Fordelingen av rein i terrenget, og områder med høy tetthet av kalvende simler i Sassendalen er angitt. Det er ialt registrert 6 verdifulle botaniske områder i Sassendalen. På bakgrunn av løsmasseregistreringene er sårbarheten for errosjon i delområder i dalen angitt etter en skala fra 1 til 5. Ialt ble 101 grupper av rein provosert med snøscooter. Konklusjonen var at snøscootertrafikk har ubetydelig innvirkning på reinsdyrbestanden. Den samme konklusjon framkom etter litteraturstudiet.

Tundra/Polargas igangsatte en olje/gass-boring på Haketangen. Selskapene fikk pålegg om å bidra med midler til en kartlegging av et isbjørntrekk man antok gikk gjennom området, og til et prosjekt som skulle teste hekkende polarlomvis reaksjon på helikopterstøy. Disse prosjektene skulle finansieres sammen med Statoil. I tillegg skulle det gjennomføres en kartlegging av konsentrasjoner av fugl i det

aktuelle området. Ialt 18 isbjørn fikk påmontert radiosendere i dette området våren -87. Disse ble fulgt utover sommeren og høsten. Prosjektet viste at det går et betydelig trekk av isbjørn gjennom Hornsund, og at Storfjorden er et viktig område for isbjørnen.

Langs den sørlige del av østkysten av Spitsbergen ligger de største fuglefjellene på Svalbard når man unntar Bjørnøya og Hopen. I Stellingfjellet, 15 km nord for Haketangen, hekker det f.eks 150 000 polarlomvi. Dette var ukjent før registreringene ble gjennomført. I utløpet av Storfjorden er det store konsentrasjoner av sjøfugl både sommer og vår. Helikopter-fugl prosjektet ble gjennomført i Kongsfjorden. Hekkende lomvi reagerte relativt lite på støy fra helikopter. Det var hovedsakelig ikke-hekkende individer som fløy ut fra kolonien når helikopteret nærmet seg.

Virksomhetene som har vært gjennomført i 1987 har trolig bare påvirket naturmiljøet i liten grad. Vi har fått verdifulle opplysninger om biologiske forekomster som kan bli berørt av inngrepene. Disse opplysningene er viktige når konsekvensene av fortsatt boring på Haketangen og seismikk på Nordenskiøldland skal vurderes og det skal stilles nye vilkår. Opplysningene er også viktige med tanke på overvåking av miljøet. Effektundersøkelsene som er gjennomført har gitt nyttig informasjon. Entydige konklusjoner kan imidlertid ikke trekkes før disse begrensede undersøkelsene er ført videre.

KAPITELL 1: OPPSUMMERING OG ERFARINGER FRA 1987

Pål Prestrud og Nils A. Øritsland

1.1 Innledning

Letingen etter hydrokarboner på Svalbard fortsetter. Etter at den første leteperioden ble avsluttet for ti år siden uten at drivverdige forekomster var påvist, ble en ny leteperiode påbegynt i 1985/1986. Denne ble innledet med omfattende seismiske målinger og geologiske grunnundersøkelser både på land og til havs. Den fornyede interesse for Svalbard fra oljeselskapenes side har sammenheng med en snarlig åpning av Barentshavet for petroleumsvirksomhet, og nye geologiske teorier som konkluderer med at det er mulig å gjøre funn også på Svalbards landområder.

Miljømyndighetene antok at den omfattende petroleumsvirksomhet som tok form kunne få negative konsekvenser for miljøet. Naturvernforskriften fra 1983 har en rekke generelle bestemmelser som skal ivareta miljøhensynene først og fremst utenfor de vernede områdene på Svalbard. Petroleumsvirksomhet faller inn under de spesielle bestemmelsene i forskriften som omhandler såkalt "meldepliktig virksomhet". Dette er spesifiserte naturinngrep som skal meldes til Miljøverndepartementet ett år før de foretas. I forskriften er departementet gitt vide fullmakter til å forandre planene for inngrepet, gripe inn med regulerende tiltak og gi pålegg dersom det måtte være nødvendig for å redusere miljøulempene. I helt spesielle tilfelle kan også planene stanses.

Ved behandlingen av en melding om petroleumsvirksomhet skal det utarbeides en konsekvensutredning. Hensikten er å gi departementet et grunnlag for å stille vilkår og gi råd om hvordan inngrepet skal gjennomføres, slik at skadevirkningene for miljøet kan reduseres. For at dette grunnlaget skal bli bedre må våre kunnskaper om virkningene av menneskelige inngrep på Svalbard's naturmiljø økes, og biologiske forekomster som kan bli skadelidende må kartlegges. Departementet vil bruke bestemmelsene i naturvernforskriften til å gi selskapene pålegg om finansiering av slike undersøkelser og slik kartlegging. Dermed vil kunnskapsgrunnlaget heves og skadevirkningene på miljøet av de industrielle inngrep forhåpentligvis reduseres.

Norsk Polarinstitutt har fått i oppdrag av Miljøverndepartementet å

koordinere og lede arbeidet med konsekvensutredninger og miljøundersøkelser knyttet til petroleumsvirksomheten på Svalbard. Instituttets primære oppgave er å utarbeide konsekvensvurderinger, foreslå miljøundersøkelser/kartlegging som skal pålegges selskapene og evaluere resultatet av prosjektene. Instituttet regner også med å gjennomføre flere av prosjektene.

For å løse denne oppgaven utarbeidet instituttet programmet "Miljøundersøkelser på Svalbard" (MUPS) i 1986. Rapporten "Miljøundersøkelser i tilknytning til seismisk virksomhet på Svalbard 1986 (et ledd i konsekvensutredning av petroleumsvirksomhet på Svalbard)" (NP's rapportserie Nr. 34, Prestrud og Øritsland 1987). er den første rapporten fra dette programmet.

Den foreliggende rapport gir en oppsummering av det arbeidet som er gjennomført i MUPS regi i 1987, samt resultatene fra de feltprosjektene som Polarinstituttet hadde ansvaret for å gjennomføre i 1987.

1.2 Selskapenes virksomhet i 1987

I 1987 ble det gjennomført et større seismisk prosjekt på Nordenskiøldland (SNSK/Norsk Hydro), og det ble påbegynt et boreprosjekt på Haketangen (Tundra/Polargas).

SNSK/Norsk Hydro: Fra okt. -85 til februar -87 la selskapene fram flere meldinger om seismikk over store deler av Nordenskiøldland. Det hele endte opp med et relativt begrenset prosjekt i Adventdalen og Eskerdalen våren -87. Selskapene fikk ikke tillatelse til å skyte seismikk i Sassendalen og Reindalen fordi departementet mente det var nødvendig først å gjennomføre miljøundersøkelser som selskapene var pålagt allerede i 1986.

Seismikken ble gjennomført i mars-april. Det ble brukt detonerende lunte som ble rullet ut på bakken til sprengningene. Ca. 10 mann deltok i arbeidet. Det ble brukt i underkant av 5 tonn dynamitt, og skutt ca. 34.5 km seismikk. 5-7 snøscootere og

en beltebil var i bruk. Disse kjørte henholdsvis ca. 6000 km og 550 km (opplysninger fra E.Persen, sysselmannen).

Tundra/Polargas : Boringen på Haketangen sørøst på Spitsbergen, ble startet i juni. Boreriggen ble plassert ca. 150 m fra kysten på tilnærmet vegetasjonsfri morenegrus. Alt tungt utstyr ble fraktet inn med båt. Transport av personell ble foretatt med fly og helikopter fra Longyearbyen. Det deltok ca. 30-40 mann i boringen. Selskapet fikk tillatelse til utslipp av boreslam og kloakk i sjøen.

Boringen ble avsluttet i oktober uten at man var kommet ned til planlagt dyp. Brakkeleir og borerigg står igjen på Haketangen. Det er meningen at boringen skal fortsette i 1988.

Foruten disse konkrete virksomheter hadde flere av selskapene geologiske ekspedisjoner til Svalbard iløpet av sommeren.

1.3 Miljøundersøkelser og vilkår

SNSK/Norsk Hydro

Selskapene ble ikke pålagt miljøundersøkelser i tilknytning til seismikken i Adventdalen og Eskerdalen. Departementet avslo å dispensere fra ett-års fristen for melding når det gjaldt Sassendalen på grunn av manglende forundersøkelser.

Selskapene ble pålagt å gjennomføre følgende miljøundersøkelser før det kunne skytes seismikk i Sassendalen:

-- Kartlegging av vegetasjonen langs de aktuelle seismikk traseene, angivelse av sårbare områder.
-- Kartlegging av kjøreskader som allerede fantes i det aktuelle området. Jord/løsmasseundersøkelser i tilknytning til slike skader.
-- Undersøkelse av Sassendalens betydning som beite- og kalvingsområde for reinsdyr.
-- Litteraturstudie over problemet: ferdselens forstyrrelse av reinsdyr.

Når det gjaldt Reindalen krevde departementet at selskapene måtte gjennomføre de reinsdyrundersøkelsene som var pålagt i 1986 før det kunne skytes seismikk. Dette omfattet følgende:

-- Merking av inntil 50 rein med øremerker i indre del av Reindalen

-- Gjennomføre en undersøkelse av svalbardreinens respons på motorisert ferdsel.

SNSK/Norsk Hydro engasjerte Universitetet i Tromsø til å gjennomføre reinsdyr- og vegetasjonsundersøkelsene bortsett fra merkingen av 50 rein i Reindalen. Ansatte ved Norsk Polarinstitutt skal foreta denne merkingen i løpet av våren -88. Geografisk institutt, Universitetet i Oslo, fikk ansvaret for spor- og løsmasseregistreringene i Sassendalen. I tillegg gjennomførte botanikkere fra Universitetet i Tromsø en kort sommerbefaring av seismikklinjene som var skutt i mars-mai.

For å unngå skader på vegetasjonen fikk selskapene stilt som vilkår at alle seismikklinjer så langt det lot seg gjøre skulle legges i elveleier. Videre skulle all kjøring til og fra arbeidsstedene foregå på frossen snødekket mark. Alle traseer skulle legges opp i samråd med sysselmannen.

For å unngå forstyrrelser av reinsdyrbestanden i kalveperioden ble det stilt som vilkår at seismikkskytingen skulle avsluttes innen 10.mai.

Tundra/Polargas

Selskapene fikk stilt en rekke vilkår om gjennomføring av miljøundersøkelser. I tillegg til forslagene fra MUPS/Norsk Polarinstitutt foreslo Statens Forurensningstilsyn (SFT) flere undersøkelser for overvåking av miljøet. Selskapene fikk pålegg om å gjennomføre følgende miljøundersøkelser:

-- Utarbeidelse av drivbaneberegninger for oljesøl. Utsetting av strømmålere for å bedre bakgrunnsdatene for drivbanesimuleringene.
-- Spesifisert overvåking av strand- og bunnområdene rundt utslippsstedet (boreslam og kloakk). Rapporten fra denne overvåkingen skulle vært sendt sysselmannen og SFT innen 31.12.87,

men er ennå ikke mottatt.

-- Bidrag til kartlegging av isbjørntrekket gjennom Hornsund over til østkysten.
-- Kartlegging av fugleforekomster langst Spitsbergens østkyst.
-- Undersøkelse av sjøfugls reaksjoner på helikoptertrafikk.
-- Bidrag til videre utvikling av MUPS-analysesystem for miljø og næringsvirksomhet på Svalbard (se Hansson et al. 1987: Analysesystem for miljø og næringsvirksomhet på Svalbard, NP's rapportserie nr 39.).

Tundra/Polargas delfinansierte isbjørnprosjektet sammen med Statoil og Norsk Polarinstitutt. Prosjektet "Sjøfugls reaksjoner på helikopterstøy" ble også delfinansiert sammen med Statoil. Statoil ble pålagt å bidra med midler til disse prosjektene etter at selskapets seismiske virksomhet i 1986 i Hornsundområdet var gjennomført på en annen måte en forutsatt.

Isbjørnprosjektet ble ikke gjennomført som forutsatt fordi vi bestilte satellittsenderne for sent. Gjennværende midler til denne delen av prosjektet fra 1987 er overført til 1988. 5 satellittsendere skal påmonteres isbjørn i Hornsund våren -88.

De innledende drivbaneberegningene ble gjennomført av Sveriges meteorologiske institutt. Sintef, Oseanografisk senter, gjennomførte mer omfattende drivbanesimuleringer (Johansen Ø. 1987. Oil drift simulations for Haketangen, Svalbard. Sintef report no. 02.083500/01/87). Det ble samlet inn lite data fra strømriggene fordi de forsvant. Overvåkingsopplegget i sjøen rundt borestedet ble gjennomført av selskapets egne konsulenter i samarbeid med Sintef. Norsk Polarinstitutt gjennomførte resten av undersøkelsene.

Selskapene fikk stilt som vilkår å utarbeide en oljevernberedskapsplan. I tilknytning til denne planen ble det utarbeidet et miljøatlas for området som grunnlag for kartlegging av sårbare områder. Sintef hadde ansvaret for dette arbeidet.

Selskapene fikk stilt en rekke vilkår for gjennomføringen av boringen som vi ikke kan komme inn på i detalj her. Slitasjeskader på vegetasjon/jordsmonn ble ikke ansett som aktuelt fordi Haketangen er nærmest vegetasjonsfri. Selskapene fikk relativt strenge vilkår for flyvingene mellom Longyearbyen og Haketangen. Flyvingene skulle foregå

i minst 2000 ft og med en avstand av minst 1 nautisk mil fra kysten. Årsaken var at man prøvde å unngå forstyrrelse av sjøfuglkoloniene langs kysten. Videre fikk selskapene strenge vilkår som angikk avfalls-og kjemikaliebehandling og beredskapsplan for oljevern.

1.4 Kort oppsummering av gjennomførte undersøkelser i 1987

Adventdalen/Sassen

Undersøkelsene i disse områdene ble utført i selskapenes egne regi og ikke direkte som del av MUPS.

Rapport: Engelskjøn, T. 1987. Virkninger av seismikkskyting på vegetasjonen, Adventdalen og Eskerdalen, Spitsbergen. Universitetet i Tromsø, Inst. for biologi og geologi, 14s.

Seismikklinjene som ble skutt i Adventdalen og i Eskerdalen ble befart i løpet av 3 dager i juli. Det er gitt en beskrivelse av plantesamfunnene i de aktuelle områdene. Kun ubetydelige skader på vegetasjonen kunne påvises etter seismikken. Det påpekes at slitasjeskader begynner å opptre også i Eskerdalen og at utviklingen bør følges nøye. Videre presiseres det at datagrunnlaget er svært tynt slik at det er vanskelig å generalisere resultatene.

Rapport: Elvebakk, A. 1987. Botanisk spesielt interessante område i Gipsdalen og Sassendalen. Universitetet i Tromsø, Inst. for biologi og geologi, 11 s.

Hensikten med denne kartleggingen var å påvise områder med spesielle botaniske kvaliteter som man bør unngå å skyte seismikk på, våren 1988. Forfatteren understreker at hele Sassendalen og Gipsdalen er botanisk spesielt interessante i Svalbard-sammenheng, jfr plantefredningsområdet som omfatter disse dalførene. I Gipsdalen er det angitt 12 og i Sassendalen 6 delområder av spesiell botanisk interesse.

Rapport: Sørbel, L. 1987. Kvartærgeologiske registreringer og kartlegging av kjørespor i Sassendalen og Gipsdalen, Svalbard. Universitetet i Oslo, Geografisk institutt, 23 s.

Rapporten beskriver kjørespor i Sassendalen og i Gipsdalen avsatt for flere år tilbake. Det aktuelle området er beskrevet kvartærgeologisk med en klassifikasjon av delområdenes sårbarhet for slitasjeskader etter en skala fra 1 til 5. Ingen av delområdene er ansett som spesielt sårbare under forutsetning av at all aktivitet foregår på frossen mark.

Rapport: Tyler, N.J.C. 1987. Status and distribution of reindeer in Sassendalen, and Svalbard reindeer´s responses to snowscooters. Departement of Arctic Biology, University of Tromsø, 84pp.

Reinsdyrbestanden i Sassendalen er kartlagt. Bestanden var på ialt 660 individer våren/sommeren 1987. Fordelingen av bestanden i området i denne perioden med hensyn til kjønn og alder er angitt. De viktigste beiteområdene sent på vinteren og de viktigste områdene for kalvende simler er kartlagt. Det påstås at konflikten mellom den seismiske virksomheten og reinsdyrbestanden vil bli minimal fordi dyrene står høyt i terrenget i den perioden seismikken skal skytes.

101 grupper av svalbardrein ble provosert med snøscooter i april 1987. Reaksjonsavstanden var 640m, avstanden de flyktet på var 80m og fluktdistansen var 160m. En midlere fluktrespons ble beregnet til å øke det daglige energiforbruket med 0.4%, og å redusere daglig tid til beiting med 0.7%. Konklusjonen på dette arbeidet er at snøscooter-trafikk ikke har noen vesentlig innvirkning på reinsdyrbestanden.

Rapport: Taylor, N.J.C. 1988. Physiological and ecological aspects of the "MUPS" coupling scheme for Svalbard reindeer. Departement of Arctic Biology, Univ. Tromsø, 73 pp.

Rapporten diskuterer mulige konfliktområder mellom reinsdyr og menneskelige aktiviteter på bakgrunn av foreliggende litteratur og MUPS koblingsskjema for Svalbardreinsdyr som er beskrevet i analysesystemet (Norsk Polarinstitutts rapportserie nr.39). Stress-begrepet diskuteres i denne sammenheng, og forfatteren hevder at individets samlede produktivitet (biological fitness) må betraktes som den sentrale størrelse. Forfatteren hevder også at omfanget og standarden for økologisk overvåking av Svalbardreinen bør økes spesielt i de vernede områdene. Det er imidlertid ikke grunn til å tro at den menneskelige aktivitet på Svalbard, slik den drives idag, har noen særlig negativ virkning på reinsdyrbestandene. Mulighetene for å

forutsi virkningene av framtidig næringsvirksomhet kan bare bedres ved å skaffe mer kunnskap om dyrenes samlede produktivitet og arktiske økosystemers evne til rehabilitering etter påvirkninger. Fysiologiske studier av enkeltindivider er ikke tilstrekkelig , man må skaffe kunnskap om individets tilpasningsdyktighet i bestandssammenheng.

Haketangen

Rapport: Sørbel, L. 1987. Kvartærgeologi og geomorfologi i kystområdene omkring Haketangen, Spitsbergen, Svalbard. Geografisk Institutt, Universitetet i Oslo, 4s.

Rapporten er utført i selskapenes egen regi og gir en kvartærgeologisk og geomorfologisk beskrivelse av kystområdene omkring Haketangen. Rapporten er laget som bakgrunn for utarbeidelse av et miljøatlas til oljevernberedskapsplanen og konsekvensutredningen.

Rapport: Hansson, R., Jensen P.M., and Thomassen, J. 1987. Migrations of Polar Bears (Ursus maritimus) in Hornsund and South-East Svalbard 1987. Denne rapporten, kap.2, 54 pp.

18 isbjørn ble påmontert radiosendere i Hornsund og i Storfjorden våren -87. Det går et omfattende isbjørntrekk gjennom Hornsund til Storfjorden på senvinteren og våren. Tettheten av isbjørn i Hornsund er høy på denne årstiden. Storfjorden er et viktig vinter- og vårnæringsområde for isbjørnen på Svalbard. Bestanden i Storfjordområdet våren 1987 var på mer enn 100 ind., men ikke over 400 ind. Estimatet er gjort på bakgrunn av transektstudier. Det antas at permanente installasjoner kan ha langsiktige negative virkninger på isbjørn som bruker Hornsundområdet. Bemannede installasjoner i dette området og i Storfjorden vil føre til en økning i konflikter bjørn-menneske. Oljeforurensning i dette området på våren vil sannsynligvis føre til at mange isbjørner dør.

Rapport: Knutsen, L.Ø., Fjeld, P.E. & Olsson, O. 1987. Sjøfuglundersøkelser på Øst-Spitsbergen, Svalbard, med konsekvensvurdering av aktivitet på Haketangen. Denne rapporten, kap.3, 33 s.

Konsentrasjoner av sjøfugl i råker ble registrert i mai. Hekkekonsentrasjoner ble registrert i juli/august, og konsentrasjoner av

ærfugl og gjess ble registrert i september. De største fuglefjellene med polarlomvi på Svalbard (unntatt Bjørnøya og Hopen) finnes på østkysten av den sørlige del av Spitsbergen. Mer enn 230 000 polarlomvi har tilhold i fuglefjellene like i nærheten av Haketangen. Området rundt Sørkapp og nordvestlige kystområder av Storfjorden er viktige oppholdsområder for ærfugl og gjess om høsten. Store flokker med polarlomvi samles i råker i Storfjorden om våren før hekkesesongen starter. Det antas at virksomheten på Haketangen vil ha liten innvirkning på sjøfuglkoloniene dersom det ikke skjer et oljesøl og dersom vilkårene for bruk av helikopter følges.

Rapport: Fjeld, P.E., Gabrielsen, G.W. and Ørbæk, J.B. 1987. Noise from helicopters and its effect on a colony of Brunnic´s Guillemots (Uria lomvia) on Svalbard. Denne rapporten, kap.4, 39 pp.

Undersøkelsen ble gjennomført i et fuglefjell innerst i Kongsfjorden i juli. Den adferdsmessige respons hos polarlomvi på passerende helikopter ble testet. Korttidseffektene av passerende helikopter så ikke ut til å være alvorlige. Hekkende individer reagerte lite når helikopteret passerte. Det var i all hovedsak ikke-hekkende individer som fløy ut fra fuglefjellet. De reagerte på tildels lang avstand, spesielt når helikopteret kom rett mot kolonien. Langtids-effektene er det vanskelig å si noe om. Det kan også tenkes at lomvien i Kongsfjorden er habituert til helikopterstøy. Undersøkelsen startet sent i hekkeperioden og det kan f.eks tenkes at hekkende individer har en annen respons tidlig i hekkesesongen.

Rapport: Hansson, R. Prestrud,P., og Øritsland, N.A. 1987. Analysesystem for miljø og næringsvirksomhet på Svalbard. Nor.Polarinst. Rapportserie nr. 39, 289, 289 s.

Analysesystemet skal være en overordnet plan for arbeidet med konsekvensutredninger og miljøundersøkelser ifm. med næringsvirksomhet på Svalbard. Den 1. versjon av systemet ble utviklet på arbeidsgruppemøter vinteren 1986/87 og publisert i rapports form i oktober -87. Tundra/Polargas ble pålagt å bidra med midler til en videre utvikling av systemet. Et nytt arbeidsgruppemøte ble avholdt i januar -88, og en publisert versjon 2 av analysesystemet skal

foreligge i løpet av 1988.

1.5 Konsekvenser for naturmiljøet.

Hverken seismikken i Adventdalen/Eskerdalen eller boringen på Haketangen i 1987 ser ut til å ha hatt noen særlige negative konsekvenser for naturmiljøet på Svalbard. Sammenliknet med fjorårets (1986) seismikk der det var stor innsats av personell, kjøretøy og helikoptere, var SNSK/NH's seismikk i 1987 av beskjedent omfang bortsatt fra bruken av dynamitt, som var relativt stor pr. km skutt linje. Den metoden som nå er utviklet er trolig skånsom mot miljøet så lenge man opererer på frossen mark. Vegetasjonsregistreringene som er foretatt i seismikklinjene på sommeren var imidlertid overfladiske, og det er behov for mer data dersom man skal kunne gi en entydig konklusjon.

Reinsdyrundersøkelsene viser at seismikken som planlegges i Sassendalen og Reindalen neppe vil berøre reinsdyrbestanden i særlig grad. Flere av de seismiske linjene er imidlertid lagt gjennom hiområder til polarreven. Det bør vurderes å legge disse linjene utenfor hiet eller gjennomføre undersøkelser om hvordan virksomheten påvirker reproduksjonen i de hiene som er mest utsatt.

Boringen på Haketangen kan få langt større konsekvenser for naturmiljøet enn seismikken i Adventdalen-Sassen. Miljøundersøkelsene har vist at det går et omfattende isbjørntrekk gjennom dette området, og at Storfjorden er et viktig område for isbjørnen. Om vinteren og våren er det mye isbjørn i dette området. De store mengdene sjøfugl som hekket i fuglefjellene like i nærheten av Haketangen var ukjent før registreringene begynte. Polarlomvibestanden i Stellingfjellet var f.eks oppgitt til ca 8000 ind., og ble lagt til grunn for våre konsekvensvurderinger under saksbehandlingen. Bestanden viste seg å være på over 150 000 ind.,- det største fuglefjellet på Svalbard når Bjørnøya og Hopen unntas. Dette viser hvor dårlig kjennskap vi har til Svalbards fauna, og hvor viktig det er med registreringer av biologiske forekomster før et inngrep foretas. Uten en skikkelig oversikt over biologiske forekomster som kan bli berørt av et inngrep, kan ikke risikoen ved inngrepet vurderes. Sjøfuglregistreringene viste også at det er store konsentrasjoner av sjøfugl i råker i Storfjorden utenfor Haketangen om våren/forsommeren. Disse er svært sårbare for

oljesøl. Utløpet av Storfjorden ser ut til å være et svært viktig næringsområde for polarlomvi om sommeren og høsten. Polarlomvi med unger samles i store konsentrasjoner i dette området utover i august. Vi vet lite om forekomstene av sjøpattedyr i Storfjorden, men gamle opptegnelser tyder på at det er et viktig område for storkobbe. På Andretangen på østsiden av Storfjorden finnes en av Svalbards fire hvalrosskolonier.

Oppsummeringsvis kan vi fastslå at en oljeutblåsing fra Haketangen kan få omfattende negative konsekvenser for naturmiljøet i Storfjorden. Vi vet at isbjørn, sjøpattedyr og sjøfugl er svært sårbare for oljesøl. Store områder kan bli berørt. Drivbaneberegningene viste at et oljesøl raskt kan drive rundt Sørkapp og opp langs vestkysten av Spitsbergen. Det antas at mulighetene for en oljeutblåsing er svært små fordi sannsynligheten for funn av olje er minimal og fordi sikkerhets-tiltakene er tilfredsstillende. Så lenge selskapet følger de påleggene som er gitt for bruk av luftfartøy er det lite sannsynlig at sjøfuglkoloniene og konsentrasjonene av ærfugl og gjess i området vil bli påvirket av lufttrafikken.

Prosjektene som har vært gjennomført i 1987, har vært en blanding av kartlegging og effektundersøkelser. Kartlegging av biologiske forekomster er nødvendig for å vurdere konsekvensene for naturmiljøet, og for å gi vilkår som kan hindre unødige skadevirkninger på miljøet. Men det er også nødvendig med effektstudier. Uten slike eksperimentelle undersøkelser kan vi vanskelig få utvidet vår kunnskap om hvordan industrielle inngrep påvirker miljøet. Disse undersøkelsene må derfor fortsette. Effektstudiene i 1987 (hekkende sjøfugls reaksjon på helikopter og reinsdyrs reaksjon på snøscooter) ga som resultat at det var liten påvirkning fra disse ferdselsformene. Det er imidlertid farlig å trekke entydige konklusjoner ut fra slike enkeltstående undersøkelser. Kjønn, alder, kondisjon, økologiske forhold, tid på året etc. vil påvirke resultatene fra disse undersøkelser. En annen måte å tilegne seg slik kunnskap på er ved overvåking av miljøet så lenge virksomhet pågår. Ofte er det svært vanskelig å forutsi hvordan et inngrep vil påvirke miljøet. Overvåking vil være et viktig redskap for å skaffe seg denne kunnskap. MUPS har ikke igangsatt slike prosjekter ennå fordi virksomhetene foreløpig har vært av kort varighet. Overvåking vil bli viktig ved mer omfattende og permanent virksomhet.

1.6 Erfaringer 1987

Samarbeidet med selskapene som har hatt virksomheter på Svalbard i 1987 har ikke vært tilfredsstillende. Tundra/Polargas anket miljøverndepartementets avgjørelse inn for Kongen i Statsråd. Selskapene mente at norske myndigheter ikke hadde anledning til å gi slike pålegg i henhold til Svalbardtraktaten. SNSK/NH har til dels gått sine egne veier i 1987 og hatt lite samarbeid med MUPS. Situasjonen har bedret seg noe iløpet av det siste halve året.

MUPS-programmet er utarbeidet bl.a. for å sikre en sterk samordning av de forskjellige prosjektene. Ressursene er begrensede i forhold til de oppgavene man står overfor. Det er derfor viktig at ressursene kanaliseres mot enkelte problemstillinger slik at man kan oppnå den faglige og økonomiske tyngde som er nødvendig for å få brukbare resultater. Eksempel på dette er delfinansiering av større prosjekter. Vi er overbevist om at dette er en riktig vei å gå bl.a. for å få utnyttet ressursene mer effektivt. Alternativet til dette er at selskapene utfører enkeltstående undersøkelser som ikke er satt inn i en større sammenheng. Det er nødvendig med et enda nærmere samarbeide mellom de enkelte selskapene og MUPS dersom effektiviteten og nytteverdien av undersøkelsene skal bli brukelige.

En hovedinnvending mot organsieringen av MUPS har vært den dobbeltrolle NP får i og med den sentrale stilling instituttet har både ved utvelgelsen av prosjekter, gjennomføring av prosjekter og evaluering av prosjekter. Dette er et problem som vi vil arbeide for å redusere. Analysesystemet er i denne sammenheng viktig fordi det er produsert gjennom et nasjonalt samarbeid og allerede i utgangspunktet avgjør hvilke prosjekter som det er aktuelt å pålegge et selskap. Styringsstrukturen for MUPS vil bli omorgansiert slik at ansvaret for utvelgelsen av forskningsmiljø som skal gjennomføre prosjekter fordeles på flere. Det må imidlertid tilføyes at vi neppe vil komme helt bort fra den dobbeltrollen vi har idag dersom vi fortsatt skal samordne programmet og være departementets fagetat i disse spørmålene. Det faglige miljøet som kan gjennomføre forsvarlige prosjekter på Svalbard er lite, og vi kan vanskelig unngå å møte oss selv i døra. MUPS/NP vil fortsatt måtte få en sentral rolle også når det gjelder gjennomføring av miljøundersøkelser på Svalbard.

Det er viktig at vi får opprettholdt noe innflytelse når det gjelder valg at den institusjon eller person som engasjeres til å gjennomføre miljøundersøkelsene. Vi kjenner miljøet og vet hvem det er som kan gjøre den beste jobben. Det er også viktig at vi får bygget opp kompetansen ved enkelte institusjoner. Fordeling av prosjektene på for mange institusjoner vil hindre den kompetanseoppbygging som er nødvendig for å få videreutviklet MUPS og arbeidet med konsekvensanalyser på Svalbard.

Et alvorlig problem for MUPS både i 1986 og i 1987 var at vedtaket om pålegg om miljøundersøkelser ble fattet like før virksomhetene skulle begynne. Årsaken er at selskapene forandrer sine planer til stadighet og ikke gir de opplysningene som forvaltningsmyndighetene mener er nødvendige for å få sluttbehandlet meldingen. Resultatet er at prosjektene må organiseres på kort tid, hvilket går utover den faglige kvaliteten. Feltarbeidet må for en stor del improviseres og langsiktig planlegging er så og si umulig. Selskapene må bli bedre til å planlegge og legge fram alle relevante opplysninger i god tid før virksomheten skal begynne.

1.7 Arbeidet videre

Det er fortsatt uvisst hvordan utviklingen i petroleumsvirksomheten på Svalbard vil bli i årene framover. Det ser ut til at det vil bli relativt moderat aktivitet også i de nærmeste årene, men dette kan forandre seg raskt til stor eller ingen aktivitet avhengig av om det gjøres funn på Svalbard og i Barentshavet eller ikke.

Planer for 1988 og 1989: SNSK/NH planlegger 3 boringer i Adventdalen og Sassendalen. Avgjørelsen vil først bli tatt når resultatene fra seismikk som skal skytes våren-88 foreligger.

Polargas planlegger å avslutte boringen på Haketangen og påbegynne en ny boring ca. 3km nord for nåværende borelokalitet.

Trust Arktukugol planlegger å bore en ny brønn i Vassdalen rett ved siden av nåværende brønn.

Statoil planlegger seismikk i Agardhbukta våren 1989.

Norsk Polar Navigasjon har planer om seismikk på Edgeøya, men det er svært uvisst om dette blir noe av.

I de kommende år vil utviklingen i Barentshavet få stor betydning også for naturmiljøet på Svalbard. De første brønnene her ble boret sommeren 1987. Barentshavet Syd (nord til 74 30N) blir trolig åpnet i 1990 og man planlegger å gå videre inn i Barentshavet Nord. Det bør igangsettes et konsekvensanalyseprogram i Barentshavet Nord og MUPS må koordineres med dette programmet. Det vil være praktisk lite hensiktsmessig å kjøre disse to programmene uavhengig av hverandre. Det er også mulig at konsekvensutredningen for Barentshavet Syd vil munne ut i et forslag om et overvåkingsprogram. Isåfall må også dette vurderes i sammenheng med MUPS og et eventuelt konsekvensanalyse-program for Barentshavet Nord.

Miljøundersøkelsene i tilknytning til petroleumsvirksomhet og annen næringsvirksomhet på Svalbard må fortsette. Foreløpig er det forholdsvis beskjedne inngrep som er foretatt og naturmiljøet er ikke blitt skadelidende i særlig grad. All erfaring tyder imidlertid på at skader kan oppstå dersom man ikke følger godt med i utviklingen og påvirker denne. kartlegging, effektstudier og overvåking vil være viktige ledd i arbeidet med å unngå unødige skader på naturmiljøet så lenge det er petroleumsvirksomhet på Svalbard. Vilkårene som er gitt for gjennomføring av virksomheten har utvilsomt medvirket til at skaevirkningene er blitt reduserte.

Vi er fortsatt ikke optimister når det gjelder mulighetene for å få bevart Svalbards natur. Dersom man ikke klarer å unngå virksomhet
som påvirker de vernede områdene, vil man heller ikke klare å oppnå en av hovedmålsettingene med naturvernarbeidet på Svalbard, nemlig å opprettholde den store grad av uberørte natursystemer. Allerede nå ser vi at det er virksomhet på utmål som geografisk sett ligger innenfor verneområdenes grenser. Selv om myndighetene og selskapene er i sin fulle rett er det bekymringsfullt at man ikke klarer å unngå virksomhet i disse områdene. Både Søraust- Svalbard naturreservat og

Sør-Spitsbergen nasjonalpark er blant de mest verdifulle naturområdene vi har på Svalbard. I begge disse områdene ligger det utmål som er unntatt fra fredningsbestemmelsene. Samtidig ligger disse verneområdene svært utsatt til for petroleumsvirksomhet i Barentshavet Fra flere hold er det hevdet at vi bør kunne tåle en viss industriell virksomhet utenfor verneområdene fordi verneområdene vil sikre at store deler av Svalbards natur vil bli bevart. Imidlertid ser det foreløpig ut til at heller ikke de vernede områdene skal bli fritatt for industriell påvirkning.

KAPITELL 2

Rasmus Hansson, Per Magne Jensen and Jørn Thomassen

MIGRATIONS OF POLAR BEARS (*Ursus maritimus*) IN HORNSUND AND SOUTH-EAST SVALBARD 1987

Rasmus Hansson and Per Magne Jensen
Norwegian Polar Research Institute
P.O. Box 158
1330 Oslo Lufthavn

Jørn Thomassen
Dir. for Nature Management
Tungasletta 2
7004 Trondheim

Table of contents

1. ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed by the oil companies Statoil and Tundra A/S, and by the Ministry of Environment / Norwegian Polar Research Institute.

We are most grateful to the following persons and institutions for their assistance: Director Prof. Jerzy Jankowski of The Polish Academy of Science allowed us to use the Polish Polar Station in Hornsund partly as a base for the fieldwork. The station crew, notably the station leader Dr. Grzegorz Gregorczyk, was extremely helpful in all matters. The Governor of Svalbard contributed by freighting equipment and personel to the field camp. Pilots Per Kristian Kristiansen and Per Haugen, engineer Ulf Sigernes and other employees of A/S Lufttransport and A/S Store Norske Spitsbergen Kulkumpani were very helpful in all matters. Thanks also to Kjell Strømdahl and Kjell Mork.

Svalbard conservation officers Ian Gjertz and Endre Persen gave valuable assistance with preparations, logistics, lodging and data collection. Biologist Lars Øivind Knutsen worked for the project on the summer field work. Finally, we thank Prof. Nils A. Øritsland and biologists Fridtjof Mehlum and Pål Prestrud, Norwegian Polar Research Institute for valuable comments on the manuscript.

2. SUMMARY

Polar bears migrate from west through Hornsund to Storfjorden in late winter and spring. The bears may stay from a few days to several weeks on the landfast ice areas in the eastern parts of Hornsund before moving on eastwards. The area will at this time of the year normally have a high density of bears. Storfjorden, especially the areas covered by landfast ice, is probably an important winter and spring feeding habitat for polar bears. The present work indicates that a large fraction of the bears entering the area from Hornsund will stay in Storfjorden and adjacent areas until the ice disappears (normally in July). Aerial transect surveys, mainly over landfast ice in May, gave a minimum population estimate for the area of 106 (± 31) bears. The maximum population is believed to be not more than 400 bears in this period. Industrial activity in Hornsund, especially in late winter and spring, will probably cause man-bear conflicts. Semi-permanent and permanent structures may have long term displacement effects on the polar bears presently utilizing the Hornsund area. Industrial activity on the Spitsbergen east coast will probably not have displacement effects, but problem bears and man-bear conflicts must be expected. Oil-spills in Hornsund and Storfjorden will probably kill many polar bears.

3. INTRODUCTION

Through The International Agreement on the Conservation of Polar Bears (Anon. 1974), Norway has an obligation to carry out research on polar bears, and to utilize the results to protect this species and its habitat. Long term, general studies of population biology and habitat use are needed to identify areas and periods that are particularly important or vulnerable. However, when oil activity is being located in areas not formerly studied, efforts have to be concentrated on environmental impact studies in those areas.

Since 1986, oil companies have carried out seismic (Statoil, 1986) and drilling acitivities (Tundra A/S, 1987 and 1988) on claims that are surrouned by the South Spitsbergen National Park. In order to evaluate possible environmental impacts of such acticvities, the Norwegian Ministry of Environment asked the Norwegian Polar Research Institute to design and conduct the Svalbard Environmental Monitoring Project (MUPS) in 1986. MUPS identify polar bears are identified as one of 13 Valued Ecosystem Components (VECs). As a basis for environmental assessment studies, the project has generated a series of hypotheses concerning the most pertinent effects of industrial activities on the VECs. MUPS hypothesis no. 15 and 17 concern the effects on polar bears of oil pollution and disturbance from industrial activities. In accordance with these hypotheses, Statoil and Nordisk Polarinvest were instructed to fund a research project on polar bear migrations in the area. Most of the project was carried out in 1987, while a satellite telemetry part had to be postponded until 1988.

Trappers have for a long time considered the Hornsund fior as a good hunting area for polar bears during the late winter and spring sea-

sons. Between 1904 and 1968 30-50 bears were caught here annualy (Lønø 1970). The trapper Rudi (1958) stated that the bears went through Hornsund to hunt bearded seals (Erignathus barbatus) in Storfjorden. The crew of the Polish Research Station in Hornsund regularly observe a considerable number of bears in the area, especially during winter (Larsen 1986). A helicopter survey in 1986, recorded polar bear tracks from the head of Hornsund eastwards over the glaciers (Hansson 1987).

Previous to this study, the situation in Hornsund has not been examined in any detail. It has thus not yet been shown whether bears observed in the Hornsund area are part of a spring migration, or merely moving at random in the South-Spitsbergen area. The effects of potential disturbance and pollution from industrial activity in the area on the Svalbard polar bear population might be different in these two situations. If there is in fact a spring migration through Hornsund, a relatively large fraction of the Svalbard population may be affected, and the concequences for the individual animal are potentially significant. If there is no migration, the effects on individual and population level may be small.

The principal objectives of the present work was to describe movements and behaviour, and estimate the number of polar bears in Storfjorden and adjacent areas in the spring.

4. POLAR BEAR BIOLOGY

Mating in polar bears probably occurs from March through May, while implanta tion of the fertilized eggs is delayed until about September (Lønø 1970). Females enter snow dens close to the time of implantation (Wimsatt 1963, Lønø 1970), and spend the winter without food or water (Nelson 1980). About 50 days after implantation they normally give birth to two cubs (Wimsatt 1963; Hensel et al. 1969), each weighing about 0,5 kg (DeMaster & Stirling 1981). The sex ratio in litters is about unity (Ramsay & Stirling 1988). In March - April the females with cubs leave the den and travel to the ice. In Svalbard, the cubs accompany the female until they are 2,5 years old (Larsen 1985), a which time the female again comes into oestrus. Most females seem to reach repro ductive senescence at about 20 (Ramsay & Stirling 1988). With a two cub litter every third year after the age of five, a female may thus produce at most 10 - 12 cubs in her lifetime. For the Svalbard population, Larsen (1986) has estimated the yearly cub survival rate between birth and weaning to 0.41, average adult survival rate to 0.95, reproductive rate to 0.51-0.59 and maximum population growth rate to 5%.

Polar bears sometimes concentrate on rich food sources, for instance on land during ice free periods, and in migration areas. On such occasions ritualized non-agonistic encounters have been observed (Latour 1981 a,b). Generally, intraspecific aggression is low outside the breeding season, although both sexes may defend or fight over food sources. Cannibalism is also known to occur (Lunn & Stenhouse 1985, Taylor et al. 1985). As about two thirds of the mature females are at any time excluded from the breeding pool (Ramsay & Stirling 1986 a), competition for females is intense among males. At Svalbard, both

males and fe- males become sexually mature when 4-5 years old (Lønø 1970), but many young males are probably excluded from breeding due to intrasexual competition.

Polar bears live in a continously changing habitat, where the location of prey and mates is to a large degree unpredictable (Stirling & McEwan 1975, Smith & Stirling 1978, Smith 1980). According to Ramsay & Stirling (1986 a), this is the reason why they do not defend territories. Individual animals, however, show marked fidelity to both seasonal ranges (Stirling et al. 1980, Schweinsburg & Lee 1982), and denning areas (Stirling et al. 1977, Larsen 1985). Thus, polar bears must be expected to undertake short term as well as seasonal migrations within the sub-population range. Satellite collared polar bears west of Svalbard covered a distance of approximately 40 km daily over an extended period (Larsen et al. 1983), and a polar bear outside Alaska travelled 56 km per day, with a maximum daily distance of 83 km (Kolz et al. 1978). Females with cubs of the year (COY's) in the Churchill area in Hudson Bay follow a regular migration route to the sea after leaving the maternity dens in spring (Ramsay and Andriashek 1986).

Mark recapture and satellite telemetry studies have demonstrated polar bears of the world are devided into several relatively discrete populations (Stirling et al. 1977, Larsen 1986, Amstrup in prep.). According to Larsen (1986) the Svalbard population range at present between 3000 and 5000 animals, and inhabits the areas between Western Soviet Arctic and East Greenland.

Polar bears mainly eat ringed seals (Phoca hispida) and to some extent bearded seals (Lønø 1970). The ringed seals are hunted in active ice, and along leads and at breathing holes and snow-lairs on

solid, shorefast ice (Stirling & Archibald 1977, Smith & Stirling 1978). Still-hunting is the most commonly used technique (Stirling 1974).

The habitat requirements of polar bears vary with season, sex and reproductive status (Stirling et al. 1980; Larsen 1985, 1986). Most solitary bears are found in feeding areas on, or close to, active sea ice habitats. Females with cubs, particularly those with COY's seem to prefer stable, flat ice (Urquhart and Schweinsburg 1984). Pregnant females normally den on land (Larsen 1985), but sometimes also on stable winter ice (Amstrup 1986). Breeding areas have not been studied or identified, but breeding apparently often involve use of elevations in feeding areas (Urquhart & Schweinsburg 1984).

In late winter and spring, a large part of the Svalbard polar bear population moves north-east from areas west and south of Spitsbergen. They move across Storfjorden, past Edgeøya to the areas between Svalbard and Franz Josef Land, where they stay during the summer (Larsen 1986). In the fall pregnant females move to the islands of eastern Svalbard, where they den (Larsen 1971). The rest of the population is said to move south and west as the ice builds up. Polar bears are far more common east of Spitsbergen than on the western side. In 1986 about ten females denned in southern Spitsbergen (Hansson 1987).

5. STUDY AREA

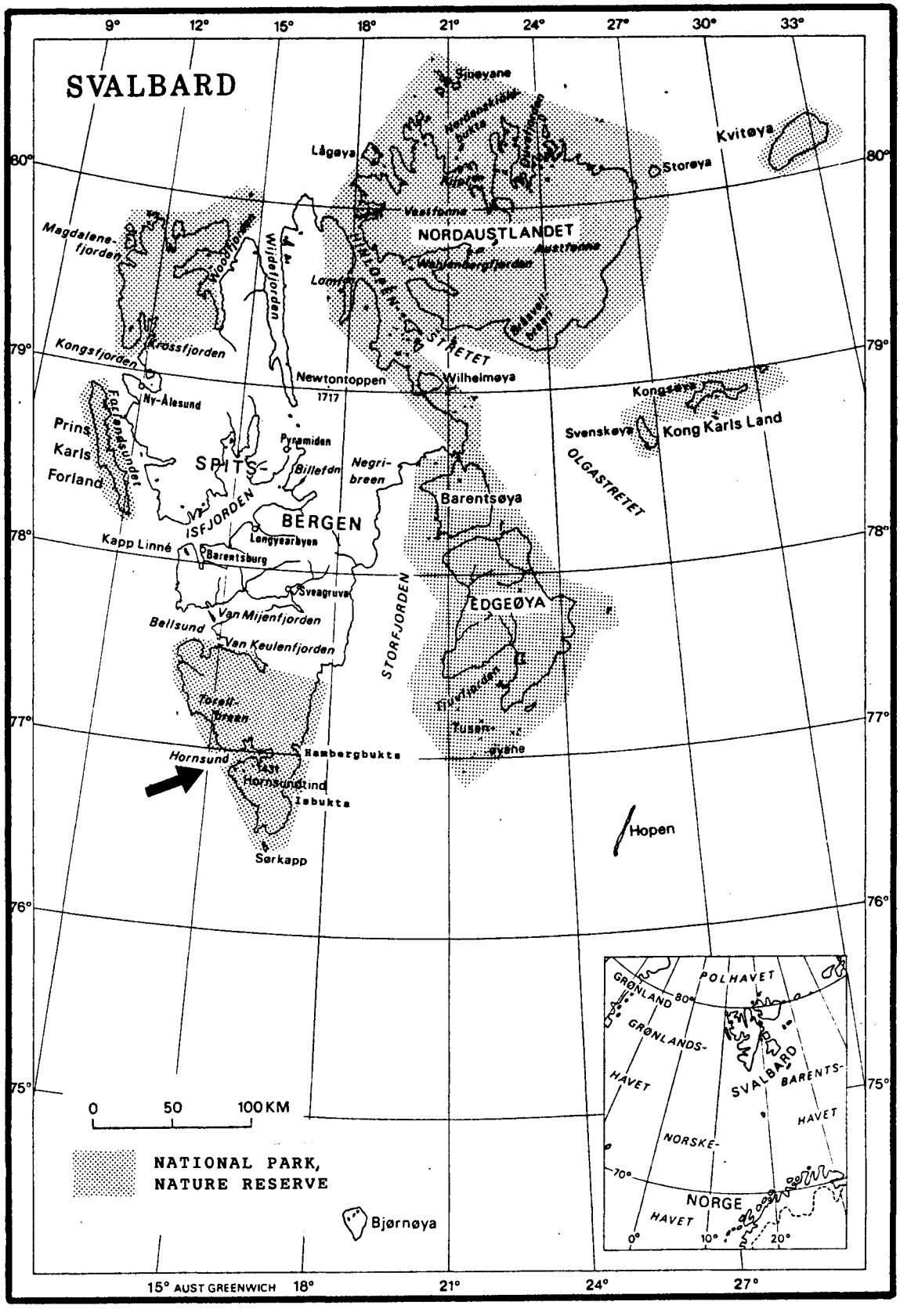
The main study areas were Hornsund (between 15°20´ and 16°40´ E, and between 76°55´ and 77°05´ N) and Storfjorden (between 16°30´ and 24°00´ E, and 76°30´ and 78°30´ N). The Spitsbergen west-coast south of Hornsund, and the ocean area between the islands Barentsøya, Edgeøya, Tusenøyane, Hopen, Kong Karls Land, Kvitøya and Nordaustlandet were also surveyed (Fig. 1).

The South Spitsbergen National Park covers most of South Spitsbergen. This is a rugged mountainous area with elevations mostly between 600 and 1000 m.a.s.l. Except for some flat beaches, most lower areas are covered by glaciers. The fiords open towards the west. The east coast is generally steep, with numerous glacier fronts, and few flat beaches. The eastern islands are characterized flat mountains about 300 m.a.s.l. wide, open valleys and moderate glaciation.

Hornsund is a 30 km long and 5 - 10 km wide fiord, surrounded by glaciers and steep mountains up to 1400 m.a.s.l., (Fig. 2). From the head of the fiord there is only 10-15 km of relatively flat, low glacier towards the bay Hambergbukta on the east coast.

Warm water from the North Altantic Current sweeps north along the west coast of Spitsbergen, while cold water from the Arctic Ocean moves southwards along the east coast (Vinje 1967). The warm water causes a relatively mild and moist climate on the west coast, while the cold water causes a colder and dryer climate on the east coast (Hisdal 1976). The eastern waters are covered with drift ice most of the year. In the winter the East Spitsbergen Current brings ice past Sørkapp towards Bjørnøya. Some of this ice is transported north along

FIGURE 1
Map of Svalbard, including nature reserves and national parks (shaded). Arrow indicates main study area, Hornsund.



the Spitsbergen west coast by the North Atlantic Current. Outside the west coast there is a wide belt of more or less ice-free water during most of the winter (Vinje 1985). The ice situation during the field-work in 1987 (Figs. 3-6) was close to the normal situation during the last 20 years. The ice conditions in most of Hornsund normally change frequently during the winter. The three inner bays, Burgerbukta, Brepollen and Samarinvågen that usually have flat, shorefast ice from December to June. The rest of the fiord may be swept free of ice, or filled with heavy pack ice in a night (Fig. 7).

FIGURE 2
Map of the main study area, Hornsund, Svalbard.

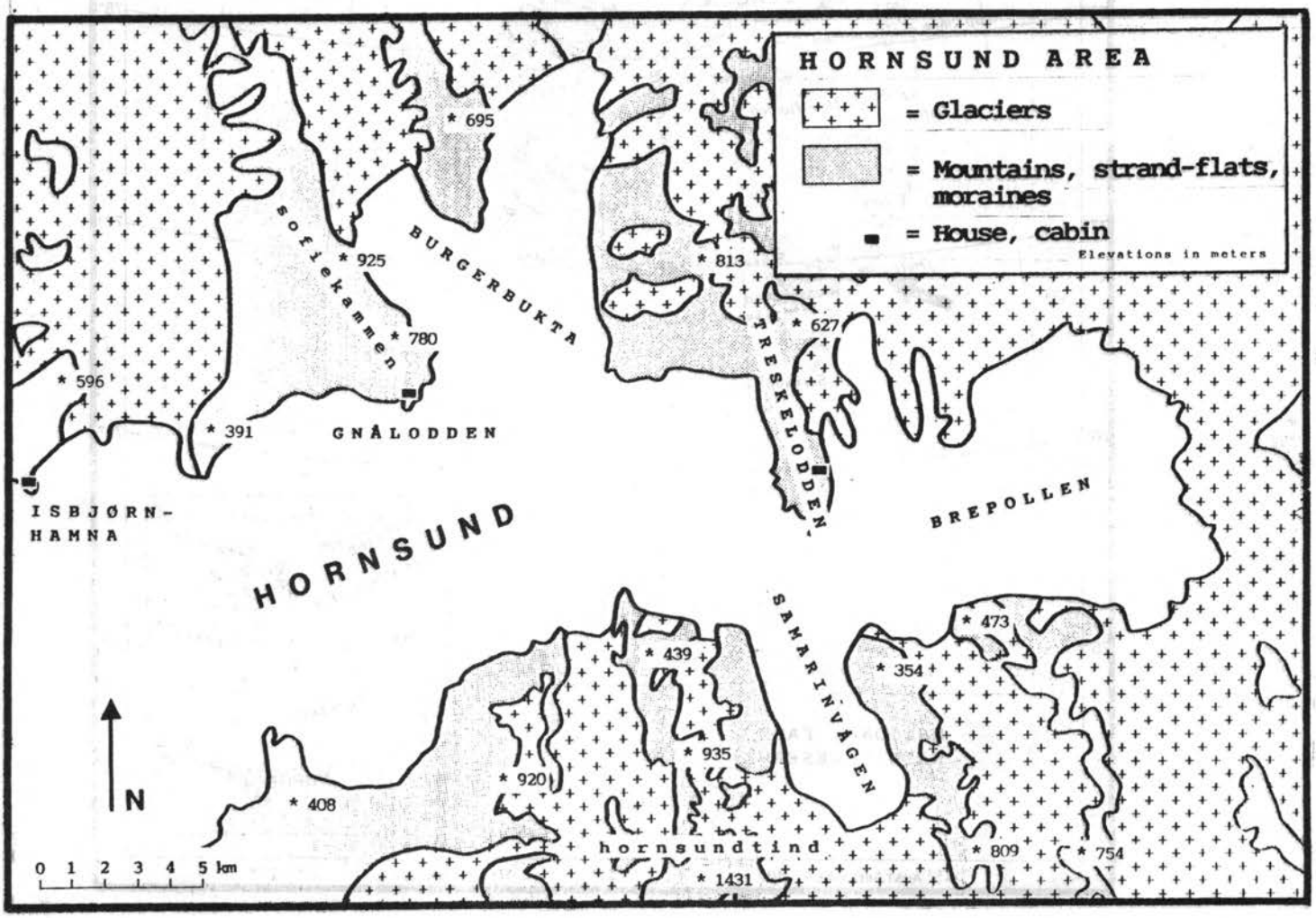


FIGURE 3 - 6
Average sea-ice distribution in the Svalbard area in March - April (Fig. 3), May (Fig. 4), July (Fig. 5) and October (Fig. 6) 1987.

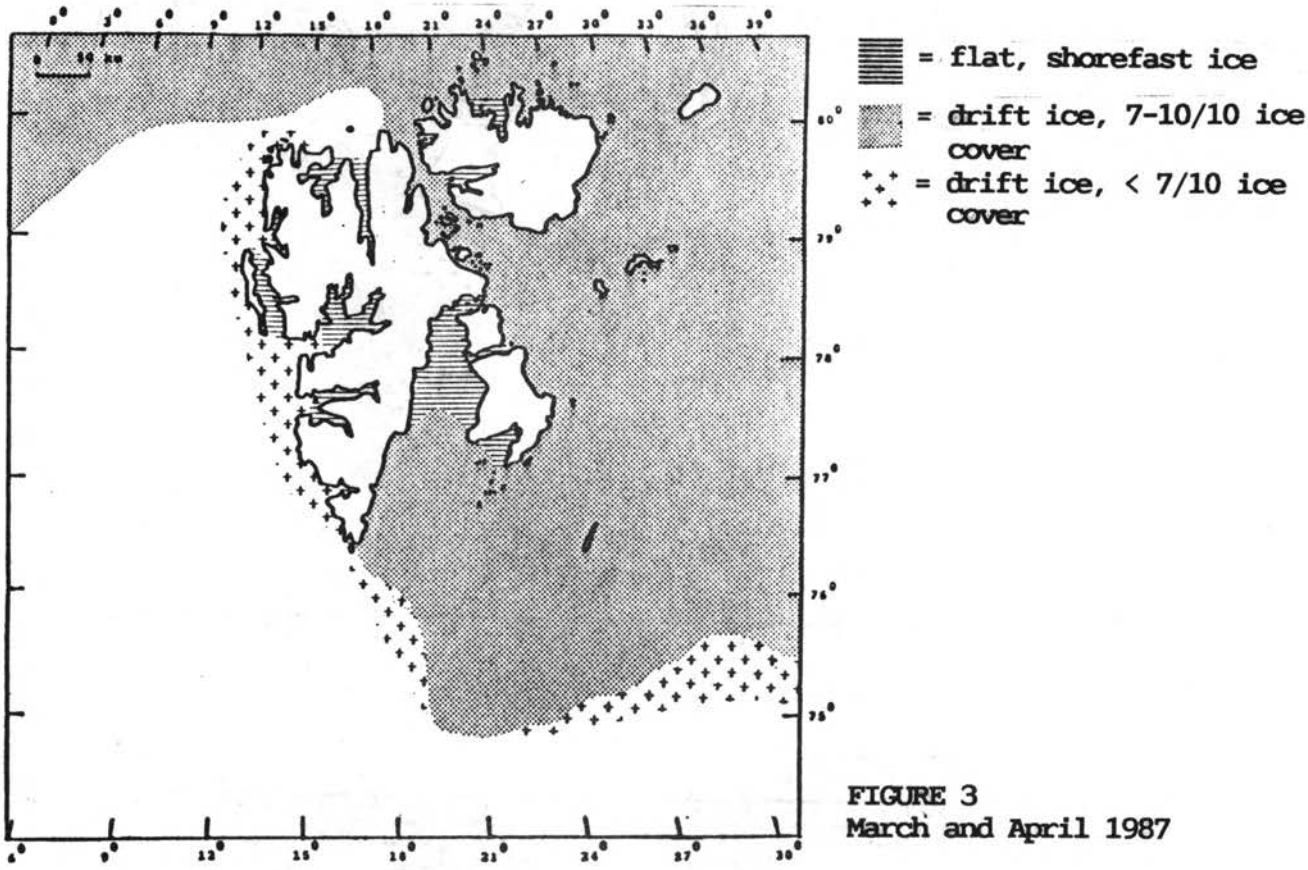


FIGURE 3
March and April 1987

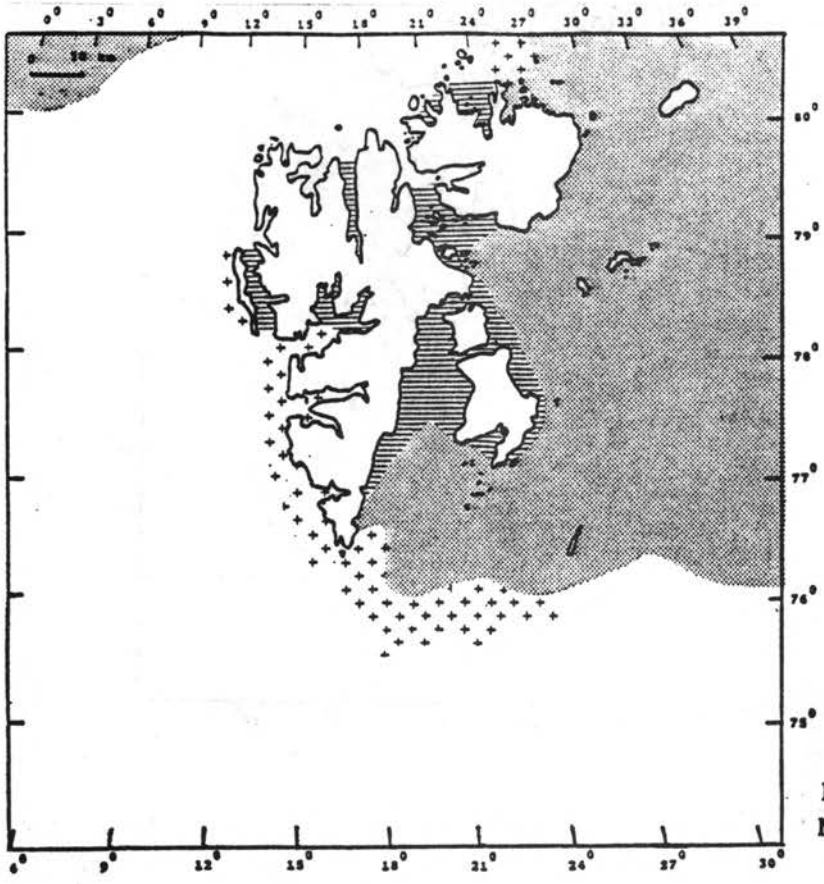


FIGURE 4
May 1987

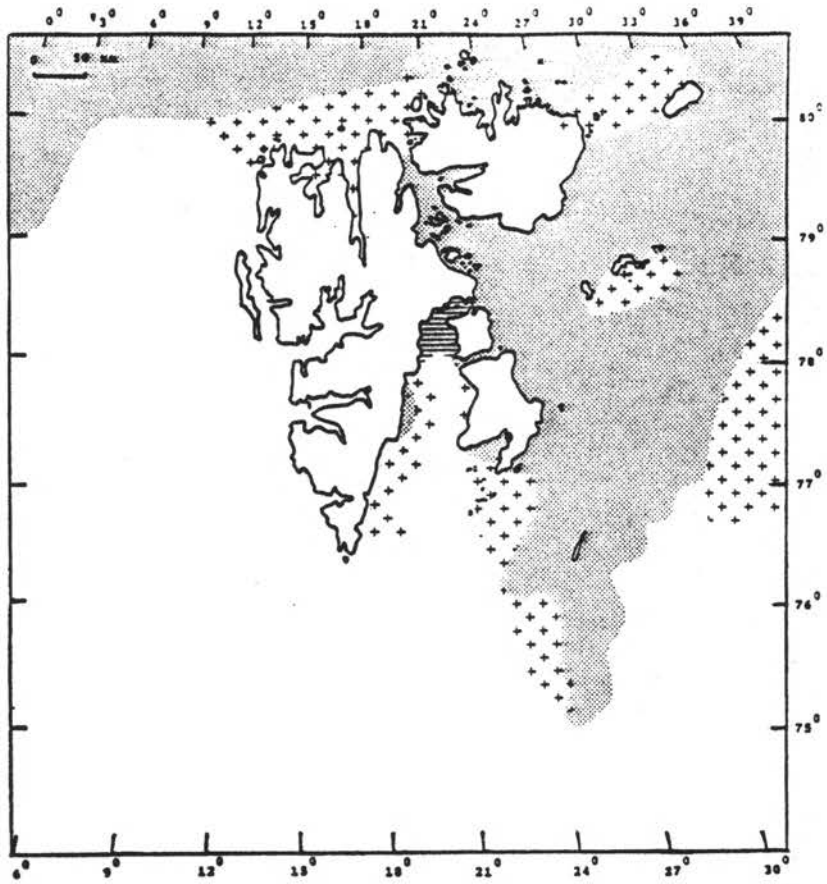


FIGURE 5
July 1987

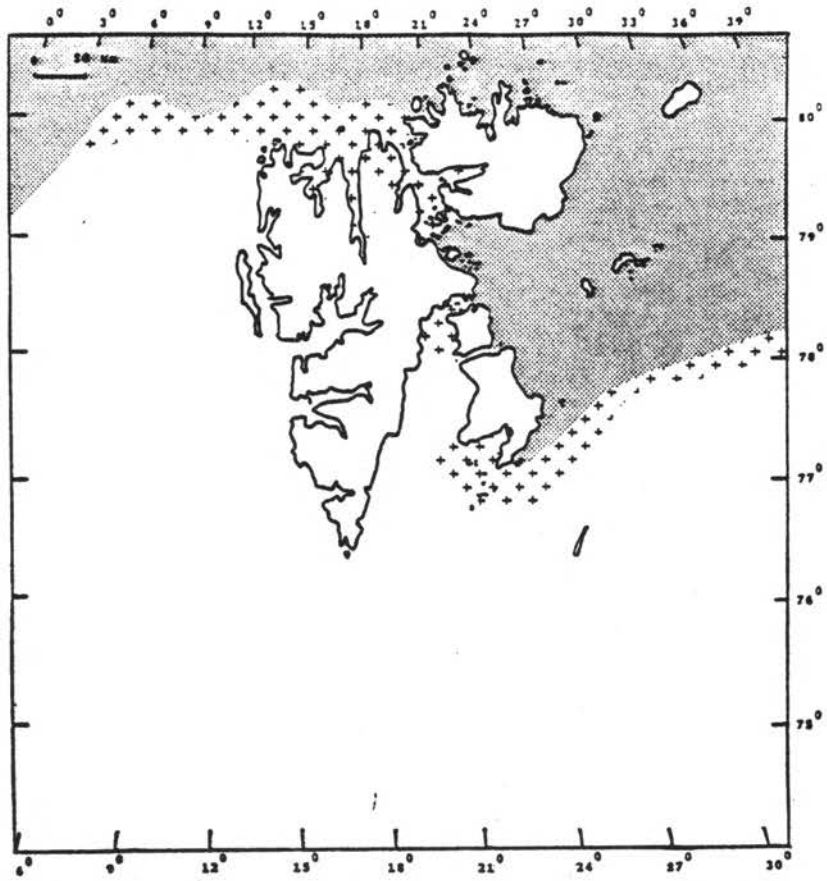
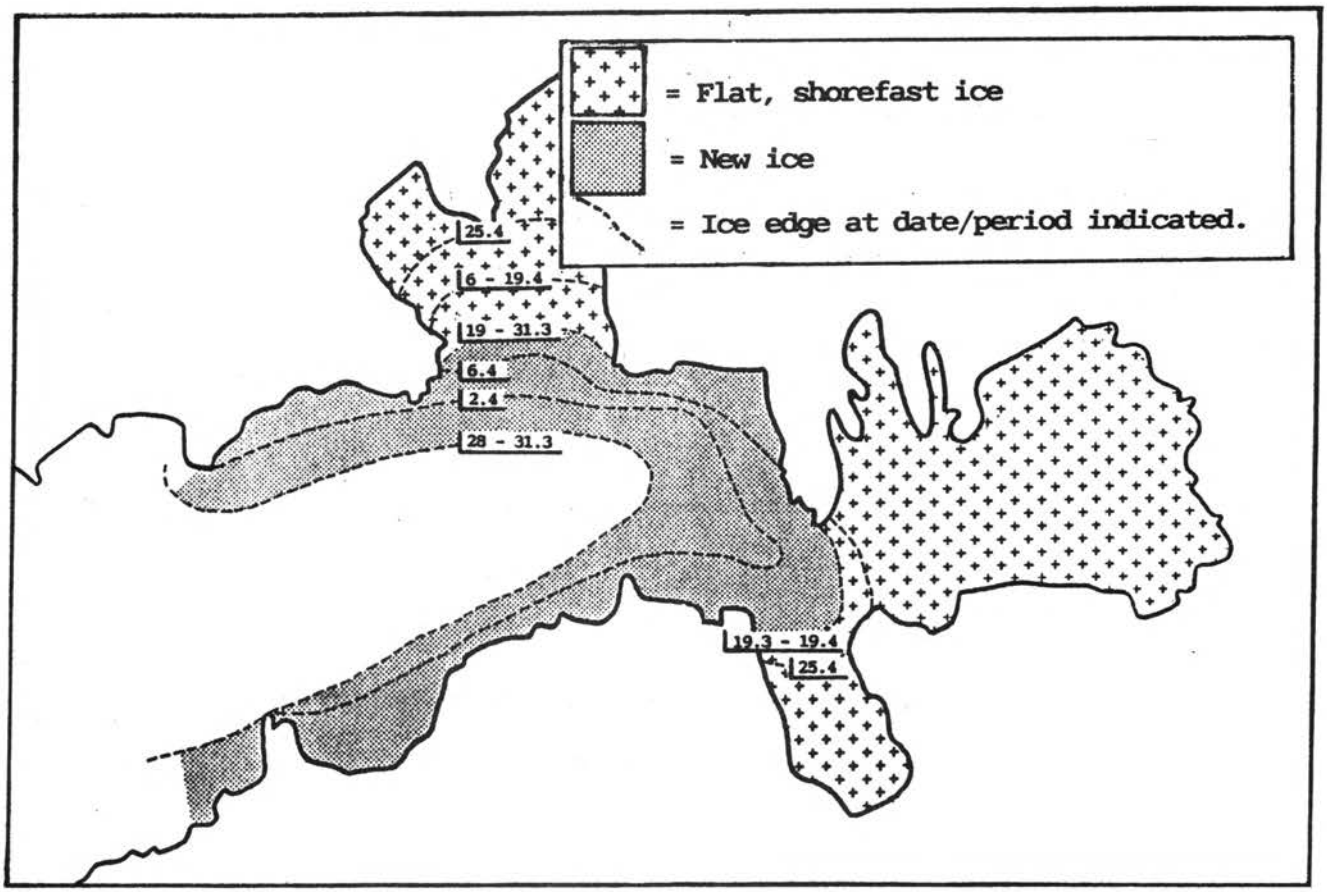


FIGURE 6
October 1987

Hundreds of ringed seals are observed in Hornsund each spring, most of which leave the area in late summer (Lydersen et al. 1985). The number of birth lairs in the fiord appears to be relatively low due to small areas of land-fast ice (Lydersen & Gjertz 1986). There seems to be a relatively stable population of bearded seals in the fjord throughout the year (Lydersen et al. 1985). Hornsund has several large colonies of little auk (Alle alle), Brunnich's guillemot (Uria lomvia), fulmar (Fulmarus glacialis) and kittiwake (Rissa tridactyla), as well as glaucous gull (Larus hyperboreus), eider (Somateria mollissima) and other seabirds.

The Polish Academy of Science has a permanently manned research station in Isbjørnhamna in the north-western part of Hornsund. A cabin at Gnålodden midway into the fiord was used as main field camp, and a light hut was placed on Treskelodden close to the head of the fiord.

FIGURE 7
Ice situation in Hornsund, Svalbard in March and April 1987.



6. MATERIALS AND METHODS

General polar bear observations, live capture and local radio-tracking were carried out in Hornsund 19 March - 1 May 1987. Of totally 43 days in the field, radio-tracking was possible for 29 days, ground surveys for 25 days. Radio-tracking, transect surveys was carried out by means of helicopter along the South Spitsbergen coast and in Storfjorden 1 - 12 May 1987. Fixed wing radio-tracking and transect surveys were carried out in Storfjorden and in the areas north-east to south-east of Edgeøya and Barentsøya 11 - 16 July, and 6 - 13 October 1987.

6.1 Live capture.

Twelve adults, one subadult and one yearling bear were captured in Hornsund. Five adult bears were captured on the South Spitsbergen coast (Tab. 1).

Two bears were captured in wire snares (Margo Supplies Ltd.) baited with ringed seal blubber. One escaped and was recaptured by skidoo. Up to 18 snares were mounted, mostly in groups of 2 - 4, at Gnålodden and in Burgerbukta. The snares were closed down at night and during ice and weather conditions that would make handling of captured bears unsafe. Nine bears (including the one that escaped from the snare) were captured from skidoo in Burgerbukta, Brepollen and Adriabukta. They were herded away from the ice edge with one or two skidoos, then darted by two men on one skidoo. Three bears were darted from the door of the cabin at Gnålodden. Although bears frequently passed close to the cabin, this method could only be used on the few occasions when the ice conditions were such that a bear could not reach open water after

beeing darted.

Bear capture followed standard chemial immobilization procedure (Lentfer 1968, Larsen 1971). The animals were immobilized with Zoletil

TABLE 1
Summary of polar bear capture data from Hornsund and the South Spitsbergen coast, Svalbard, March - May 1987.

Date	Area	Bear no. / freq.	Body weight	Sex	Age
2803	Hornsund	18 e	340 kg	m	>10[2]
0204	Hornsund	22 e	390 kg	m	11
0304	Hornsund	34 e	290 kg	m	>10[2]
0604	Hornsund	16 e	310 kg	m	8
0604	Hornsund	30 e	290 kg	m	6
0704	Hornsund	06 e	370 kg	m	6
0804	Hornsund	28 e	170 kg	f	6
0904	Hornsund	24 e	190 kg	f	5
1004	Hornsund	46 g	450 kg	m	13[2]
1004	Hornsund	32 e	210 kg	f	8
			with	f	yrl.
1304	Hornsund	26 e	390 kg	m	8
1904	Hornsund	54 g	160 kg	m	3
2504	Hornsund	42 g	280 kg	m	7
0105	South Spitsb.	38 g	310 kg[1]	m	8
0505	South Spitsb.	36 g	370 kg	m	15[2]
0605	Storfjorden	52 g	220 kg.	f	7[2]
0905	Storfjorden	50 g	210 kg[1]	f	6
1205	Storfjorden	44 g	210 kg[1]	f	11

e = Ear-tag transmitter
g = Glue-on transmitter
m = Male
f = Female

[1] = Weight est. from ax. girth
[2] = Tooth missing or difficult to read. Age est. also based on tooth wear and scars.

(Reading Laboratories, Virbac), a 1:1 mixture of the tranquilizer Zolazepam HCl and the anestethic Tiletamine HCl, described in the litterature under the name of the identical product Telazol (Stirling et al. 1985, Ramsay & Stirling 1986 b). The drug was administered with Cap-Chur long range projector (Palmer Chamical & Equipment co, Inc.), and when necessary with hand-held syringe.

Standard morphometric measurements were taken on captured bears, and a first premolar tooth extracted for age determination through counts of cementum annuli (Stirling et al. 1977, Grue & Jensen 1979). Body weight was determined with a spring-scale weight or by axillary girth measurement (Ramsay & Stirling 1988). A number was painted on the bear´s rump with Nyanzol or other hair dye. Eye oinment (Chloromyce tin 1%, Parke-Davis) was applied to prevent drying of cornea while the bear was immobilized. Dart wounds and other wounds were treated with antisepthic cream (Bacimycin, A/S Apothekernes Laboratorium). Penicilline (Ditardopen Leo Vet), 8 ml/100 kg body weight, was injected to counteract possible infections caused by the handling.

6.2 Radio tracking

Eighteen captured bears were fitted with ear-tag (n=10) or glue-on (n=8) transmitters (Holohil Systems Ltd.) with an expected battery duration of about 8 months. The ear-tag transmitters with a 4 x 6 cm oval antenna proved to have approximate ranges of 5 - 10 km, 10 - 15 km and 20 -25 km, when received at 0 - 100 m, 400 - 500 m and 800 - 1000 m.a.s.l., respectively. The corresponding values for the glue-on transmitters with a 30 cm whip antenna were 10 - 15 km, 15 - 20 km and 25 - 30 km, respectively. Glue-on transmitters were attached with rapid epoxy glue (Super Epoxy, Plastic Padding) to the fur on the neck

close behind the head. The glue was heated to speed up the hardening. Four-element aircraft-mount yagi antennas were used for reception. The radio-tagged bears in Hornsund were tracked from 10 - 100 m hills. All of the fiord east of Isbjørnhamna was covered from these hills. The topography and the relatively short range of the transmitters at ground level prevented reception of signals from bears outside Hornsund. Thus, any signal received confirmed that the bear was still in the fiord, and the direction usually made it possible to establish the location of the transmitter within an area of 3 km^2. After the first day after capture, no efforts were made determine more exact locations of radio-tagged bears by direct observation. Still, the accuracy of locations were often improved by a cross bearing, or confirmed by observation during the skidoo surveys.

Helicopter and fixed wing radio tracking was carried out on transport legs and in combination with transect surveys (see section 6.3, Figs. 8 - 10).

When signals were received, variations in the signal over time usually enabled us to establish the direction from the aircraft to the transmitters fairly accurately. Knowing the mean range of the transmitter at the specific altuitude, the location of the transmitter could usually be estimated well within an area of 50 km^2. Subsequent transects often allowed a control of the location. Because the objective of the telemetry work was to determine the general area in which the bears stayed, no further efforts were taken to locate them exactly. During the summer surveys, however, all bears but one were resighted in order to check their condition.

FIGURE 8
Area (shaded) covered during aircraft radio-tracking in Svalbard 1 - 12 May 1987. Calculated from an estimated average transmitter range of 25 km at cruising altitude 100 ft.

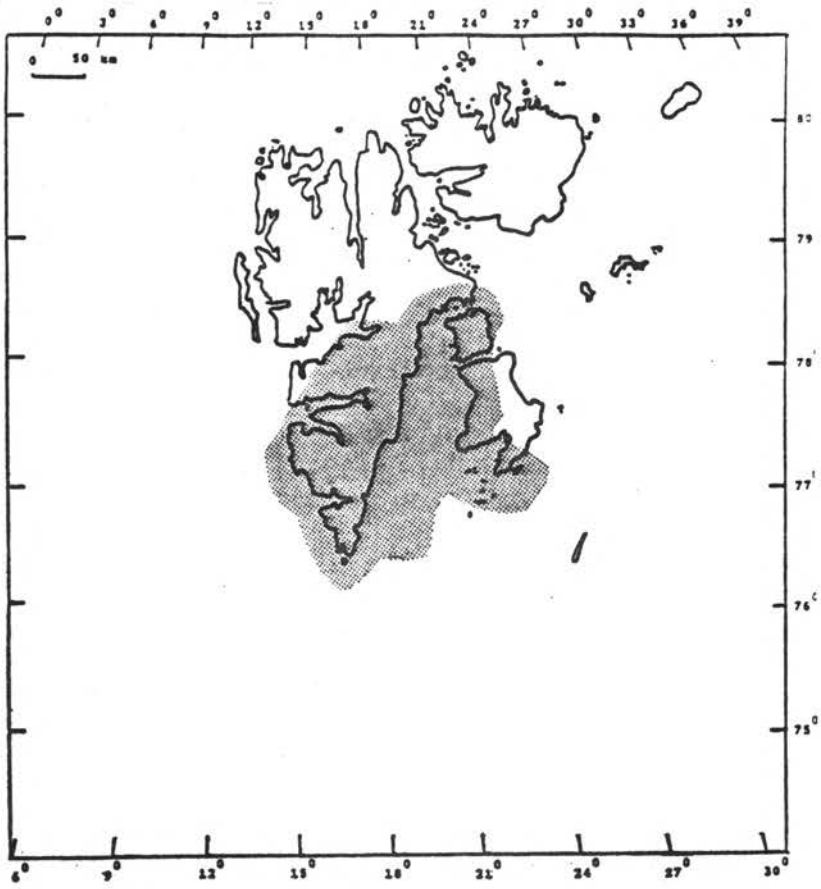
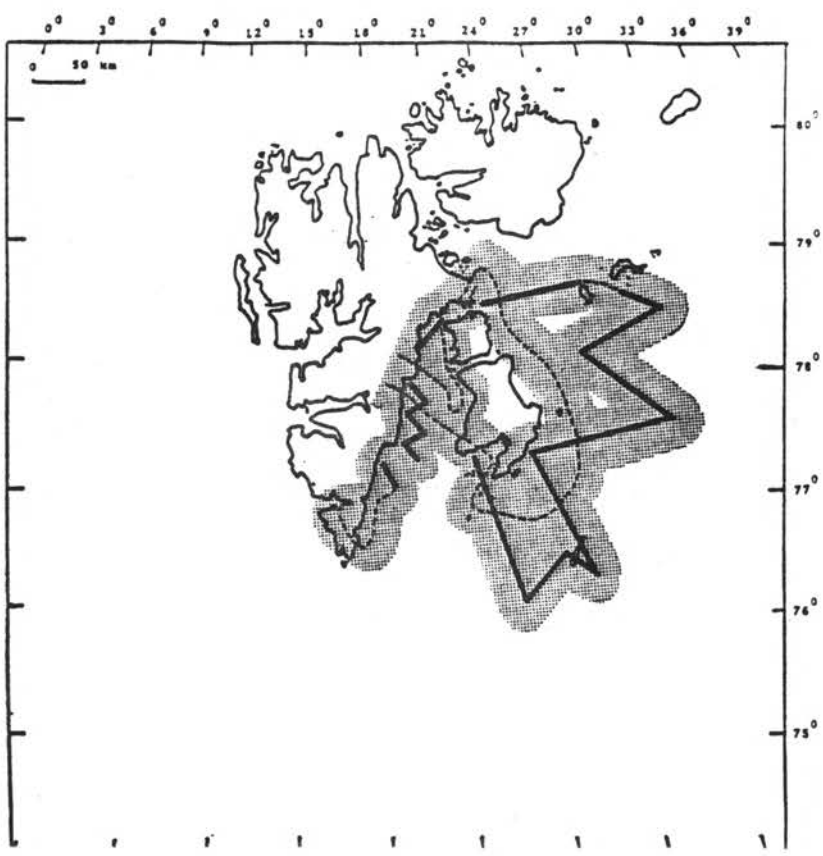


FIGURE 9
Area (shaded) covered during aircraft radio-tracking (dotted lines) and transect surveys (solid lines) in Svalbard 11 - 16 July 1987. Area calculated from an estimated average transmitter range of 25 km at cruising altitude 100 ft.

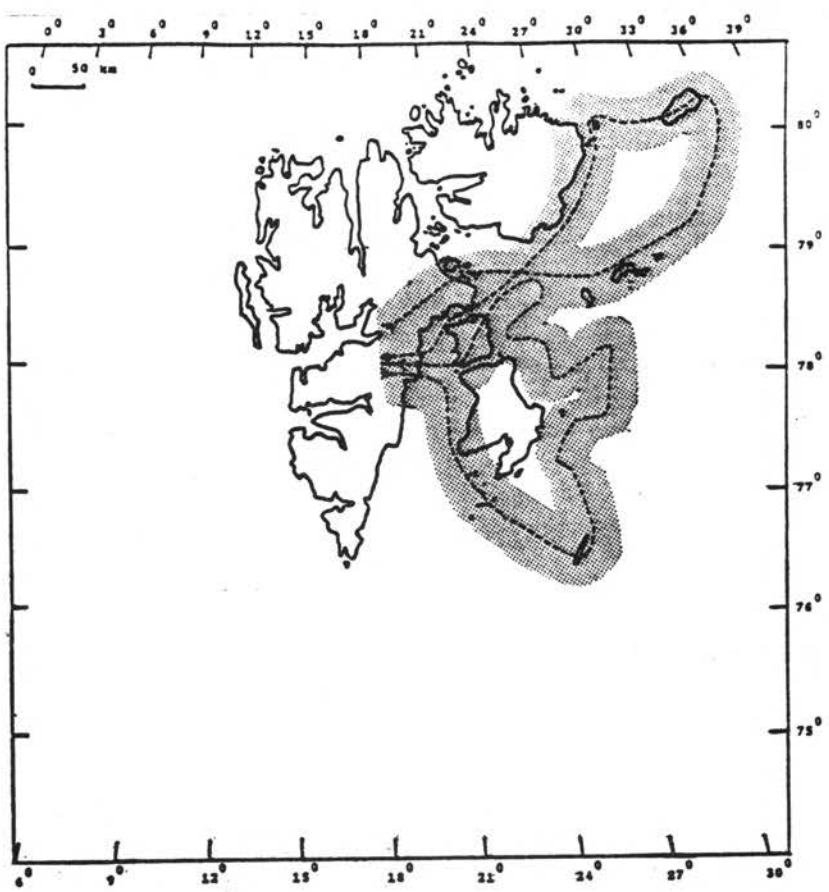


6.3 Aerial transect surveys

Late winter/early spring: Towards estimating density and spatial distribution of polar bears in the Storfjorden area, a systematic set of parallell transect lines were flown during the period 1-12 May (Fig. 11). The location of the first transect was drawn at random. Pre-determined transect interval was 4.5 nm (8.3 km).

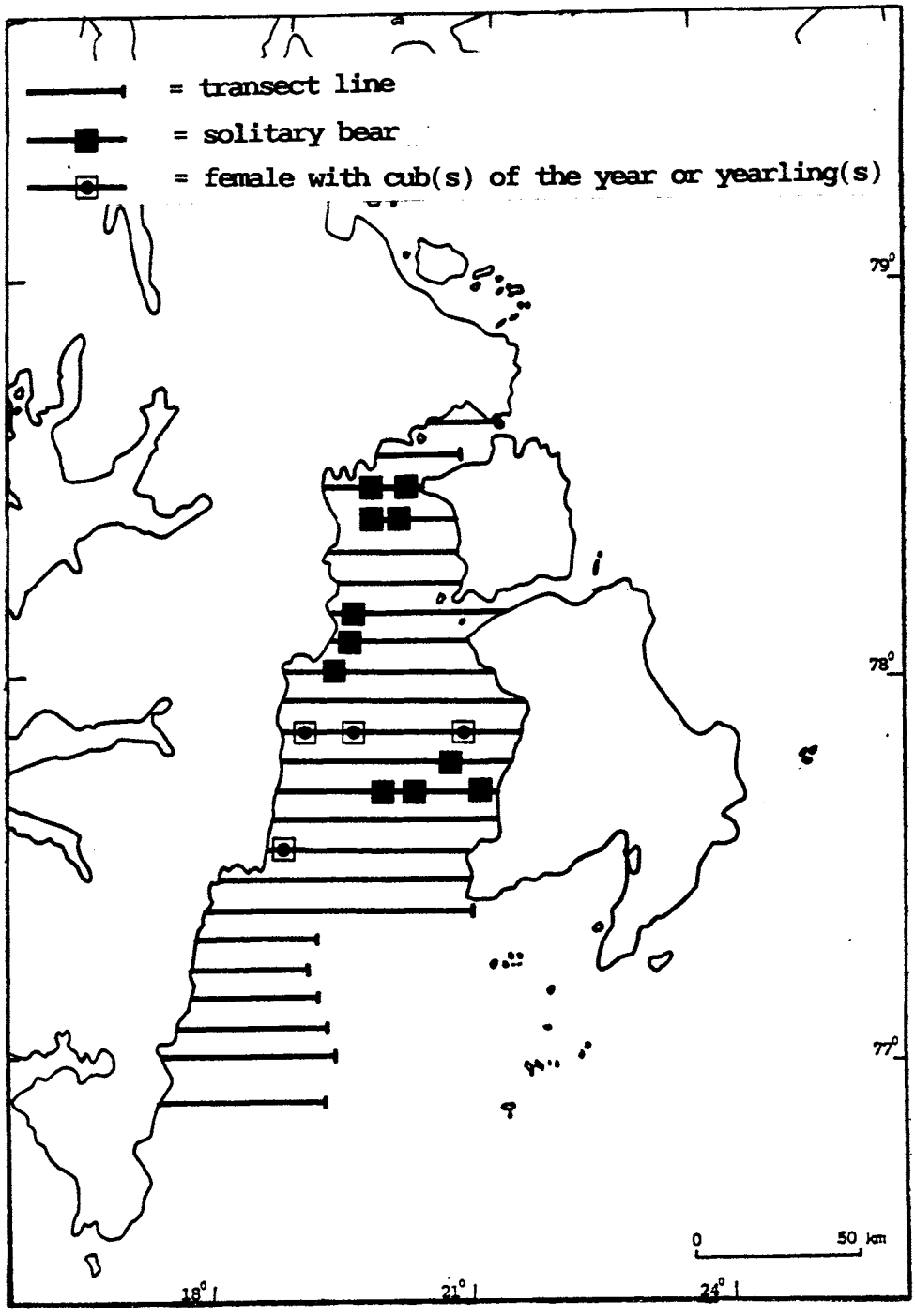
The aerial surveys were carried out from an Equirel ES 350 helicopter at cruising altidude 300 ft (91 m) and indicated airspeed 70 knots (130 km/h). Two observers participated in these surveys; one located in the co-pilot seat, the other in the seat behind the pilot. Usually, the pilot actively took part in the observations.

FIGURE 10
Area (shaded) covered during aircraft radio-tracking (dotted lines) in Svalbard 6 and 13 October 1987. Calculated from an estimated average transmitter range of 25 km at cruising altitude 100 ft.



The helicopter was a suitable sighting platform, but was poorly equipped with navigation equipment. This caused significant inaccuracies on one transect. This transect was reflown. Due to safety considerations, little time was spent over broken floe ice. Consequently, the sampling intensity in the offshore areas in southern parts of Storfjorden became lower than planned.

FIGURE 11
Transects flown and polar bears observed during helicopter surveys in Storfjorden, Svalbard 1 - 12 May 1987.



In estimating population density from sightings, it is preferable to use distance data estimators. In the present study we therefore measured the perpendicular distance to each sighting using an inclinometer. However, because the detection function was unknown, and the number of primary sightings were to few to give reliable density estimates using line-transect methodology (Burnham et al. 1980), we used a strip-transect sampling approach in the calculations (Cochran 1977; Kingsly and Smith 1981).

An estimate of mean density (no./km^2) of polar bears in a stratum is then given by

$$R = \sum_{i=1}^{n} Y_i \Big/ \sum_{i=1}^{n} X_i$$

where

n = number of transects flown,

Y = number of sightings on transect no. i

X = area of transect no. i

The standard error of R is calculated from

$$S\ (R) = \sqrt{n\sum_{i=1}^{n-1}(d_i - d_{i+1}\ /2(n-1)(\sum_{i=1}^{n} X_i)^2}$$

(Kingsly and Smith, 1981)

where

$d_i = Y_i - \hat{R}X_i$

Population estimates with corresponding standard errors are obtained by multiplying the above estimates by stratum area.

Changes in ice conditions along transects were recorded. The total strip width was a function of ice conditions: 2.4 km in stable, land-fast ice with no or a few pressure ridges; 0.55 km in rough pack-ice, and 1.2 km in other ice types.

Totally 1064 km of transect lines were flown. The proportion of the different ice types along transects are given in Tab. 2.

Summer and autumn: Surveys were conducted by means of fixed-wing aicraft during the periods 11-16 July and 6-13 October. The aircraft used during the summer survey was a high-winged Partenavia P68 Observer, equipped with plexiglass blister-windows. From the rear seat positions, the two main observers had an excellent view. The strip widths were the same as for helicopter surveys.

Cruising altitude and airspeed was 300 ft (91 m) and 100 knots (185 km/h), respectively. Totally 910 km of transect lines were surveyed (Fig. 9).

Due to weather and logistic limitations, the autumn aerial surveys were high altitude (3000 ft or 985 m) with all effort put on radio-tracking (Fig. 10). The aircraft used was a Partenavia Spartacus with cruising speed 120-140 knots (222-260 km/h).

TABLE 2

Area of different ice types along transects (adjusted for variable strip widths), and number of adult polar bears sighted in the respective ice types.

Ice type	Strip area km^2	%	No. adult polar bears sighted
Landfast, stable & flat	738	(48.8)	12
Landfast & stable w/pressure ridges	379	(25.1)	2
Landfast & stable intermingeled with leads & broken ice	283	(18.6)	1
Drift ice *)	113	(7.5)	0
Total	1513	(100.0)	15

*) Dominated by rough, consolidated ice (pack ice), > 7/10 ice cover.

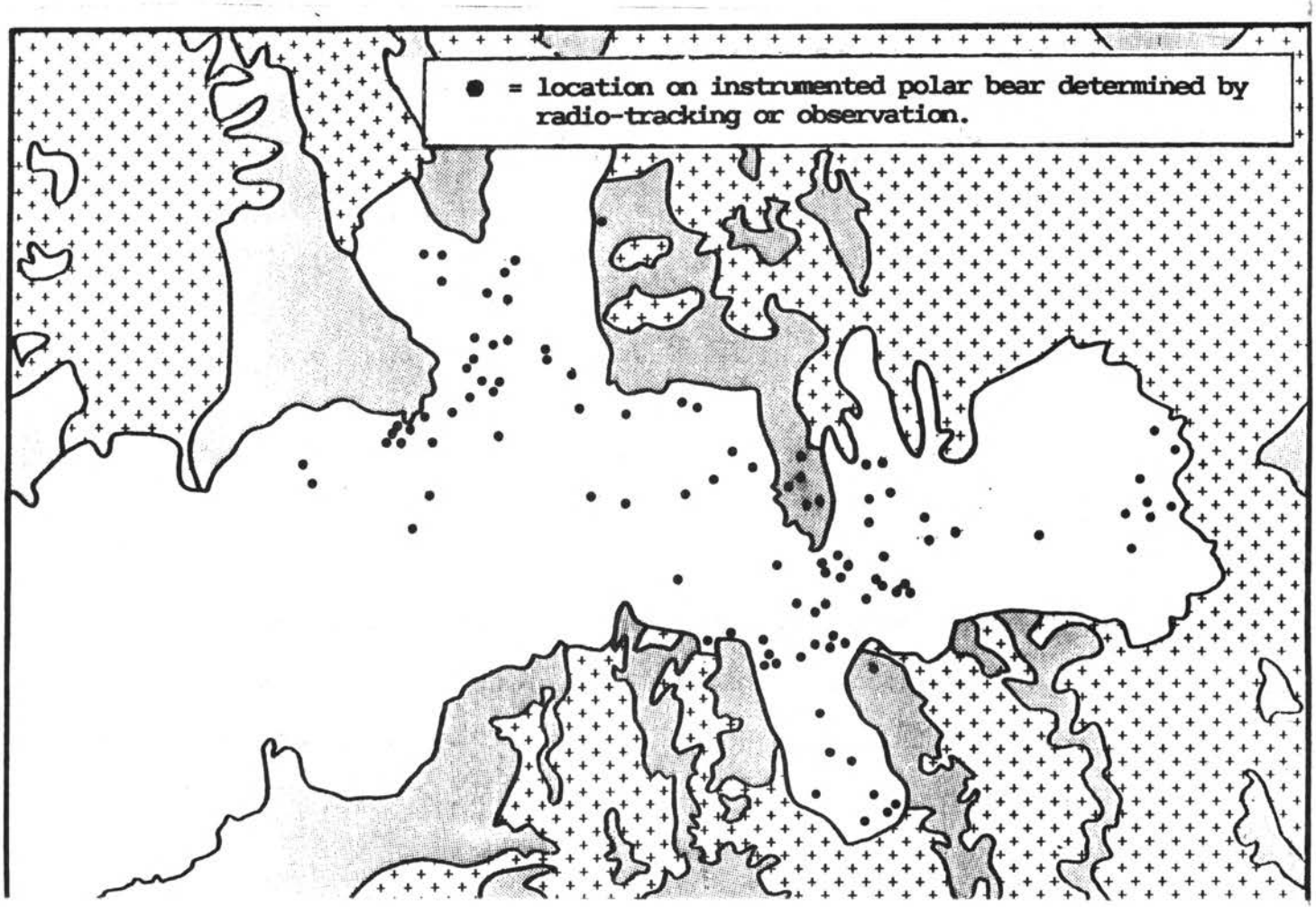
6.4 Biological observations

Observations were made from the cabin and during skidoo surveys. Tracks were recorded when snow and ice conditions were such that double-countings could be eliminated. The ice conditions prevented access to the areas of the fiord west and south of Gnålodden.

All polar bear observations, the direction and route that the bear followed, and the behaviour of the observed bear and bears in the vicinity was recorded in Hornsund. When possible, observed bears were subjectively classified as COY, yearling, two-year-old (when with female), subadult (when single), adult or old male or female.

Lack of ice in the western parts of Hornsund usually forced most bears entering the fiord to keep close to the shore. Those following the northern coast thus usually passed less than 300 m from the cabin at Gnålodden. All bears travelling through Hornsund pass the bays at the head of the fiord, where they were easily observed on the flat, shore-fast ice.

FIGURE 12
Polar bear area utilization in Hornsund, Svalbard, 28 March to 9 May 1987, as indicated by locations obtained by means of telemetry. See also Fig. 7 for ice situation and Fig. 13 a - m for individual locations on radio-tagged bears.



7. RESULTS AND DISCUSSION

7.1 Late winter and spring migration

Fifty-one of the adult and subadult polar bears observed in Hornsund were subjectively classified as "first time observations". Four of these were females with one yearling cub, one was a female with two COYs. In 27 of the first time observations (52.9%), the bear or family group was travelling in an easterly direction. Two (3.9%) were travelling west, one (2.0%) north, and 21 (41.2%) were not moving, or moving at random within a small area.

Of totally 102 locations obtained on instrumented bears in Hornsund, 95 (93.1%) were east of Gnålodden (Figs. 12 , 13 a - m). Five (4.9%) of the locations were west of Gnålodden. Of the 2 remaining locations (2.0%), one was obtained from Isbjørnhamna west of Gnålodden. It was not possible to decide wether the bear on this occasion was actually located east or west of Gnålodden. The other was straight south of Gnålodden. For all instrumented bears, including those that had been located west of Gnålodden, the last location obtained during the stay in Hornsund was east of Gnålodden.

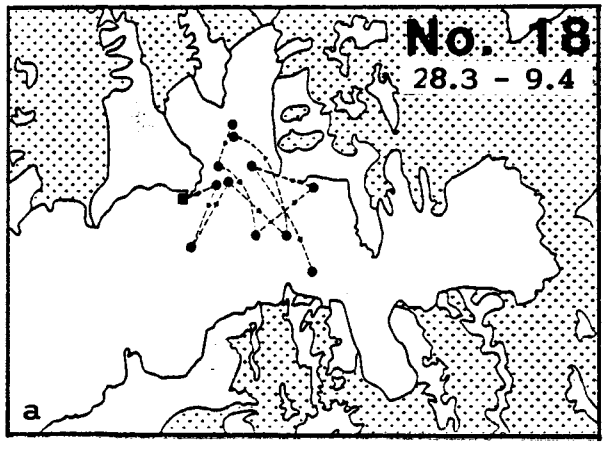
Bear no. 22 lost its transmitter while in Hornsund (see section 7.3). Of the remaining 12 bears instrumented in Hornsund 9 (75%), or possibly 10 (83,3%), were relocated during the May helicopter surveys (Fig. 14). Seven (58,3%) of them (no. 06, 16, 18, 24, 26, 42 and 46) were relocated on or close to the shorefast ice along the south-east coast of Spitsbergen. One of these, no. 42, stayed in Hornsund until at least 2 May. By 5 May he was relocated north of Hambergbukta, a bay right east of Hornsund. Two other bears (no. 28 and 54) stayed in

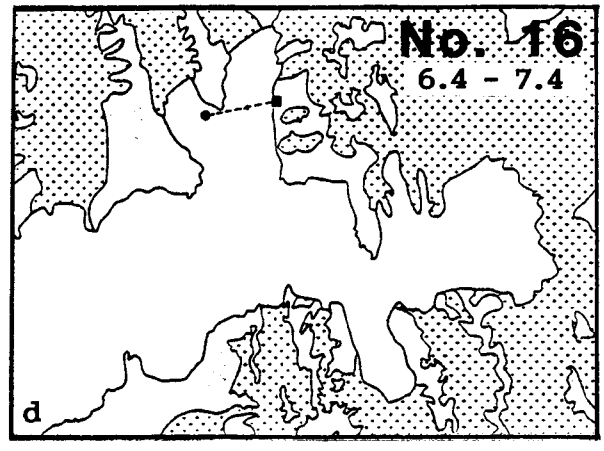
FIGURE 13 a - m
Capture sites, locations and movements of individual radio-tagged polar bears in Hornsund, Svalbard, 28 March to 9 May 1987. ID No. of bear and duration of stay in the area is indicated on each map.

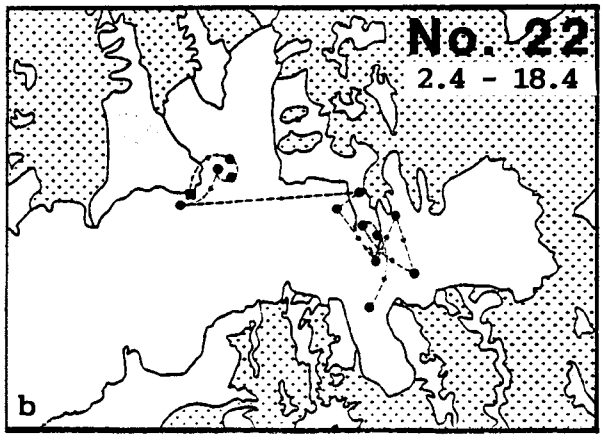
■ = Capture site.

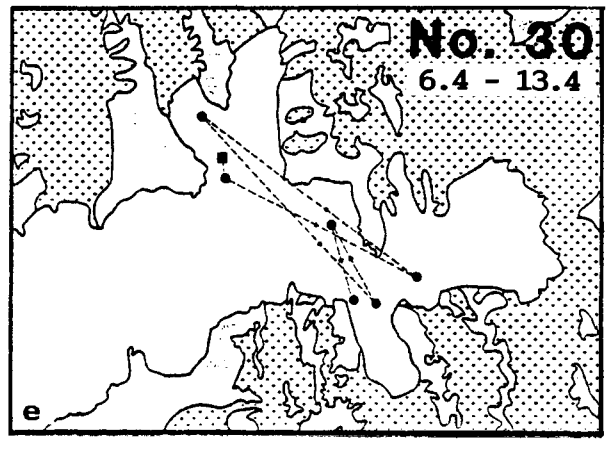
● = Location obtained by radio-tracking or observation. Accuracy of locations vary from exact to within an area of 3 km^2.

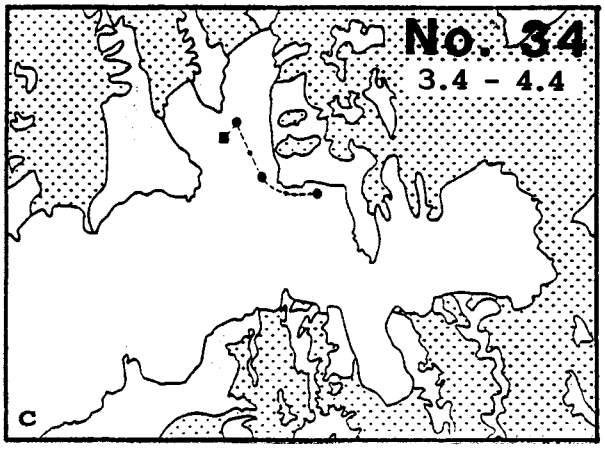
= Direction of movement. Does not indicate exact route followed.

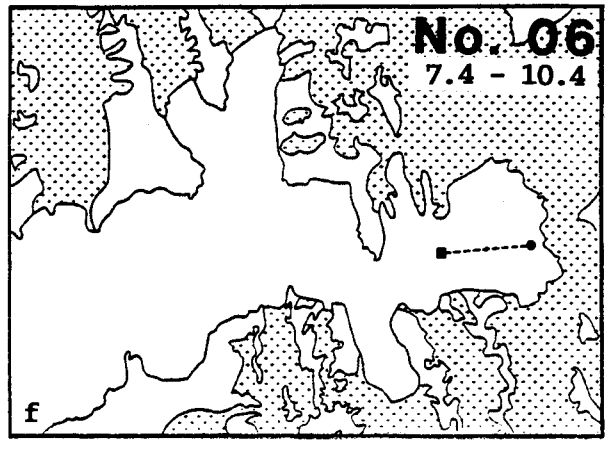


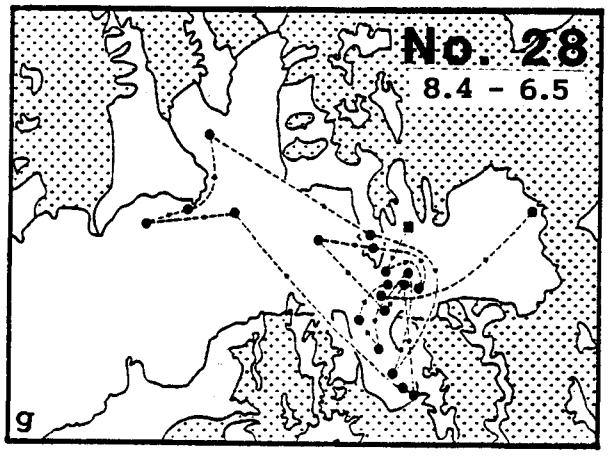


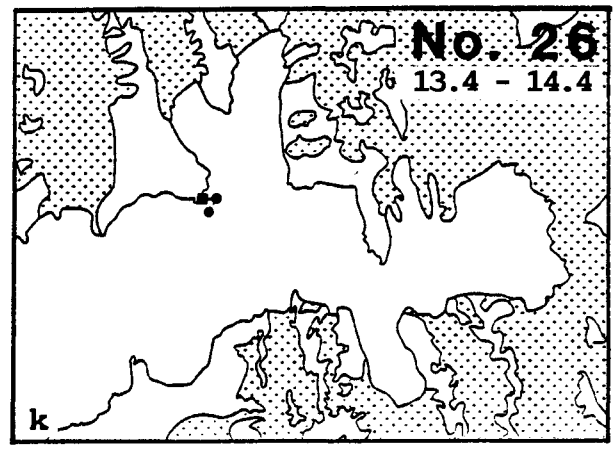


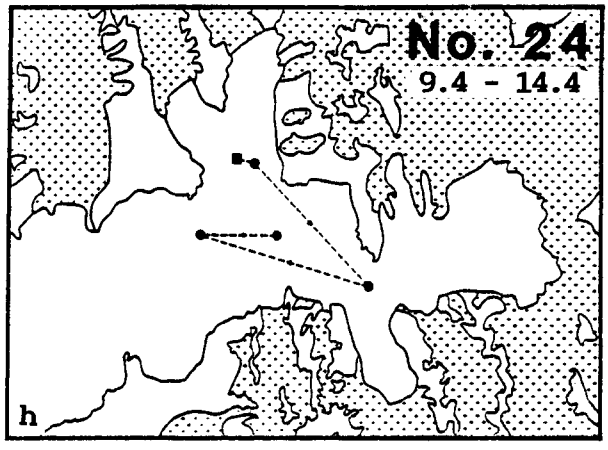


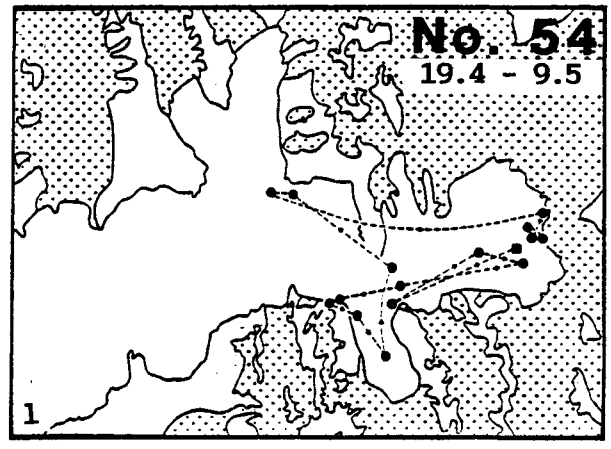


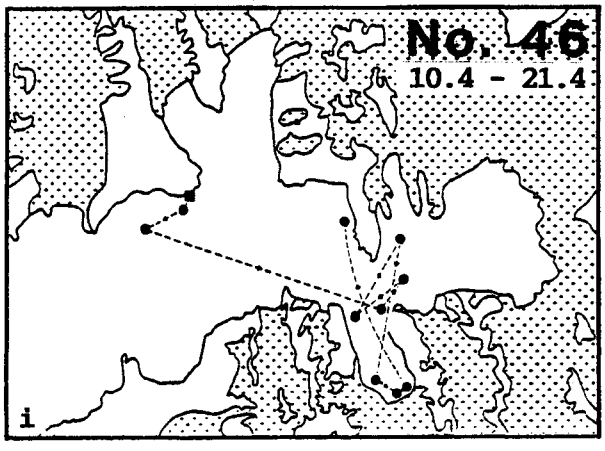


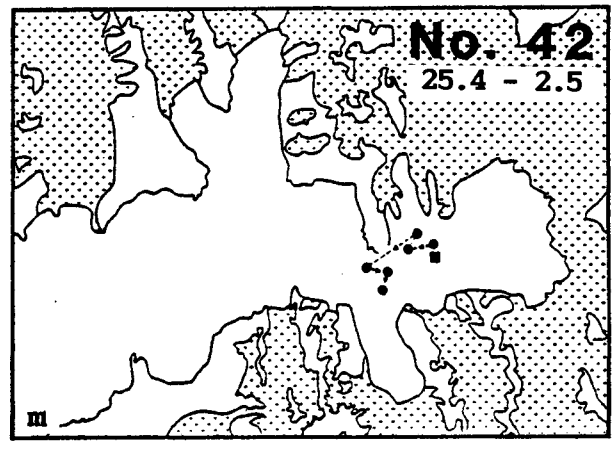

No. 28
8.4 - 6.5
g

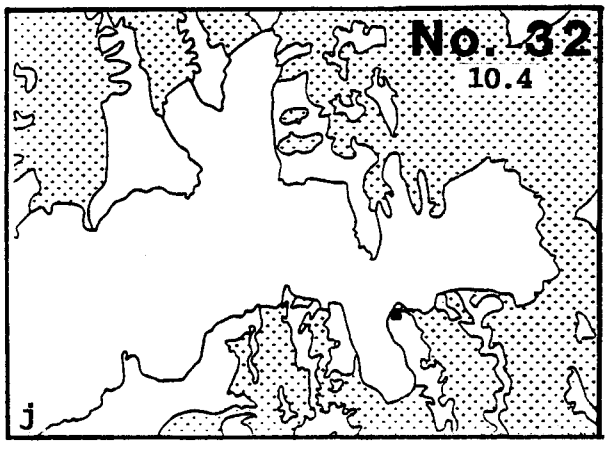

No. 26
13.4 - 14.4
k


No. 24
9.4 - 14.4
h


No. 54
19.4 - 9.5
l


No. 46
10.4 - 21.4
i


No. 42
25.4 - 2.5
m


No. 32
10.4
j

54

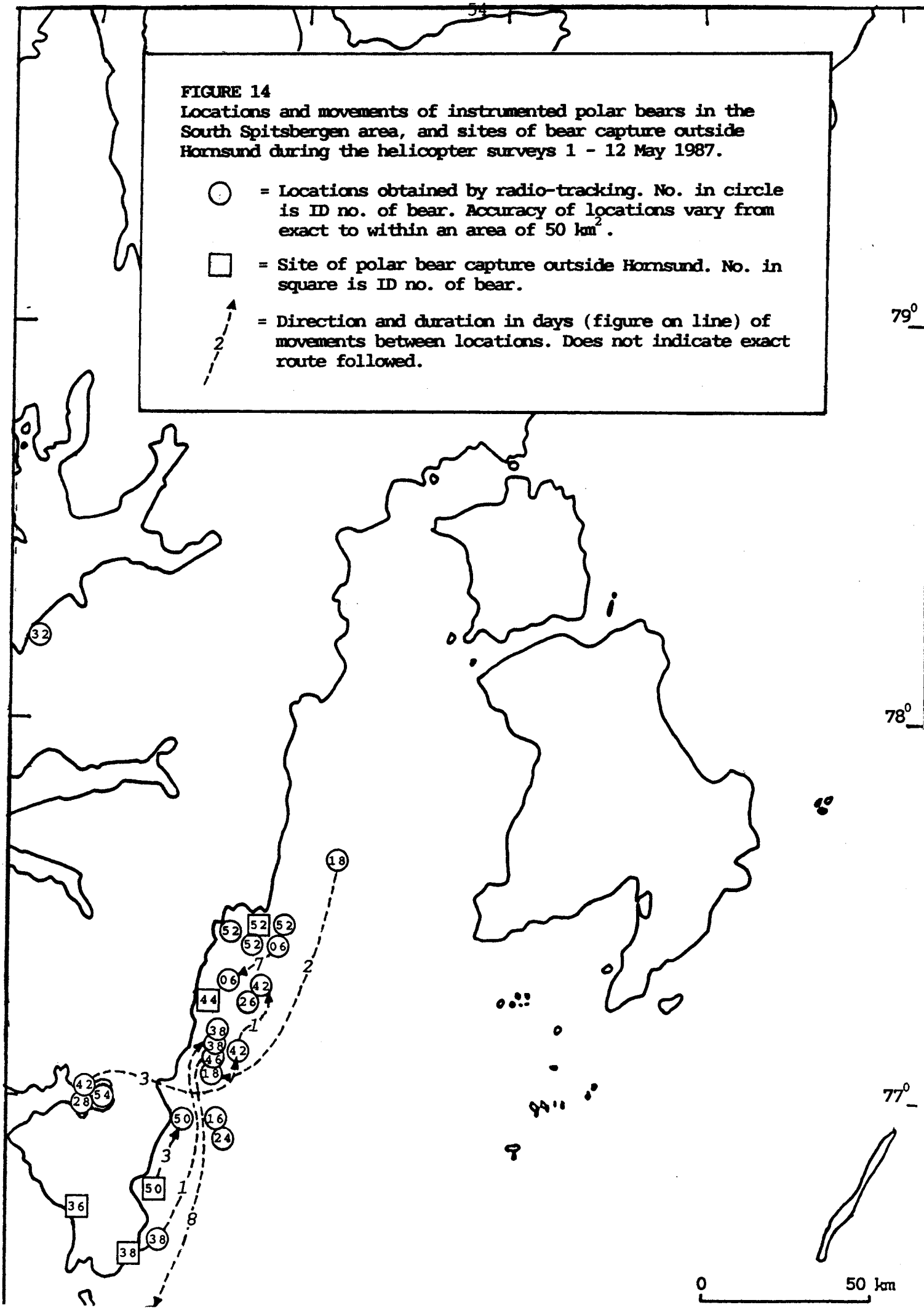


FIGURE 14
Locations and movements of instrumented polar bears in the South Spitsbergen area, and sites of bear capture outside Hornsund during the helicopter surveys 1 - 12 May 1987.

○ = Locations obtained by radio-tracking. No. in circle is ID no. of bear. Accuracy of locations vary from exact to within an area of 50 km^2.

□ = Site of polar bear capture outside Hornsund. No. in square is ID no. of bear.

↗ = Direction and duration in days (figure on line) of movements between locations. Does not indicate exact route followed.

Hornsund until at least 6 and 9 May, respectively. Bear no. 32, a female with a yearling cub, was possibly located (not sighted) west of Longyearbyen during the May helicopter survey. Of 5 bears instrumented at the South Spitsbergen coast in May, 3 (60%) (no. 38, 50 and 52) were relocated in the same general area during the spring helicopter survey. Bear no. 44 was instrumented on the last day of the spring fieldwork, and could thus not be relocated until the summer survey.

Eight (66,7%) of the 12 bears that probably left Hornsund with functional transmitters (no. 06, 16, 18, 26, 28, 30, 46 and 54) and one (20%) instrumented in Storfjorden (no. 52) were relocated in or east of Storfjorden during the 11 - 16 July survey, or resighted by other expeditions in the area in July and August (Fig. 15). The 5 bears that were relocated by means of telemetry all had ear-tag transmitters. The three others (no. 46, 52 and 54) were originally fitted with glue-on transmitters. Although the fixed-wing radio-tracking surveys covered the areas where they were sighted, no signals from them were received. The probability of relocating 5 of 9 ear-tag transmitters, and none of 8 glue-on transmitters is low ($p < 0.05$). Hence, most or all of the glue-on transmitters had probably ceased functioning at that time. The fact that 3 bears with glue-on transmitters were still sighted, may indicate that an even larger fraction of the instrumented bears stayed in the area in July than those actually found.

No bears were relocated during the October surveys, possibly because few functional transmitters were left at this time. Even those functioning properly during the summer were approaching end of battery duration in October. Storfjorden was generally ice-free in October, and most bears had probably moved to the large areas of drift-ice further east. Thus, the probability of relocating instrumented bears in

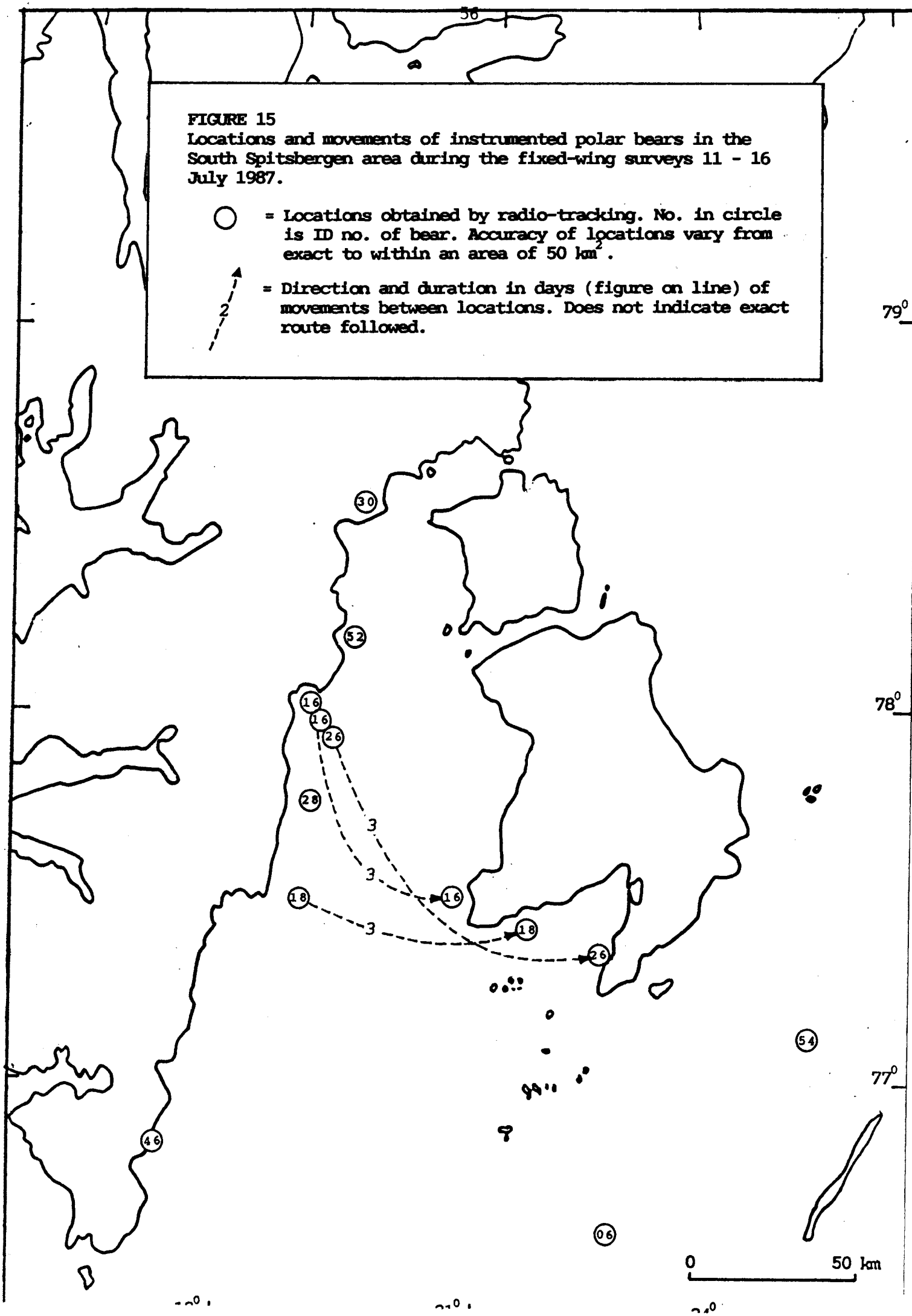


FIGURE 15
Locations and movements of instrumented polar bears in the South Spitsbergen area during the fixed-wing surveys 11 - 16 July 1987.

○ = Locations obtained by radio-tracking. No. in circle is ID no. of bear. Accuracy of locations vary from exact to within an area of 50 km^2.

2 = Direction and duration in days (figure on line) of movements between locations. Does not indicate exact route followed.

the study area in October was low.

Many bears spent more time in Hornsund than necessary for travelling from west to east. The instrumented bears stayed between 1 and 29 days after being immobilized ($x = 8.3 \pm 7.8$ (1 SD) days, $n = 13$). This average is possibly too high to be representative for all bears in the area, as it may be speculated that those bears tending to stop were more likely to get caught than those that went straight through Hornsund.

For the bears instrumented in Hornsund that were relocated in Storfjorden in May, the duration between the last relocation in Hornsund and the last May relocation in Storfjorden ranged from 4 to 29 days ($x = 20.9 \pm 7.8$ days, $n = 7$). Bears no. 28, 32 and 54 and those instrumented on the Spitsbergen coast are not included in this sample. For bears relocated in the summer, the duration from the last relocation in Hornsund (or from the date of capture for bears instrumented on the South Spitsbergen coast) to the last summer relocation ranged between 67 and 119 days ($x = 87{,}4 \pm 16{,}7$ days, $n = 9$).

Disregarding bears no. 32 and 54, all May relocations were obtained on or close to the shore-fast ice along the east Spitsbergen coast, within a radius of 80 km from the head of Hornsund (no. 28 and 42 left Hornsund during the May survey). During the May surveys, bears no. 18, 38, 42, and 46 travelled distances within this area of between 50 and 70 km in 2 - 7 days, mostly north - south. These bears could thus easily have travelled far beyond the range of our surveys after having left Hornsund. Apparently, they choose to stay within this quite restricted area for 1 - 3 months after arrival from Hornsund.

None of the polar bears in Hornsund were seen or tracked when moving over the glaciers from Hornsund to Storfjorden. Some of them may have left Hornsund westwards along the southern coast of the fiord, which they would probably easily cover within a few hours. However, the ice conditions prevented observations in this area. The bears no. 22 and no. 34 were never relocated outside Hornsund, and no. 28, 30 and 54 were not relocated east of Hornsund during the May survey. The possibility that these bears left Hornsund in a direction other than east can not be excluded. Provided that the location of no. 32 west of Longyearbyen was correct, this female and her cub may have left Hornsund north- or westwards. The signal received was strong and clear, but on several other occations during the spring and summer surveys skewed signals were received on the same frequency. These probably originated from other sources, and this may also have been the case with the signals received near Longyearbyen.

The energetic cost of walking is high in polar bears (Best et al. 1980; Hurst et al. 1982 a,b). Individual bears must thus be expected to minimize energy costs by knowing their habitat and chosing the easiest travel routes. From Arctic Canada and Hudson Bay polar bears are known to utilize traditional overland routes to reach good habitat or avoid travelling around capes or through difficult areas (Stirling et al. 1980, Schweinsburg & Lee 1982, Kolenosky & Prevett 1983, Ramsay & Andriashek 1986). The winter and spring ice situation south of Hornsund on the west coast and Isbukta on the east coast, is normally unstable. To get to the landfast ice areas in Storfjorden by leaving Hornsund westwards, polar bears would have to follow a much longer route than through Hornsund, and travel either on land or on active, young ice.

The data from the present work support the hypothesis of a late winter and spring polar bear migration from west to east through Hornsund. The dominance of eastward movement among the first time observations, as well as the total dominance of locations obtained east of Gnålodden on instrumented animals, strongly suggests that most bears left Hornsund eastwards. The large fraction of instrumented animals relocated in Storfjorden close to Hambergbukta, further indicates that the majority of the bears travel directly across the glaciers from Hornsund to Storfjorden.

From late winter through late spring, the preferred habitat of polar bears in Arctic Canada is landfast ice habitat and adjacent rough ice that sometimes moves, opens and refreezes in the areas parallel to coastlines, lead systems, floe edges and across the mouths of bays (Stirling et al. 1975, 1978; Schweinsburg and Lee, 1982). This is in agreement with previous observations from Svalbard (Hansson unpubl.). The main reason for this preference is probably that ringed seals, the main prey of the polar bear, associate closely with such landfast ice (Smith & Stirling 1975). Additionally, although polar bears are well adapted to a life in active ice, this environment may probably at times be physically hazardous even for adult bears.

As landfast ice is normally not formed outside the fiords on southwest-Spitsbergen, the three inner bays of the Hornsund fiord are probably among the most favourable habitats for polar bears in the area during late winter and spring. Along most of the east coast of South Spitsbergen and in the northern part of Storfjorden there is also normally an area of landfast, permanent ice during this period. In the middle and southern parts of Storfjorden there is normally active ice

and rapidly changing conditions. This is possibly the largest area of such habitat in Svalbard in a normal winter. To our knowledge no studies of biological production are published from the Storfjorden area. It is, however, widely beleived that the area is relatively rich in ringed and bearded seals. The physical and biological characteristics of the area thus indicate that it offers good late winter and spring habitat for polar bears.

Stirling et al. (1980) found a high degree of fidelity to winter and spring feeding areas among polar bears in southeastern Baffin Island. The strongly directional movements of bears through Hornsund, and the considerable length of time those bears stayed in Storfjorden, indicate that this is indeed an important winter and spring feeding area. A substantial fraction of the bears probably stay in Storfjorden as long as there is landfast ice there. A comparison between the May (Fig. 14) and July / August (Fig. 16) relocations show that the bears move north as the edge of the landfast ice retreats northwards in early summer. From 13 July on much of the remaining ice on the Spitsbergen east coast broke up. Three days later the bears no. 16, 18 and 26 were relocated 70 to 100 km south-east of their first July location (Fig. 15).

It has been speculated that the bears moving in through Hornsund originally come from Storfjorden. According to this theory, these bears could drift or move on the ice around Sørkapp and north to Hornsund, and then travel eastwards back to Storfjorden. However, polar bears can easily move against ice drift currents at least as strong as the southward current along East Spitsbergen (Larsen et al. 1983). It thus seems unreasonable to believe that many bears drift away from the favourable landfast ice habitat in Storfjorden and have to travel back

through Hornsund. As expected, none of the bears instrumented in Hornsund were relocated west of Sørkapp. Although extensive surveys were not made along the Spitsbergen west-coast south of Hornsund, our impression was that the number of bears in this area was very low compared to the east coast. Our results do thus not give any indications of such a clock-wise migration around Sørkapp-Land.

The results of the present work do not suggest where from the bears enter ing Hornsund come. However, other surveys has shown that polar bears and their tracks are abundant in the ice both south, west and north west of Spitsbergen (Larsen et al. 1983, Larsen 1986). Information from trappers indicate that few of these bears travel eastwards along the north coast (Larsen 1986). Also, few bears are observed on the west coast north of Hornsund. From its maximum southward extention in March, 76^0 N, the drift-ice edge between Svalbard and 0^0 longitude retreats to about 80^0 N in July (Vinje 1985). Along the west coast of Spitsbergen there is a large area of ice-free water already in May. Bears that stay west or north-west of Spitsbergen beyond April may either have to swim at least 100 km to reach the Spitsbergen coast, spend the summer offshore between Svalbard and Greenland, or move north of Svalbard to reach eastern waters where the drift-ice stays further south during the summer. The density of polar bears in Svalbard waters drop significantly north of 80^0 N, due to lower primary production than further south (Larsen 1986). Whereas the location of food sources is generally unpredictable in offshore and drift-ice areas, an area of landfast ice like Storfjorden may offer a reliable food source every late winter and spring, Additionally, it is located en route to the summer area between Svalbard and Franz Josef Land. It may thus be favourable for the bears to leave the western areas sufficiently early to reach the Spitsbergen coast on ice. Observations

from the Polish Polar Station in Hornsund from 1981 - 1983 may support this hypothesis: Sixty-two percent of the bears arrived in February, March and April, and the number dropped substantially in May (Larsen 1986). Hornsund may thus serve as a main route for polar bears moving from west to east in Svalbard during late winter and spring. One might expect, however, that such an influx of bears from north-west and west would led to more bears being observed on the west coast north of Hornsund. An alternative explanation is be that the bears entering Hornsund come from the drift ice areas to the south and south-west of Spitsbergen. The weather-station crew at Bjørnøya, 250 km south of Spitsbergen, regularly observe many polar bears when the ice edge approaches the island. This hypothesis, however, does not explain why the majority of the bears pass Hornsund between February and April, long before the ice edge starts retreating northwards.

7.2 Aerial transect surveys

During the May-surveys 15 primary sightings of adult polar bears were recorded on the transects in Storfjorden (Fig. 11). Four (27 %) of these were females with cubs, the sex of the other animals is unknown.

Twelve (80%) of the polar bear sightings were on flat, landfast sea-ice (Tab. 2), demonstrating a significant preference for this ice-type (x^2 = 5.84, df.=1, $p < 0.01$). This is in agreement with observations from Arctic Canada (Stirling et al. 1975, 1980, 1981; Schweinsburg and Lee 1982). However, the results from the radio-tracking and observations of tracks in the pack-ice, indicate that the polar bears also used this habitat to a considerable degree. One possible reason why polar bears were so strongly under-represented in this habitat

could be the severe difficulties in seeing animals in rough ice (see e.g. Stirling et al. 1980).

Assuming that all bears within the strip-transects were seen, we estimated a mean density (±1 S.E.) of 0.99 (± 0.29) adult ani mals / 100 km^2. This represents a population of 106 (± 31) adult animals in the survey area in Storfjorden. Obviously, we do not see all animals, espescially not in areas of rough ice. Hence, these estimates are minimum numbers. We did not have any information on the proportion of undetected bears within the strip transects, but in other aerial surveys for large mammals the proportion has ranged between 10% and 70% (Caughley 1974). This indicates that between approximately 100 and 400 adult polar bears were in the surveyed area in Storfjorden in the beginning of May. Our radio-tracking results indicates that many of these animals were probably stationary in the area during late winter and spring.

During the July-surveys (Fig. 9) only one adult female with two COYs and one unsexed adult polar bear, were sighted on transects flown in Storfjorden. This indicates a mean density of 0.59 adults / 100 km^2. The small sample size do not allow calculations of variance, and the estimated mean density must thus be considered only as a rough indication of true density.

On transects flown south and east of Edgeøya (Fig. 9), we observed only tracks of polar bears. Based on previous ship-surveys and mark-recapture studies, this area is considered to be an important summer habitat for polar bears (Larsen 1986). However, as in the present study, fixed-wing aerial surveys in this area in the summers 1966-67 revealed only few polar bears (Larsen 1972). Hence, our findings may

be an indication of low detectabillity of bears in rough ice from fixed-wing aircrafts rather than a low density of polar bears.

7.3 Behaviour in Hornsund

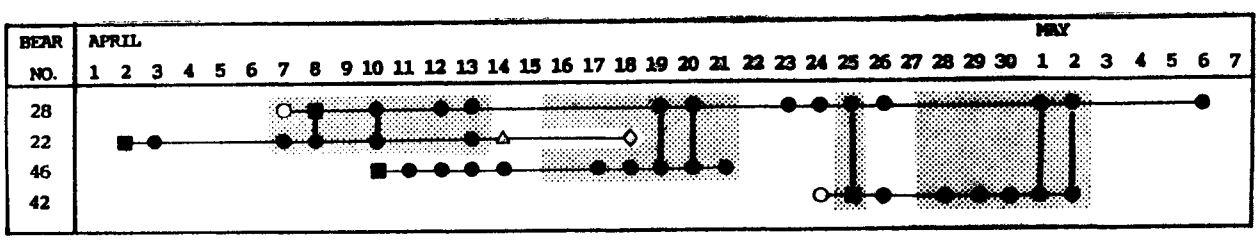
The bears in Hornsund typically moved in from the west, on or close to the shore, sometimes stopping to investigate objects, then went on eastwards. Several bears observed passing Gnålodden passed Treskelodden within an hour later. In one case we persued an adult male that passed Gnålodden at a good pace, and attempted to catch him in Burgerbukta. Although harassed by the skidoos, he kept moving eastwards on the ice edge. He could not be caught, and was soon out of the area. Two other males heading east past Gnålodden in the same fashion were caught in Burgerbukta (no. 26 and no. 34). Both continued east and out of the area immediately after having recovered from the immobilization. No. 26 was later relocated in Storfjorden.

The bears staying in Hornsund stayed close to the fast-ice edge in the three inner bays Burgerbukta, Brepollen and Samarinvågen. (Figs. 7, 12). The movement ranges of bears staying for extended periods did overlap (Fig. 13). With the exeption of some examples of breeding behaviour (see below), the bears seemed generally indifferent to each other. When new ice occasionally formed towards the middle of the fiord, the bears moved out to the new ice edge as soon as the ice would carry them. Most of the ringed seals in the area were concentrated in the inner bays, along the ice edge and on floes or new ice outside it. Ten - fifteen bearded seals were often hauled out on the ice edge. Polar bear hunting success, and time spent hunting was not recorded, but several fresh kills of adult ringed seal were found. Gjertz & Lydersen (1986) has documented a considerable polar bear pre-

dation on ringed seals in subnivean lairs and on seals basking on the landfast ice in Hornsund.

No systematic efforts were made to study sexual behaviour, but incidental observations of such behaviour were recorded in Hornsund. Also, of the 12 adult males captured, 3 (25%) (no. 06, 22 and 46) had fresh wounds, indicating that they had been involved in intrasexual agonism. At least 6 observations were made of different males and females that appeared to be associated. One instrumented female, no. 28, was successively associated with 3 of the instrumented males (no. 22, 46 and 42) (Fig. 16). No. 28 was first observed with no. 22 five days after he had been captured. He was then roaring frequently, a behaviour that is rare outside the breeding season (Lønø 1970). She was captured the next day. The two stayed together for at least 7 days. No. 46 was

FIGURE 16
Observed and assumed periods of interactions between female no. 28 and males no. 22, 42 and 46 in Hornsund, Svalbard in April and May 1987.



○ = Observed before capture; uncertain.
■ = Captured and instrumented.
● = Relocated by means of telemetry, or observed.
△ = Transmitter possibly damaged during fight with no. 46.
◇ = Observed wounded, transmitter lost or damaged.
| = Observed together.
▒ = Probably staying together.

captured 3 days after no. 28, but was located elsewhere than her and no. 22 for the first 3 or 4 days of his stay. He was the only captured bear that was heavier than no. 22 (450 and 390 kg, respectively). Apparently, sometime between the 5. and 8. day of his stay he and no. 22 had a fight, and no. 46 and no. 28 went to the head of Samarinvågen. He was the located at the same spot under a glacier front for 5 successive days. Signals from no. 28 were not received until the second half of this period, when we also came close enough to see that she and no. 46 were lying side by side. We believe that no. 28 had been there all the time, and that the reason for hearing no. 46 and not her was that her ear-tag transmitter had a shorter range, especially when she was lying down, than his glue-on transmitter. "Isolating" a female like this in a more og less remote area appears to be typical of male breeding behaviour (Ramsay & Stirling 1986). Meanwhile, no. 22 had been observed lying on the ice-edge of Samarinvågen with bleeding, relatively large wounds on the chest, neck and shoulders, and with non-functional transmitter. He was not located later. When the last signal from no. 46 in Hornsund was received, he had probably been associated with no. 28 for between 5 and 7 days. Three days later a third male entered the area, and he (no. 42) was captured the next day. He was then "herding" no. 28, that tried to escape on several occasions. She left him when he was immobilized, but they were later observed together again, and were probably associated for between 3 and 7 days before no. 42 left.

Ramsay and Stirling (1986) observed males and females associated for 8 - 9 days. They suggest that individual females may be availible for breeding for extended periods of time, either with one male repeatedly, or with many different males. Eight percent of the solitary, adult females they recorded were accompanied by more than one male (Ramsay &

Stirling, op.cit.). They point out that this may allow the opportunity of polyandry, but do not rule out the possibility that oestrus females copulate only with one male in a multimale group. Although our observations may strengthen the theory of polyandry in polar bears, data from one female do not permit conclusions. The female was not observed copulating with any of the males.

Ramsay & Stirling (1986) argue that polar bear females distribute themselves according to food resources, while males in the breeding season distribute themselves according to the soiltary females, and frequently engage in conflicts over females. If Hornsund is a favourable habitat for travelling eastward and for hunting in late winter and spring, the concentration of females in this area should be relatively high. (The data from the present study do not permit conclusions on relative abundance of females in Hornsund). According to this theory, however, a male should be able to increase his chances of finding a female by moving to this area. He will also increase his chances of encountering other, possibly larger, males. If, however, polar bears are polyandrous, a male may incerease his chances of mating without having to confront other males, by staying in an area with many females waiting for females to be left by consorting males. Thus polyandry may be a factor contributing to the observed tendency to aggregate in traditional, relatively restricted areas like Hornsund and Storfjorden during the breeding season.

8. IMPLICATIONS OF INDUSTRIAL ACTIVITY

During April and the beginning of May 1986, Statoil carried out a seismic operation at Grimfjellet approximately 15 km north of Brepollen. Two supply ships were located south of Treskelodden in Hornsund. Helicopters and skidoos were used for transport in the area. Statoil has given no notification of further plans for activity in the area. However, it is possible that a drilling operation will be carried out at Grimfjellet within a few years. This would probably involve one or more supply ships in Storfjorden or Hornsund. In June 1987, Tundra A/S installed a drilling rig at Haketangen north of Isbukta on the east coast. The drilling operation started in July 1987, and the camp was closed down during the winter of 1987 / 88. A second hole is planned for 1988. A new drilling site may be established at Tromsøbreen, 1 - 3 km to the north of the present site. Helicopters and fixed wing aircraft are used for transport. So far the operations have not involved supply ships for extended periods of time.

Experimental oil pollution has proved fatal for polar bears (Øritsland 1976; Øritsland et al. 1981; Hurst & Øritsland 1982). Oil in the pelt strongly reduced insulative properties, and caused skin irritations and pelage loss. Ingestion of oil through licking of contaminated fur led to severe illness, and ultimately to the death of two of the three experimental animals. It is not known to what extent wild polar bears will tend to avoid oil contaminated areas. However, there are indications that if oil is spilled in ice-covered areas, much of the oil will become trapped in leads and under the ice, and eventually be transported through the ice to the surface (Martin & Campbell 1974; Atlas et al. 1978). Oil in such areas will desintegrate very slowly, and be almost impossible to clean up. It will thus become concentrated

in typical polar bear habitat, and pose a potential hazard to polar bears for a long time (Griffiths et al. 1987). Cleaning of oiled free-ranging bears will be an extreemely costly and complicated task. In offshore areas and with many bears involved such an operation will be virtually impossible.

Effects of disturbance on adult polar bears have not been tested experimentally. Treadmill experiments has shown that an increase in activity level leads to a strong increase in body temperature in polar bears compared to other species (Hurst et al. 1982). Experience from previous fieldwork indicates that prolonged harassment of polar bears, e.g. by skidoo or helicopter, may lead to hyperthermia and can probably be harmful to the bear.

To our knowledge, no studies have been conducted on possible displace ment effects on polar bears of human activity in their habitat (but see Stirling 1988). It is commonly agreed, however, that disturbance and installations may displace polar bears from important habitat (Stirling & Calvert 1983; Hansson et al. 1987). Although polar bears appear relatively tolerant to the presence of such installations, most individuals probably avoid close contact with humans and human installations. Being curious animals, however, polar bears will some times be attracted by and move close to and examine such installations. Some individuals may, if they receive positive reinforcement e.g. by finding food at the installation, return repeatedly and become problem bears (Stirling 1988).

Little is known about the situation in the Hornsund in late summer, fall and the dark part of the winter. During most of the summer and fall there is little or no ice in the area, which in addition to the

fall darkness may be the reason why very few bears are observed at the Polish Research Station (Larsen 1986). Therefore, industrial activity at this time of the year will possibly have little effect on polar bears, unless e.g. oilspills contaminate areas that will later be visited by bears.

After freeze-up polar bears may always be present in the area, notably from February through May (Larsen 1986). The potential for negative impacts on polar bears from industrial activity is conciderable in this period. A relatively large number of bears pass through a restricted area. A substantial fraction of those bears stay for days or weeks, most of the time close to the 8 km long ice-edge of the three bays at the head of the fiord. Bears will be forced to pass close to the installations, particularly if theese are situated in the eastern part of the fiord. The passage south of Treskelodden, where Statoil had their ships in 1986, is 1.8 km wide. A permanent or semi-permanent structure (> 1 year) in this area may result in a long-term displacement effect. On a short term, the high density of bears in the area will result in a considerable potential for creating problem bears and for man-bear conflicts. Heavy helicopter and skidoo activity at the head of Hornsund may affect bears by reducing time availible for hunting. Transport confined to inland routes, off the polar bear "main route" to Hambergbukta, is not likely to cause negative effects for bears migrating through Hornsund.

Even moderate oil spills in Hornsund will most likely contaminate a substantial part of the ice-edge. As this area is heavily used by both bears and seals, the likelihood of bears being fouled by oil on the ice or in the water, and poisoned by ingesting oil from licking fouled fur or from eating fouled seals, is large. Such an event will probably

kill a substantial number of polar bears in Hornsund.

The fall and early winter situation on the south-east coast of Spitsbergen is poorly known. From late winter till the ice disappears in the summer a large number of bears stay in the area. Displacement effects are less likely to occur here than in Hornsund, as bears in Storfjorden may pass active installations at their own chosen distance. Some bears will be attracted to installations, and man-bear conflicts will occur, however. Some bears will become stranded when the ice breaks up, and stay on land until freeze-up in late fall. As most of the south-east coast is covered by glaciers, these bears will be confined to small, ice-free areas. As exemplified by the drilling rig at Hake tangen, the same areas are be the most favourable for locating industrial activity. Stranded bears have little access to food, and are thus relatively likely to to be attracted to such sites and become nuisance bears.

Ouil-drift simulations for Storfjorden have not yet been published. An oil-spill in this area may be brought southwards by the current, and not move north to the fast-ice edge. That situation may, however, at any time be changed by the wind. Due to strong winds and the southward and tidal (especially in March) currents, the area south of the landfast ice is characterized by very active ice. Oil is likely to get mixed into active ice. It may be transported around in the area for a long time, possibly affecting a large number of bears.

9. REFERENCES

Amstrup, S.C. 1986. Research on polar bears in Alaska, 1963-1985. In Polar bears - proceedings of the ninth working meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Edmonton, 1985. IUCN Concervation Monitoring Centre, Cambridge, UK.

Anonymous, 1974: Om samtykke til ratifikasjon av avtale av 15 November 1973 om vern av isbjørn i Arktis. St.prp. No. 6 (1974-75). 15 pp.

Atlas, R.M., Horowitz, A. & Budosh, M. 1974. Prudhoe crude oil in Arctic marine ice, water and sediment ecosystems: degradation and interactions with microibial and benthic communities. J. Fish. Res. Bd. Can. 35: 585-590.

Best, R.C., Ronald, K. & Øritsland, N.A. 1981. Physiological indicies of activity and metabolism in the polar bear. Comp. Biochem. Physiol., Vol. 69 A, pp 177-185.

Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. J. Wildl. Manage. 38:921-933.

Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques. Wiley, New York. 428 pp.

DeMaster, D. & Stirling, I. 1981. Mammalian species - Ursus maritimus The American Society of Mammalogists, No. 145, 7 pp.

Gjertz, I. & Lydersen, C. 1986. Polar bear predation on ringed seals in the fast ice of Hornsund, Svalbard. Polar Research 4 n.s 65-68.

Griffiths, D., Øritsland, N.A. & Øritsland T. 1987. Marine mammals and petroleum activities in Norwegian waters. Fisken og havet, Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, serie B, No. 1, 179 pp.

Grue, H. & Jensen, B. 1979. Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mammals. Danish. Rev.

Game. Biol. 11: 1-48.

Hansson 1987. Isbjørnundersøkelser på østkysten av Spitsbergen våren 1986. In Prestrud, P. & Øritsland, N.A. 1987. Miljøundersøkelser i tilknytning til seismisk virksomhet på Svalbard 1986. Norwegian Polar Research Inst. Report series no. 34 - 198, p 43-66.

Hansson. R., Prestrud, P. & Øritsland, N.A. 1987. Analysesystem for miljø og næringsvirksomhet på Svalbard. (Svalbard Environmental Monitoring Project). Norwegian Polar Research Inst. Report Series no. 39 - 1987.

Hensel, R.J., Troyer, W.A. & Erickson, A.W. 1969. Reproduction in the female brown bear. J.Wildl.Manage. 33:357-365.

Hisdal, V. 1976. Landet med de milde kyster. Forskningsnytt 3: 20-24.

Hurst, R.J. & Øritsland, N.A. 1982. Polar bear thermoregulation: effect of oil on the insulative properties of fur. J. Therm. Biol. 7:201-208.

Hurst, R.J., Øritsland, N.A. & Watts, P.D. 1982. Body mass, temperature and cost of walking in polar bears. Acta physiol. Scand. 115:391-395.

Kingsley, M.C.S & Smith, G.E.J. 1981. Analyses of data arising from systematic transect surveys. pp 40-48 in Miller,F.L. & Gunn, A. (eds.). Symposium on census and inventory methods for populations and habitats. Proceedings of the Northwest section, The Wildlife Society, Banff, Alta., April 1980.

Kolenosky, G.B. & Prevett, J.P. 1983. Productivity and maternity denning of polar bears in Ontario. Int. Conf. Bear. Res. and Manage. 5: 246-254.

Kolz, A.L., Lentfer, J.W. & Fallek, H.G. 1978. Polar bear tracking via satellite. Int. ISA Biomed. Sci. Instrumentation symp. 15: 137-144.

Larsen, T. 1971. Capturing, handling and marking polar beras in Svalbard. J. Wildl. Manage. 35: 27 - 36.

Larsen, T. 1972: Air and ship census of polar bears in Svalbard. J. Wildl.Manage., 36: 562-570.

Larsen, T. 1985. Polar bear denning and cub production in Svalbard. Journ. Wildl. Manage. 49(2):320-326.

Larsen, T. 1986. Population biology of the polar bear (Ursus maritimus) in the Svalbard area. Norsk Polarinst. Skrifter no. 184. 55 pp.

Larsen, T., Jonkel, C. & Vibe, C. 1983. Satellite radio tracking of polar bears between Svalbard and Greenland. Int. Conf. Bear. Res. and Manage. 5:230-237.

Latour, P.B. 1981 a. Interactions between free ranging adult male polar bears (Ursus maritimus Phipps) concentrated on land during the ice-free season of Hudson bay. Can.J.Zool. 59:1763-1774.

Latour, P.B. 1981 b. Interactions between free ranging, adult male polar bears (Ursus maritimus Phipps); a case of adult social play. Can.J.Zool., 59:1775-1783

Lentfer, J. W. 1968. A technique for immobilizing and marking polar bears. J.Wildl.Manage. 32: 317-321.

Lunn, N.J. & Stenhouse, G.B. 1985. An observation of possible cannibalism by polar bears (Ursus maritimus). Can.J.Zool., 63: 1516-1517.

Lydersen, C., Gjertz, I. & Weslawski, J.M. 1985. Aspects of vertebrate feeding in the marine ecosystem in Hornsund, Svalbard. Norwegian Polar Research Inst. Report series no. 21 - 1985.

Lydersen, C. & Gjertz, I. 1986. Studies of the ringed seal (Phoca hispida Schreber 1775) in its breeding habitat in Kongsfjorden, Svalbard.

Lønø, O. 1970. The polar bear (Ursus maritimus Phipps) in the Svalbard area. Norsk Polarinst. Skrifter no. 149.

Nelson, R.A. 1980. Protein and fat metabolism in hibernating bears. Fed.Proc. 39:2955-2958.

Martin, S. & Campbell, W.J. 1974. Oils spills in the Arctic ocean: extent of spreading and possibility of large scale thermal effects. Science 186:845-846.

Ramsay, M.A. & Stirling, I. 1986 a: On the mating system of polar bears. Can.J.Zool., 64: 2142-2151.

Ramsay, M.A. & Stirling, I. 1986 b. Long term effects of drugging and handling stress on body weight, reproductive effort and cub survival in free- ranging polar bears (Ursus maritimus) in spring. J.Zool. 208: 63-72.

Ramsay, M.A. & Andriashek, D.S. 1986. Long distance route orientation of female polar bears (Ursus maritimus) in spring. J.Zool., 208: 63-72.

Ramsay, M.A. & Stirling, I. 1988. Reproductive biology and ecology of female polar bears (Ursus maritimus). J.Zool. (in press)

Rudi, H. 1958. Isbjørnkongen. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo. 252 pp.

Schweinsburg, R.E. & Lee, L.J. 1982. Movement of four satellite-monitored polar bears in Lancaster sound, Northwest Territories. Arctic, Vol. 35, No.$ (December 1982) P. 504-511

Smith, T.G. 1980. Polar bear predation on ringed and bearded seals in the land-fast sea ice habitat. Can.J.Zool. 58: 2201-2209.

Smith, T.G. & Stiriling, I. 1975.The breeding habitat of ringed seal, (Phoca hispida). Can. J. Zool. 53:1297-1305.

Smith, T.G. & Stirling, I. 1978. Variation in the density of ringed seal (Phoca hispida) in birth lairs in the Amundsen Gulf, Northwest Territories. Can.J.Zool. 56: 1066-1071.

Stirling, I. 1974. Midsummer observations of the behavior of wild polar bears (Ursus maritimus). Can. J. Zool. 52:1191-1198.

Stirling, I. and McEwan E.H. 1975. The caloric value of whole ringed seals (Phoca hispida) in relation to polar bear (Ursus maritimus) ecology and hunting behavior. Can.J.Zool. 53: 1021-1027.

Stirling, I., Andriashek, D., Latour, P., & Calvert, W. 1975. The distribution and abundance of polar bears in the eastern Beaufort sea. A final report to the Beaufort sea prosj. Fish. Mar. Serv. Dep. Environ. Victoria. B.C. 59 p.

Stirling, I. & Archibald W.R. 1977. Aspects of predation of seals by polar bears. J. Fish. Res. Board Can., 34 : 1126-1129.

Stirling, I., Jonkel, C., Robertson, R. & Cross, D. 1977. The ecology of the polar bear along the western coast of Hudson Bay. Can. Wildl. Serv. Occas. Paper. 33. 64 pp.

Stirling, I., Schweinsburg, R., Calwert, W. & Kiliaan, H.P.L. 1978. Population ecology of the polar bear along the proposed Arctic Islands Pipeline Route. Final report to the Environmental Management Service, Dept. of the Environnment, Edmonton, 90pp.

Stirling, I., Calvert, W. & Andriashek, D. 1980. Population ecology studies of the polar bear in the area of southeastern Baffin Island. Can. Wildl. Serv. Occas. Paper 42. 18 pp.

Stirling, I., Andriashek, D. & Calvert, W. 1981. Habitat preferences and distribution of polar bears in the Western Canadian Arctic. Can. Wildl. Serv., 5320 - 122 St. Edmonton, Alberta, T6H 3S5, Unpubl. Report. 49pp.

Stirling, I. & Calvert, W. 1983. Environmental threats to marine mammals in the Canadian high arctic. Polar Record, Vol. 21, No. 134, p 433-449.

Stirling, I., Broughton, E., Knutsen, L.Ø., Ramsay, M.A., & Andriashek, D.S. 1985. Immobilization of polar bears with Telazol on

the western coast of Husdson Bay during summer 1984. Can. Wildl. Serv. Progr. Note 157, 7 pp.

Stirling. I. 1988. Attraction of polar bears Ursus maritimus to offshore drilling sites in the eastern Beaufort Sea. Polar Record 24(148) 1-8.

Urquhart, D.R. Schweinsburg, R.E. 1981. Polar Bear. Life history and known distribution of polar bear in the Northwest Territories up to 1981. NWT Renewable Resources, Yellowknife.

Taylor, M.K., Larsen, T. & Schweinsburg, R. 1986. Observations of intraspesific aggression and cannibalism in polar bears (Ursus maritimus). Arctic, 38:303-309.

Vinje, T. 1976. Sea ice conditions in the European sector of the marginal seas of the Arctic, 1966-1975. Norwegian Polar Research Inst. Årbok 1975: 163-174.

Vinje, T. 1985. Drift, composition, morphology ans distribution of the sea ice fields in the western Barents sea. Norwegian Polar Research Institute Skrifter no. 179 c.

Wimsatt, W.A. 1963. Delayed implantation in the Ursaidae, with particular reference to the black bear (Ursus americanus Pallas). Pages 49-74 in A.C. Enders, ed. Delayed Implantation. University of Chicaco Press, Chicago.

Øritsland, N.A. 1976. The effect of crude oil on polar bear fur: a report. Report no. WRO 75/76 48 to the Canadian Wildlife Service.

Øritsland, N.A., Engelhardt, F.R., Juck, F.A., Hurst, R.J. & Watts, P.D. 1981. Effect of crude oil on polar bears. Environmental studies no. 24. Report to the Northern Environmental Protection Branch, Indian and Northern Affairs, Canada. 268 p.

KAPITELL 3

LARS ØIVIND KNUTSEN, PER ESPEN FJELD &
OLUF OLSSON:

Sjøfuglundersøkelser på Øst-Spitsbergen, Svalbard, med konsekvensvurdering av aktivitet på Haketangen.

Norsk Polarinstitutt
Rolfstangveien 12
1330 Oslo Lufthavn

INNHOLD

SUMMARY

Oil drilling activity at Haketangen, Svalbard, will include an increase in air traffic and possibilities for oil spill. This has proved to have negative effect on the seabirds. The conflict area for such effects has been predefined to the coastline from Sørkapp to Agardhbukta on the east coast of Spitsbergen, with possible additional effect of oilspill in all coastal areas of Storfjorden and the south-western areas of South-Spitsbergen.

The investigations in 1987 include estimation of the number of seabirds in ice-free coastal areas in May, estimation of the numbers of colony-nesting birds in July/ August, and a survey of moulting eider-ducks and geese in September. The results indicates that more than 230.000 Brunnichs guillemot are present in the conflict area during the nesting season, while the numbers of other species were more moderate. The majority of these birds were found in the colonies of Kovalskifjellet and Stellingfjellet, which are located about 25 km north of the construction area at Haketangen. Except for Brunnichs guillemot which may gather in coastal areas with open water during spring, few seabirds use the immediate area around Haketangen.

The areas around Sørkapp and the north-western areas of Storfjorden are probably of great importance for moulting eider-ducks and geese. Among the eider-ducks that were observed, there was a significantly higher proportion of males in the northern areas relative to the areas around Sørkapp.

Helicopter traffic which was observed near the big colonies of Stellingfjellet resulted in a mass-escape from the colony. The birds did not return until about 15 min. after the provocation. No dead birds which could be connected to this event, were observed.

Arctic foxes apparently played a minor role as a predator of the Brunnichs guillemot in the area, while the arctic gull apparently was important.

Air traffic which is going on in connection with the drilling activity is restricted. If these rules are followed, we believe that the harmful impact will be minimal. The restrictions for general air traffic should however be enjoined.

The direct effects of oilspill on seabirds around Haketangen will probably be highest between April and September. Boat traffic in the area should be imposed by restrictions in the period when Brunnichs guillemot swim to their feeding areas.

TAKKSIGELSER

Vi takker personalet ved Haketangen borestasjon for velvilje og service ved ekspedisjonens start. Vi takker dessuten Pål Prestrud, Fridtjof Mehlum og Vidar Bakken for hjelp med planlegging og for gjennomlesning av manuskriptet.

1 BAKGRUNN

Tundra A/S som er operatørselskapet til Nordisk polarinvest startet i juli 1987 boring etter olje/gass ved Haketangen på syd-øst Spitsbergen (fig. 1). I denne forbindelse påla Miljødepartementet selskapet å finansiere miljøundersøkelser i områder som potensielt ville bli berørt av virksomheten. Dette inkluderte faunakartlegging (primært sjøfugl) for å få oversikt over potensielle konfliktsituasjoner, som er nødvendig for å kunne bestemme fornuftige forvaltningstiltak.

MUPS-programmet ved Norsk Polarinstitutt (NP) fikk oppdraget med å foreta faunakartleggingen i det aktuelle området. MUPS (Miljøundersøkelser på Svalbard) er utviklet av NP for å utarbeide og gjennomføre miljøundersøkelser i tilknytning til industriell virksomhet på Svalbard.

Boring og fremtidig utvinning av olje/gass ved Haketangen vil nødvendigvis medføre økt helikopter og flyaktivitet i området. Det er kjent at helikoptertrafikk i nærheten av hekkekolonier for sjøfugl kan ha skadelige effekter. Fugl som til stadighet blir skremt på flukt øker sitt energiforbruk med økt dødelighet som en mulig konsekvens (Vermeer 1978). De voksenes flukt fra redet kan også forårsake at egg og unger blir revet med og knuses (Johnson 1938), at predasjonen på egg og unger øker fordi voksne fugler ikke er tilstede for å forsvare redet, og/eller at eggene dør som følge av avbrudd i rugingen (Anderson & Keith 1980). Undersøkelser for å kartlegge slike effekter ble startet på Svalbard sommeren 1987 (Fjeld, under bearbeiding).

Oljesøl på sjøen i forbindelse med båttrafikk, boreaktivitet og en eventuell ulykkesituasjon med utblåsning vil kunne få katastrofale følger for svømmende fugl og pattedyr. Tilsøling av fjær og pels ødelegger isolasjonsevnen med økt energiforbruk og økt dødelighet som følge (Folkestad 1983). Hudskader og inntak av olje i forbindelse med fjærpussing og næringsøk kan medføre indre skader med død og nedsatt reproduksjon som følge (Fry & Vowestine 1985, Leighton et al. 1986). Oljesøl på fjær kan dessuten ødelegge flyveevnen og overføres til egg og forårsake minsket overlevelsesprosent (Albers 1980, 1983, Hansson et al. 1987).

Eventuelle oljesøl vil trolig få størst skadeeffekter i kystområdene, langs iskanten og i isråker hvor olje hoper seg opp (Griffiths et al.

1987). I situasjoner hvor store mengder fugl er samlet innenfor et lite område vil oljesøl kunne få katastrofale følger. Dette gjelder blant annet polarlomviunger og voksne hanner på svømmetrekk til næringsområdene, mytende ærfuglflokker om høsten, og sjøfuglkonsentrasjoner i isråker om vinteren og på våren.

På grunn av havstrømmer vil oljesøl på sjøen kunne påvirke områder langt vekk fra Haketangen. Kysten utenfor Haketangen domineres av en sydgående havstrøm. Ved Sørkapp møter imidlertid denne en nordgående strøm (Loeng, 1985). Et eventuellt oljesøl ved Haketangen vil derfor kunne få skadeeffekter også i sydlige deler av Vest-Spitsbergen. Oljedrift påvirkes også i stor grad av vindretningen (70-80%) (Martimen, 1985). Hele Storfjordområdet og kysten av syd-vest Spitsbergen, ble derfor definert som et potensielt risikoområde.

Deler av risikoområdet er tidligere kartlagt med hensyn til hekkekolonier (Norderhaug et al. 1977, Mehlum & Fjeld 1987). Området er derimot dårlig kartlagt med hensyn til forekomster av sjøfugl utenfor hekkesesongen (Løvenskiold 1964).

For å få kartlagt konfliktområder og det potensielle skadeomfang ved planlagt aktivitet på Haketangen, startet man registreringer i mai 1987. Vårundersøkelsene hadde til formål å kartlegge eventuelle ansamlinger av sjøfugl i isråker langs kysten fra Sørkapp til Agardhbukta (Hansson, 1987). Bakgrunnen for undersøkelsen var blant annet observasjoner fra våren 1986, da store mengder polarlomvi var samlet i isråker utenfor Kovalski- og Stellingfjellet på østsiden av Sør-Spitsbergen. Undersøkelsene våren 1987 ble imidlertid avbrutt på et tidlig tidspunkt på grunn av ekstra mye is i området og derfor lite representative forhold og lite fugl (Hansson, 1987).

Undersøkelsene som er bakgrunn for denne rapporten forsatte i juli med formål å kartlegge og estimere mengden fugler i viktige hekkelokaliteter på strekningen fra Sørkapp til Agardhbukta. Flytaksering av kystområder i Storfjorden og syd-vestlige deler av Spitsbergen ble dessuten foretatt i september for å kartlegge områdets betydning for mytende og næringsøkende ærfugl og gjess.

2 OMRÅDEBESKRIVELSE

Hoveddelen av undersøkelsen ble foretatt på strekningen fra Sørkapp til Agardhbukta (fig. 1). Dette området ble kartlagt både med hensyn på hekkekolonier og på forekomster av mytende ærfugl og gjess. Takseringen av mytende ærfugl og gjess dekket i tillegg kysten fra Bellsund til Sørkapp og kystlinjen i indre deler av Storfjorden (fig. 2).

Kysten fra Sørkapp og nordover til Wichebukta innerst i Storfjorden består i hovedsak av bretunger og bratte fjell med liten eller ingen strandsone ved basis. Fjellene har en høyde på opp til 700 meter (se kart i vedlegg 1). Sjøen utenfor er ikke undersøkt systematisk med hensyn på dybde og bunnforhold, men dybden øker fort og littoralsonen er oftest ubetydlig (Sjøkart 505, Norsk Polarinsitutt, 1983). Unntak fra dette er morenestrender etterlatt av breer som har trukket seg tilbake. Det eksisterer ingen øyer utenfor denne kyststrekningen. Vannet nær kysten er oftest blakket av slam som kommer fra breene. Isforholdene i området er ustabile, og august er regnet for den eneste isfrie måneden.

Områdene rundt Sørkapp og sydvestlige deler av Spitsbergen skiller seg fra det ovenstående ved å bestå av flere små øyer med relativt grunt farvann rundt (Sjøkart 504, Norsk polarinstitutt, 1983). Området er dessuten ikke i samme grad påvirket av kalde nordlige havstrømmer, men blir varmet opp av en sydlig strøm (Norderhaug et al. 1977, Loeng 1985). Området har derfor mer ustabile isforhold.

Kyststrekningen på østsiden av Storfjorden har stedvis grunne farvann med en lang strandlinje og relativt høye fjell bak. Andre steder stuper fjellet rett ned i sjøen. Få breer munner ut i sjøen noe som resulterer i lite smeltevann og relativt klart vann. Det finnes flere små øyer i området.

3 UTFØRT FELTARBEID OG METODER.

Registrering av hekkekolonier fra Sørkapp til Agardhbukta:

Undersøkelsen ble foretatt i perioden fra 24.juli til 2. august, og startet med en kombinert transport og rekognoseringstur med helikopter (AS-350 Equeril) fra Longyearbyen via Agardhbukta til Haketangen. Turen ble benyttet til å lokalisere hekkekolonier og fugl på sjøen umiddelbart utenfor kysten og ble brukt som grunnlag for å planlegge hovedundersøkelsen. Hovedundersøkelsen startet 25. juli fra Haketangen hvorpå en forsker med assistent takserte kysten nordover til Baronfjellet (nord for Kvalvågen) fra gummibåt. Arbeidet ble utført i perioden frem til 31. juli. Takseringen fra Haketangen til Sørkapp ble foretatt av et annet feltparti den 25. juli, bestående av en forsker med assistent. Registrering av polarlomviens ungehopping og retning for svømmetrekk ble foretatt fra forskningsfartøyet "F/F Endre Dyrøy", en 210 fots havgående båt. Resultatene fra disse undersøkelsene blir ikke presentert i denne rapporten, men blir omtalt i diskusjonen med henvisning til "Bakken, under bearbeiding". Denne rapporten er finansiert av AKUP(Arbeidsgruppa for KonsekvensUtredninger av Petroleumsvirksomhet) vil foreligge på vårparten 1988.

Kolonier av polarlomvi og krykkje ble ideelt talt fra et standpunkt på land hvor en 10 x 40 Zeiss kikkert ble benyttet. Før tellingen startet ble den aktuelle kolonien avfotografert med et polaroid kamera. Naturlige delfelter av kolonien ble avgrenset med en vannfast penn og nummerert. Deretter ble hvert felt talt hver for seg og summert. Tellingen foregikk ved at observatøren, ved å fintelle mindre områder, innøvet et inntrykk av en gruppe på 10 fugl. Kolonien ble deretter talt i enheter på 10 individer. I de tilfeller hvor kolonilokaliteten ikke hadde noen strandlinje ble tellingen foretatt fra gummibåt. Gummibåten ble da utstyrt med drivanker. Den ustabile posisjonen gjorde tellingene vanskelige og grupper på 100 individer (polarlomvi) ble benyttet som telle enhet. I denne undersøkelsen er tellinger med de to metodene sammenfattet.

Kolonier av havhest er ofte utspredt, og hekkende fugl kan være vanskelig å se fra foten av fjellet. Polarmåke kan hekke i tette, lett tellbare kolonier, men kan også hekke spredt og vanskelig synlig (Vidar Bakken pers. medd.) Alkekonge, teist og lundefugl hekker i huler og kløfter (Harris & Birkhead 1985), og det er vanskelig å få

noe inntrykk av kolonistørrelse annet enn ved å se på det antall fugl som oppholder seg rundt kolonien. Det eksisterer derfor ikke noen god estimeringsmetode for disse artene, og denne undersøkelsen nøyer seg med å registrere lokalitet og omtrentlig størrelse av kolonien. I tillegg til estimering av antall ble det forsøkt å få et inntrykk av himmelretning for næringstrekk og annen interessant adferd.

Registrering av mytende ærfugl og gjess i kystområdene av Storfjorden og på sydvestkysten av Spitsbergen:

Utstrekning og soneinndeling av undersøkelsesområdet er vist i figur 2. Registreringene ble foretatt fra helikopter (Equeril) den 15. september og fra et tomotors fly (Partenavia) 16. september. Arbeidet ble utført av to observatører. Fra tidligere erfaring vet man at ærfugl holder seg tett inntil kysten i mytetiden som inntreffer i august - september (Karlsen 1985). Flyruten ble derfor lagt ca. 150 meter fra land. Flyhøyden var ca. 300 fot og farten 80-90 knop. Synsfeltet til hver side var ca. 250 m, og med to observatører kunne begge sider av flyet dekkes. Ærfugl, som utgjorde hoveddelen av observasjonene, kunne normalt oppdages så tidlig at helikopteret/flyet kunne beveges ut eller inn fra kysten alt etter deres plassering. Mindre flokker (<100 individer) ble talt på stedet, mens større flokker ble fotografert i tillegg til at antallet ble visuelt estimert. Til avfotografering ble det benyttet et 35mm kamera utstyrt med 70-210mm zoom og en Kodachrome 64 film. Fotografiene ble siden benyttet for å telle flokkene nøyaktig. En projektor ble benyttet til å projisere bildene på et rutepapir, hvorpå fuglene i hver rute ble talt hver for seg. Estimatene har blitt brukt i de tilfelder hvor fotografiene ble for dårlige til å benyttes for telling. Så fremt mulig, ble kjønnsfordelingen i flokkene registrert. Det lot seg imidlertid ikke gjøre å skille voksne hunner fra juvenile individer.

4 RESULTATER

4.1 Koloniregistrering (ultimo juli).

Figur 1 viser undersøkelsesområdet hvor plasseringen av de registrerte hekkekoloniene er nummerert i kronologisk rekkefølge fra syd mot nord. Tabell 1 viser registrerte hekkende arter i hver av koloniene og estimater for antall hekkende fugl for de koloniene som ble talt. Koloniens beliggenhet og utstrekning er avtegnet på kart i vedlegg 1. Under rekogniseringsturen fra Agardh til Haketangen 24. juli ble det, med unntak av enkeltregistreringer av alkefugl, havhest og krykkje, ikke registrert noen hekkekolonier nord for Baronfjella (fig.1). Området ble derfor ikke prioritert i det videre takseringsarbeidet. For resten av området (fig. 1) vil observasjoner av fugler både i og utenfor hekkekolonier i det følgende bli beskrevet for hver art.

Polarlomvi (Uria lomvia)

Tabell 1 viser at polarlomvi kun ble funnet hekkende i Kovalskifjellet, Stellingfjellet, Stepanovfjellet (syd), Rørenbukta og Sjukovskifjellet (syd og nord). Totalt dreier dette seg om ca 230 000 individer. Hovedmengden av disse fuglene hekket i Kovalskifjellet (ca. 50 000 ind) og Stellingfjellet (ca. 150 000 ind). Foruten de som oppholdt seg i kolonien, ble det sett store mengder polarlomvi på vannet ca. 500 - 1000 meter ut fra kysten. Utenfor Stellingfjellet og Kovalskifjellet kunne dette dreie seg om mange tusen individer. Det ble ikke registrert noen form for aktivt næringsøk, og fuglene var trolig hvilende.

Polarlomvi kom oftest flygende i flokker til og fra koloniene. Ved Kovalski- og Stellingfjellet syntes fuglene å forlate og ankomme koloniene i en syd-østlig retning. Om en slik flyveretning til antatte næringsområder var konsekvent, kunne ikke bekreftes fra våre kystobservasjoner på grunn av den til en hver tid store mengden fugler som oppholdt seg i luften. Ved Kvalhovden ble det imidlertid gjort observasjoner av polarlomviflokker med fisk i nebbet som kom flygende fra nord-øst. Kvalvågen var det eneste stedet på den undersøkte kyststrekningen hvor polarlomvi ble registrert liggende på vannet med fisk i munnen, og hvor næringsøk med sikkerhet foregikk.

Etter ca 21 dager er polarlomviungene klare til å forlate reirhyllen

(Harris & Birkhead, 1985). Uthoppede unger ble første gang obsrvert i Rørenbukta og Kvalvågen om kvelden den 30. juli. Dette dreide seg imidlertid bare om mindre enn 100 individer. Ungene var ledsaget av hver sin voksne polarlomvi.

Krykkje (Rissa tridactyla).

Totalt ble det registrert ca 11 000 hekkende par krykkje fra og med Keilhaufjellet til og med Sjukovskifjella (tabell 1, fig.1). De viktigste krykkjekoloniene ble observert ved Keilhaufjellet, Kovalskifjellet og Stellingfjellet. Det ble dessuten observert mye krykkje i ferskvannsdammer syd for Hambergbukta. Antatt næringsøkende krykkjer ble observert på sjøen ved foten av Markhambreen og Staupbreen ved Stellingfjellet.

Alkekonge (Alle alle).

Fordi alkekongen har reir i sprekker og huler lar koloniene seg vanskelig taksere, og i denne undersøkelsen har man bare registrert kolonier på grunnlag av observert fugl som lander og tar av fra koloniene. Den mest betydningsfulle konsentrasjonen av alkekonge i undersøkelsesområdet finnes trolig i Belcherfjellkomplekset. Her kan det ha hekket flere tusen par. Andre kolonier ble estimert til å inneholde mindre enn 1000 par i hver koloni (fig. 1, tabell 1). Vi tror Forøvrig at alkekonge hekker spredt langs hele kysten. Alkekonge ble ikke observert i betydlige mengder på sjøen utenfor koloniene, bortsett fra i Kvalvågen. Her ble flere tusen individer observert. Dykkende individer som antagelig drev næringsøk ble hyppig observert.

Havhest (Fulmarus glacialis).

Havhest hekket spredt over størstedelen av undersøkelsesområdet opp til Sjukovskifjellet (tabell 1, vedlegg 1). De største konsentrasjonene var å finne ved Rambergfjella og ved Kvalhovden. Havhest hekket forholdsvis hyppig langs hele Kvalhovden, men trolig med god avstand mellom reirene. Dette var vanskelig å observere på grunn av grov sjø, men vi tror Kvalhovden inneholdt flere hundre par havhest (<1000 par).

Teist (Cepphus grylle).

Teist hekket hyppig, men spredt i hele undersøkelsesområdet. De største ansamlingene (kolonier) ble observert nord for Haketangen, nordenden av Stellingfjellet og ved Boltodden (tabell 1, fig. 1, vedleggg 1). Teist ble oftest observert liggende på sjøen nær land trolig søkende etter næring.

Polarmåke (Larus hyperboreus).

Polarmåke ble først og fremst observert hekkende i nær tilknytning til krykkje- og polarlomvikolonier. De ble ofte sett hekkende spredt relativt høyt opp i koloniene. Ved Kovalski- og Stellingfjellet ble det imidlertid registrert typiske kolonier av polarmåker. Disse koloniene lå i de laveste og minst bratte deler av fuglefjellet og var begrodd med grønt gress. Unge, ikke hekkende fugl oppholdt seg i større ansamlinger på stranden under koloniene .

Lunde (Fratercula arctica).

Lunde ble bare observert som enkeltindivider i luften og på sjøen. De hyppigste observasjonene ble gjort ved nordenden av Kvalhovden og utenfor Hedgehogfjellet.

Ærfugl (Somateria mollissima) og Praktærfugl (Somateria spectabilis).

Bare ved få anledninger ble det observert ærfugl som var stasjonære på sjøen eller på land. Stasjonær (trolig hekkende) ærfugl ble sett ved Ljosoddenlaguna og ved Boltodden i Kvalvågen. Flokker på 5 og 27 praktærfugl ble dessuten sett på sjøen utenfor henholdsvis Markhambreen og Jemelianovbreen. Det ble forøvrig sett til dels store mengder flyvende fugl av begge arter som var på vei sydover langs kysten. De fleste flokkene bestod av begge kjønn, og eklipsedrakt ble observert. Få observasjoner ble gjort på strekningen fra Sørkapp til Stepanovfjellet tidlig i perioden (25.- 27. juli), men trekkende ærfugl og praktærfugl ble mer hyppig registrert i området rundt Kvalvågen (28.- 31.juli). Den 30. og 31. Juli foregikk det til tider et kontinuerlig sydlig trekk utenfor Kvalvågen.

Andre observerte arter:

Ismåke (Pagophila eburnea): Sørkapphytta (1 ind.), Haketangen (1 ind.), Kovalskifjellet (1 ind.), Stellingfjelet (2 ind.), Ljosoddenlaguna (1 ind.)

Storjo (Stercorarius skua): Stellingfjellet (6 ind.), Belcher-Stepanovfjellet (1 ind.), Kvalhovden (6 ind.)

Polarjo (Stercorarius pomarinus): Kvalhovden (1 ind.)

Tyvjo (Stercorarius parasiticus): Stellingfjellet (2 ind.), Boltodden (2 hekkende par).

Havelle (Clangula hyemalis): Belcherfjellet (1 ind.), Ljosodden (1 hekkende par).

Kortnebbgås (Anser brachyrhynchus): Schønrockfjellet (25 mytende ind. på stranden), Ljosodden (12 mytende individer på stranden).

Ringgås (Branta bernicla): Mørkodden ved Rørenbukta (12 ind. i ferskvannsdam)

Rødnebbterne (Sterna paradisaea): Haketangen (2 ind.), Schønrockfjellet (3 ind.), Ljosoddenlaguna (30 hekkende par).

Fjæreplytt (Calidris maritima): Ljosodden (1 ind.), Boltodden (2 ind.).

4.2 Helikopterforstyrrelser, steinras og predasjon ved fuglefjell.

Det ble ved to anledninger observert helikoptertrafikk ved Stellingfjellet (26. og 27. juli). Et helikopter kom fra nord og fløy sydover langs kolonien i en avstand av ca. 500 meter. Det andre kom fra syd-øst inn mot sydenden av kolonien for så å dreie bort i en avstand av ca. 300 meter (avstand vanskelig å estimere). Det var sydøstlig bris begge dager. I begge tilfeller flyktet enorme mengder polarlomvi vekk fra kolonien. Helikopteret som kom fra nord kunne høres lenge før det var synlig. Fuglene reagerte på lyden og flyktet en god stund før helikopteret var synlig. Fuglene fløy et stykke ut

fra kysten, for så gradvis å vende tilbake ved å fly i sirkler inn mot kolonien. Et tilsynelatende normalt antall fugl i luften (derfor trolig også i kolonien) var først reetablert etter ca 15 min. Observatørenes avstand til kolonien var for stor til å observere i hvilken grad det var hekkende fugl som flyktet. Selv om antallet fugler som fløy ut av kolonien var stort, var det ikke visuell merkbar reduksjon av fugler i kolonien. En tur langs foten av kolonien etter helikopterbesøkene kunne ikke avsløre ekstraordinære mengder med død fugl.

I området under kolonien ved Kovalski- og Stellingfjellet ble det observert betydelige mengder død polarlomvi (anslagsvis 5-10 døde polarlomvi per 100 meter). Etter et steinras, som trolig var utløst av sterk vind, ble det funnet 28 nydøde voksne polarlomvi (> 1 år gamle) innenfor en strandlinje på 200 meter. Lyden av steinras fikk, selv fugler som oppholdt seg langt unna steinraset til å flykte. Det ble ved flere anledninger sett skadet polarlomvi i standkanten og i steinura under kolonien etter raset.

Polarmåkene i området forsøkte å bære med seg død eller skadet fugl ned til strandkanten for å spise den der. Etter det nevnte steinras var så mye som 100 polarmåker samlet på stranden. Det ble ikke observert polarrev (Alopex lagopus) under de undersøkte fuglefjellene. Ved søking etter polarrevspor, ble imidlertid spor etter et individ sett i sanden ved foten av Stellingfjellet.

4.3 Ærfugl- og gjessobservasjoner (medio september).

Områdene som er undersøkt fra fly og helikopter i september er avmerket i figur 2 og antall observasjoner er gitt i tabell 2. Den effektive observasjonstid under takseringene var 4 timer og 10 minutter med helikopter og 26 min med fly. Strekningen Kapp Lee - Kvalpynten var den eneste strekningen hvor fly ble benyttet.

Ærfugl: Av tabell 2 ser vi at ærfugl ble hyppig registrert på vestkysten av Spitsbergen og ned til Sørkappområdet. På østsiden nord for Sørkapp og nordover til Teiknarneset (syd for Agardhbukta) ble imidlertid ubetydelige mengder observert. Vidre nordover langs Spitsbergen og langs vestkysten av Barentsøya og Edgeøya ble det gjort hyppigere observasjoner. Observasjonen viser at ærfuglflokkene i

området rundt Sørkapp og vestsiden av Spitsbergen hadde en signifikant forskjellig kjønnsfordeling (2140 ♂♂ - 3085 ♀♀/juvenile) i forhold til flokkene i områdene nordøst i Storfjorden (3325 ♂♂ - 981 ♀♀/juvenile), (tabell 2), (χ^2_1=1260, p<0.001, Chi-kvadrat-test). I nordlige deler av Storfjorden var det en signifikant større andel hanner enn hunner i flokkene (U=10.5, p<0.001, Mann-Whitney U-test). Rundt Sørkapp var forholdet omvendt selv om forskjellen ikke var signifikant (U=1.7, p=0.2).

En sammenligning av feltestimater for ærfuglflokker på mindre enn 200 ind. med nøyaktige tellinger på fotografier av de respektive flokker, viste en gjennomsnittlig underestimering av feltestimater på 12%.

Det var bare i området rett syd for Hornsund at det ble gjort sikre observasjoner av praktærfugl. Det ble her sett 3 tette flokker (liten avstand mellom individene). Noen av observasjonene som ble registrert som ærfugl, ble ikke observert på nært hold, og kunne derfor teoretisk ha vært praktærfugl. Disse flokkene hadde imidlertid en mye løsere struktur enn den observert for praktærfugl. Dunøyane og Sørkappområdet hadde store områder med potensielle ærfuglhabitater. Områdene ble imidlertid bare dekket med en transektlinje langs land (se metoder), og et ukjent antall fugl lenger ut kan ha blitt unnlatt fra registrering.

<u>Gjess:</u> Tabell 2 viser at Sørkappområdet og tilstøtende områder på vest- og østsiden av Spitsbergen inneholdt betydlige mengder gjess. De mest oppsiktsvekkende observasjonene av gjess ble gjort på Sørflya nord-øst for Sørneset av en flokk på minimum 2500 kortnebbgjess. Ingen observasjoner ble gjort på østsiden av Spitsbergen fra Kikutodden og nord til Wichebukta (tabell 2). Betydelige mengder gjess ble også observert på vestkysten av Barents- og Edgeøya. I motsetning til ærfugl som ble observert på sjøen, ble gjess, når de ikke var skremt, observert i strandsonen og inne på land. Det faktum at takserings-linjen først og fremst ble lagt over sjøen, i tillegg til at gjess er godt kamuflert mot bakken, antyder at de oppgitte tall er absolutte minimumstall.

Andre observasjoner: Foruten mindre observasjoner av storjo, tyvjo, havelle, alkefugl og smålom, ble det observert en stor flokk krykkjer (> 6000 ind.) ved Russebukta vest på Edgeøya.

5 DISKUSJON

5.1 Koloniregistrering

Norderhaug et. al (1977) presenterer grove estimater på mellom 10 000 og 100 000 individer polarlomvi for hver av koloniene i Kovalski- og Stellingfjellet. Dette sammenfaller med vårt tall for Kovalskifjellet (37 000 ind.), men er lavere en årets estimater fra Stellingfjellet (150 000 ind). Mehlum & Fjeld (1987) presenterer et estimat på 8280 individer polarlomvi for Stellingfjellet, 8650 par for Kovalskifjellet og 800 ind. for Stepanovfjellet. Dette er radikalt lavere enn våre estimater (tab. 1). Estimatene til Mehlum & Fjeld (1987) er basert på telling av små prøvefelt som er brukt som grunnlag for å estimere hele kolonien. Vi tror denne metoden er vesentlig mer unøyaktig enn den som er brukt i denne undersøkelsen. En sammenligning av tellefelter og koloniutbredelse på referansebilder tatt i de to årene, tyder ikke på så radikale forandringer i kolonistørrelse. Dette sammen med faktorer som grov sjø, presset tidsbudsjett og tåke i øverste deler av koloniene (Palle Jepsen, pers. medd.) gjør at vi velger å se bort fra estimatene for polarlomvi fra 1985. Vi kan likevel ikke se helt bort fra at det har forekommet en bestandsøkning frem til 1987.

Polarlomvi kan sitte i flere rekker bak hverandre på berghyllene i kolonien. Med en skrå observasjonsvinkel opp til fugler som hekker øverst i kolonien, er det derfor trolig at en del fugler har blitt oversett under tellingen. Vi tror derfor at våre tall er et minimumsestimat. Vanskelige telleforhold gjorde at andre delen av Stellingfjellet ble grovere talt enn første delen under årets undersøkelser (se metoder). Dette kan ha resultert i systematisk feiltelling. En sammenligning av tall og felter hvor de to metodene er brukt indikerer imidlertid ikke forskjeller i estimatene.

Den radikale underestimeringen av polarlomvi i 1985 (Mehlum & Fjeld 1987) blir enda mer uforståelig når man tar i betrakning estimatene for krykkje i de to årene. Her er forholdet snudd opp ned ved at estimatene fra 1985 (Mehlum & Fjeld 1987) konsekvent er litt høyere enn de fra denne undersøkelsen. Estimatene er likevel så nær hverandre at de ikke gir mistanke om endringer i hekkebestanden av krykkje.

Mehlum & Fjeld (1987) oppgav en krykkjekoloni på 1000 par ved Sjukovskifjella. Denne ble ikke funnet under våre undersøkelser. Under

undersøkelsen i 1987 ble det imidlertid registrert to store kolonier med polarlomvi i Sjukovskifjella som ikke har vært registrert tidligere (tabell 1, fig. 1).

Mehlum og Fjeld (1987) oppgir nøyaktig posisjon for en polarlomvikoloni ved Kvalvågen som ble registrert av Norderhaug et. al (1977). Denne ble ikke funnet i 1985 (Mehlum & Fjeld 1987) og en nøye leting i 1987 kunne ikke bekrefte spor etter en slik koloni. Vi tror derfor at denne angivelsen bygger på feil feltlokalisering.

5.2 Næringsområder i hekkesesongen

Det eneste stedet hvor alkekonge og polarlomvi med sikkerhet ble observert mens de søkte etter næring, var i Kvalvågen. Det store antall fugl (spesielt alkekonge) som her ble observert dykkende og liggende på sjøen, får oss til å tro at Kvalvågen har spesiell betydning som næringsområde. Observasjoner av dykkende teist utenfor de registrerte koloniene, og av flokker med krykkje foran breer viser imidlertid at også andre deler av kysten har betydning.

Det antas at polarlomvi i området hovedsaklig søker næring langt ut fra kysten (Bradstreet & Brown 1985, Bakken, under bearb.). De begrensede registreringene av flyveretning ut fra koloniene ved Kovalski- og Stellingfjellet sammen med informasjoner inhentet fra båttransekter i august, og september 1987 (Bakken, under bearb.), indikerer at disse koloniene henter næring i syd-østlig retning ut mot ytre deler av Storfjorden. Ved Kvalhovden og Sjukovskifjella observerte vi imidlertid flygende fugl med fisk i nebbet som kom fra nord-øst. Observasjoner fra Kvalpynten fra den andre siden av Storfjorden indikerer et nord-vestlig næringstrekk (Egil Soglo, pers. meddelelse). Dette tyder på et nordlig næringsområde. Det er imidlertid ikke utenkelig at næringsområdene varierer fra år til år i forhold til is- og strømforhold. Hele Storfjorden må derfor betraktes som et potensielt næringsområde for polarlomvi.

5.3 Ungehopping og svømmetrekk.

Etter ca. 21 dager på hyllen foretar polarlomviungene en mer eller mindre vellykket glideflukt ut fra kolonien. Denne "hoppingen" forgår kollektivt og har sin største intensitet rundt midnatt. Nede på sjøen oppholder den voksne hannen seg sammen med ungen. De holder kontakt med hverandre ved hjelp av lydsignaler (Harris & Birkhead 1985). Allerede på kvelden den 30. juli ble de første ungene sett sammen med voksne fugler utenfor kolonien ved Rørenbukta. Ved midnatt den 2. august ble det observert et betydelig antall uthoppede unger ved Stellingfjellet og Kovalskifjellet (Bakken under bearbeiding). Antallet fugler som satt igjen i fjellet var imidlertid ikke synlig redusert, og ungehoppingen hadde trolig ikke nådd sitt høydepunkt. Ut fra dette tror vi ungehoppingen i området når sitt høydepunkt i løpet av de førte 10 dagene av august.

Umiddelbart etter ungehoppingen foretar unger og fortrinnsvis hanner et svømmetrekk ut til gode næringsområder hvor ungen vokser opp (Harris & Birkhead 1985). Registereringer i åpent hav tidlig i august indikerte at svømmetrekket ut fra Kovalski- og Stellingfjellet hadde syd-østlig rettning (Bakken under bearb.). Våre observasjoner fra Rørenbukta og Kvalvågen tyder på en nord-østlig retning. For begge områder, stemmer dette overens med retningen for det observerte næringstrekket hos voksne polarlomvi.

5.4 Helikopterforstyrrelser, predasjon og steinras.

Skadeomfanget av helikopterforstyrrelser i en polarlomvikoloni vil trolig være avhengig av i hvilken grad det er hekkende eller ikke hekkende polarlomvi som flykter fra koloniene. Undersøkelser fra Svalbard i en liten koloni tyder på det siste (Fjeld, under bearbeiding), men man kjenner lite til hvordan dette forholdet er i en stor koloni. Våre observasjoner er ikke tilstrekkelige til å foreta en vurdering av skadeomfanget av de nevnte forstyrrelser.
Den registrerte forstyrrelsen fra helikopter må imidlertid betegnes som betydelig og bør motivere til en nøyere undersøkelse av forholdet.

Ut fra våre observasjoner spiller polarrev en liten rolle som predator ved de registrerte koloniene. Dette kan virke overraskende tatt i betraktning den tilsynelatende store tilgangen på død og skadet

polarlomvi under koloniene, og eventuelle unger på stranden i ungehoppeperioden. Forholdet kan imidlertid ha sammenheng med en stor polarmåkebestand og derfor stor konkurranse, men er trolig også forklart ved geografisk isolasjon. Området under koloniene var isolert fra omliggende områder av breer og bratte fjell på alle kanter. Isforholdene er dessuten ustabile og tilgjengeligheten fra sjøsiden er derfor ikke pålitelig. Dette gjør det vanskelig for eventuelle rever å nå andre områder for å søke alternativ næring. På grunn av den generelt utilgjengelige beliggenheten til polarlomviens reir, vil trolig polarrev ikke være istand til å predatere på egg og rugende fugl. Alkekongens reir ligger imidlertid oftest mer tilgjengelig og direkte predasjon av polarrev er vanlig (NP, upubl. data). Områder rundt alkekongekolonier ble ikke besøkt under denne undersøkelsen.

Polarmåke og til en viss grad storjo var trolig de eneste betydningsfulle predatorene ved de registrerte koloniene. Polarmåke som predaterte på polarlomvi ble hyppig obervert, særlig i forbindelse med steinras. Meget aktiv predasjon foregikk dessuten på polarlomviunger i ungehoppetiden (Bakken under bearb.).

5.5 Ærfugl/gjess registreringer.

I tillegg til at en viss mengde ærfugl kan ha ungått å bli registrert, tyder en generell underestimering ved anslag av ærfuglflokker (12%) på at det reelle antall ærfugl i området er høyere enn takserings-resultatene antyder. Undersøkelsen gjenspeiler likevel en klar trend med hensyn til fordeling av ærfugl. Syd-vestlige deler av Spitsbergen og kystområdene i nordlige deler av Storfjorden er i følge våre observasjoner viktige næringsområder for mytende ærfugl. Disse områdene har også betydning som hekkeområder tidligere på sommeren (Løvenskiold, 1964). På østkysten av Spitsbergen syd for Teiknarneset ble det imidlertid observert minimalt med ærfugl. I dette området har det heller ikke blitt observert hekkende ærfugl (Løvenskiold, 1964), noe som trolig har sammenheng med de relativt brådype farvann på østkysten (Sjøkart 505, Norsk Polarinstitutt, 1983) og derfor dårlige næringsområder for ærfugl. For de flokkene hvor kjønnsfordelingen ble bestemt, fant man en signifikant større andel av hanner i nordlige områder av Storfjorden relativt til områdene rundt og nord-vest for Sørkapp. Dette stemmer også med tidligere observasjoner (Norsk Polarinstitutt, Upubl. data).

Praktærfugl ble med sikkerhet bare observert i området syd for Hornsund (tabell 2). Disse flokkene hadde en markant tettere flokkstruktur en ærfuglflokker. Selv om noen av flokkene med ærfugl som ble observert i Storfjorden ikke ble bestemt ved nærobservasjon av enkeltindivider, tror vi på grunnlag av vurdering av flokkstruktur at praktærfugl ikke fantes i betydlige antall i andre områder enn angitt.

I følge våre observasjoner spiller Sørkapp og tilstøtende områder en viktig rolle som næringsområde for gjess. Kyststrekningen nord-vest fra Sørkapp er dessuten et viktig område for hekkende kortnebbgås på sommeren (Løvenskiold 1964). En del observasjoner av gjess ble også gjort i nord-østlige deler av Storfjorden. Dette sammenfaller omtrentlig med myteområder for ærfugl, og har trolig sammenheng med de grunne farvann og en relativ bred strandsone i disse områdene. Nesten alle observasjoner av gjess ble gjort på land i strandsonen eller på sletter bak. Fordi våre transekter først og fremst ble lagt over vann og fordi gjess er godt kamuflert mot bakken, kan betydelige mengder gjess ha unngått å bli registrert. Vi tror derfor at det reelle tall for gjess i undersøkelsesområdet ligger over det observerte antall.

5.6 Vurderinger av konfliktsituasjoner og tilrådninger.

Ut fra det vi vet, finnes de største forekomstene av hekkende polarlomvi på Spitsbergen innenfor det definerte risikoområdet. Våren 1986 ble det observert store mengder polarlomvi i isråker utenfor de store koloniene (Hansson, 1987). Oljesøl fra rutinemessige utslipp og ulykker vil lett kunne hope seg opp i lommer i isen og bli konsentrert i råker (Griffiths et. al 1987). Avhengig av om det eksisterer åpent vann som blir oppsøkt av sjøfugl i området rundt Haketangen, vil dette kunne skape en konfliktsituasjon. Under uheldige omstendigheter kan derfor selv små utslipp kunne påvirke store deler av bestanden. Konfliktsituasjoner kan spesielt tenkes å oppstå dersom anleggsvirksomhet opprettholder åpent vann som tiltrekker sjøfugl.

Store mengder hvilende polarlomvi på sjøen utenfor koloniene i sommerhalvåret og mytende ærfugl og gjess i kystnære områder om seinsommeren og høsten, viser at alvorlige konfliktsituasjoner kan oppstå dersom et større oljeutslipp skulle drive sydover med strømmen, eller bli ført av vind nordover. Den sydgående strømmen langs østkysten indikerer at de grunne farvannene rundt Sørkapp er spesielt utsatt for opphopning av oljesøl. Generelt vet man lite om

kyststrømmene i risikoområdet, og vi anbefaler at drivbaner for oljesøl blir utarbeidet.

Under polarlomviens svømmetrekk er et stort antall individer samlet på små arealer og et lokalt oljesøl vil derfor kunne få store konsekvenser. Tatt i betrakning at svømmetrekket fra de store koloniene ved Kovalski- og Stellingfjellet passerer i farvannet utenfor Haketangen (Bakken, under bearbeiding), bør det vises spesiel forsiktighet i tiden når svømmetrekket foregår, og båttrafikk bør unngå området.

Fugler som oppholder seg i åpent hav, slik som næringsøkende polarlomvi, er trolig mindre utsatt for oljesøl enn fugler nær kysten. Dette fordi oljesøl her fort blir spredt over et større område (Griffiths et. al 1987).

I følge brev fra Miljøverndepartementet av 1.Juli 1987, er Tundra a/s pålagt strenge restriksjoner når det gjelder lufttransport. Flyvehøyden under transittflygningen skal være minimum 2000 fot, og avstanden fra kysten skal være minst en nautisk mil. Når værforholdene tillater det skal flyvninger (til Longyearbyen) foregå direkte uten å følge kysttraseer. I følge våre observasjoner virker et slikt pålegg rimelig. Så fremt påleggene blir fulgt, tror vi minimale konflikter med fuglelivet vil oppstå.

Dagens regler for ordinær lufttransport krever at all helikoptertrafikk skal foregå minst 500 meter fra hekkekolonier (ifg. forskrifter om forvaltning av vilt og ferskvannsfisk på Svalbard og Jan Mayen, Miljøverndepartementet). Ut fra våre observasjoner anbefaler vi at denne grensen økes betraktelig, og at helikopter-traseer blir lagt vekk fra kysten. Vi anbefaler vidre at skadeeffekten av helikoptertrafikk i store sjøfuglkolonier blir nøyere undersøkt.

6 KONKLUSJON

Strekningen fra Sørkapp til Agardh inneholder trolig de største hekkekoloniene for polarlomvi på Spitsbergen. Området rundt og nord-vest for Sørkapp og nord-østlige deler av Storfjorden er viktige hekke, myte og næringslokaliteter for ærfugl, praktærfugl og gjess. Haketangen med nære områder (10 km) må imidlertid ansees som fattig på fugleliv, med et mulig unntak av sjøfugl som kan være samlet i råker om våren. Rutinemessig helikoptertrafikk og tilfeldig oljesøl i forbindelse med aktivitet på Haketangen vil imidlertid kunne påvirke tilstøtende områder. Noen av de viktigste biotopene for polarlomvi og mytende ærfugl og gjess på Svalbard vil på denne måten kunne bli direkte påvirket.

Generelle bestemmelser for helikoptertrafikk i nærheten av hekkekolonier (langs kysten) bør innskjerpes. Det bør iverksettes ekstra beredskap mot oljesøl om våren når store mengder fugl er samlet i isråker langs kysten (mai), i hekkesesongen (juni-juli), under polarlomviens ungehopping (primo august) og i perioden når gjess og ærfugl er samlet rundt kysten for myting og næringssøk (august-september).

7 REFERANSER

Albers, P.H., 1980. Transfer of crude oil from contaminated water to bird eggs. Environm. Res. 22, 307-314.

Albers, P.H., 1983. Effects of oil on avian reproduction: A review and discussion. pp. 78-97 in :The effects of oil on birds: Physiological research, clinical applications and rehabilitions. A multi-discipline symposium 1982 proc. Tri-state Bird Rescue and Research, Inc., Wilmington, Delaware.

Anderson, D.W. & J.D. Keith, 1980. The Human influence on seabird nesting success: Conservation implications. Biol. Conserv. 18, 65-80.

Bakken,V. Kartlegging av sjøfugl i kystområder av Barentshavet. AKUP (Arbeidsgruppa for Konsekvens Utredninger av Petroleumsvirksomhet) fagrapport utført av Norsk Polarinstitutt, under bearbeiding.

Bradstreet, M.S.W. & R.G.B. Brown. 1985. Feeding Ecology of the Atlantic Alcidae. In: Nettleship, D.N. & T.R. Birkhead (ed.). The Atlantic Alcidae, The Evolution, Distribution and Biology of the Auks Inhabitating the Atlantic Ocean and Adjacent Water Areas. Academic Press INC. (London) LTD., 264-313.

Cairns,D.,1980. Nesting density, habitat structure and human disturbance as factors in Black Guillemot reproduction. Wilson Bull. 92, 352-361.

Fjeld, P.E., G.W.Gabrielsen & J.B.Ørbek. 1987. Helicopter traffic and its effect on a colony of Brünnich´s Guillemots (Uria lomvia) . Norsk Polarinstitutts rapportserie. Under trykking.

Folkestad, A.O. 1983. Sjøfugl og oljesøl. Tapir, Trondheim, 70s.

Fry, D.M., & L.J. Lowenstine, 1985. Pathology of Common Murres and Cassin's Auklets exposed to oil. Arch. environm. Contam. Toxicol. 14, 725-737.

Griffiths, D.J.,N.A.Øritsland & T.Øritsland. 1987: Marine mammals and petroleum activities in Norwegian waters. A review of the literature on the effects of petroleum on marine mammals and recommendations for future research. Havforskningsinstituttets Rapportserie No. 8702.

Hansson, R. 1987. Rapport fra sjøfugltaksering på Sør-Spitsbergens østkyst, 10. og 12. mai 1987. Norsk Polarinstitutt for Tundra a/s, Oslo.

Hansson, R., P.Prestrud & N.A. Øritsland. 1987. Analysesystem for miljø- og næringsvirksomhet på Svalbard. Norsk Polarinst. Rapportserie, 39, 1-289.

Harris,M.P. & T.R.Birkhead. 1985. Breeding ecology of the Atlantic Alcidae. In: Nettleship,D.N. & T.R.Birkhead (eds.). The Atlantic Alcidae, The Evolution, Distribution and Biology of the Auks Inhabitating the Atlantic Ocean and Adjacent Water Areas. Academic Press INC. (London) LTD., 156-204.

Hunt, G.L.Jr. 1976. The reproductive ecology, foods and foraging areas of seabirds nesting on St. Paul Island, Pribilof Islands. Environmental assessment of the Alaskan continental shelf. Annual reports of principal investigatiors. Noaa Environ. Res. Lab., Boulder, Co., 2: 155-270.

Hunt, G.L.Jr. 1987. Off-shore oil development and seabirs: The present status of knowledge and long-term research needs. In: Boesch, D.F. & N.N. Rabalais (eds.). Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier applied science. London.

Johnson, R.A. 1938. Predation of gulls in murre colonies. Wilson Bull. 45, 161-170.

Karlsen, H.E. 1984. Flytaksering av ærfuglflokker langs vestkysten av Spitsbergen. Norsk Polarinstitutts rapportserie. 17A, 10pp.

Leighton, F.A., R.G.Butler & D.B. Peakall. 1986. Oil and arctic marine birds: an assessment of risk. pp 183-215. In F.R. Engelhardts (ed.) Petroleum effects in the arctic environment. Elsevier, Amsterdam.

Loeng, H. 1985. Fysisk-oseanografiske undersøkelser i Barentshavet i forbindelse med konsekvensanalyser av petroleums-virksomhet. Havforskningsinstituttet, Rapport nr. FO 8601, 68 pp.

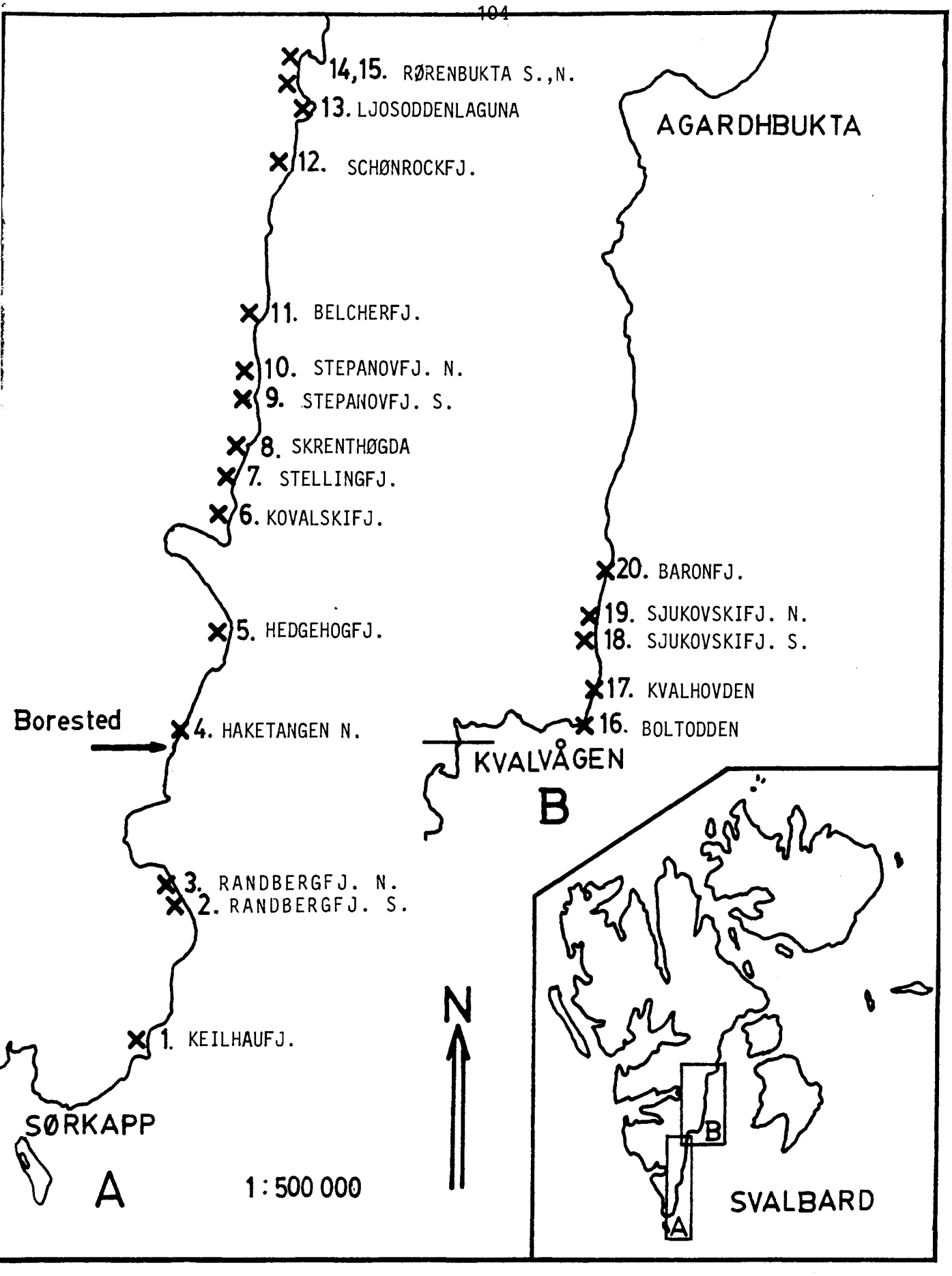
Løvenskiold, H.L. 1964. Avifauna Svalbardensis,(with a discussion on the geographical distribution of the birds in Spitsbergen and adjacent islands). Norsk Polarinst. Skr. 129, 1-460.

Martimen, E.A. 1985. Oljedriftstatistikk på norsk sokkel. Hovedrapport. Technical Report. No 64a, Det norske meteorologiske institutt, Oslo.

Mehlum, F. & P.E. Fjeld. 1987. Catalogue of seabird colonies in Svalbard. Norsk polarinst. rapportserie, 35, 1-222.

Norderhaug, M., K.Brun & G.U. Møllen. 1977. Barenshavet sjøfuglressurser. Norsk Polarinst. Medd. 104, 1-119.

Vermeer, K. 1978. Extensive reproductive failure of Trhinoceros Auklets and Tufted Puffins. Ibis 120, 112.



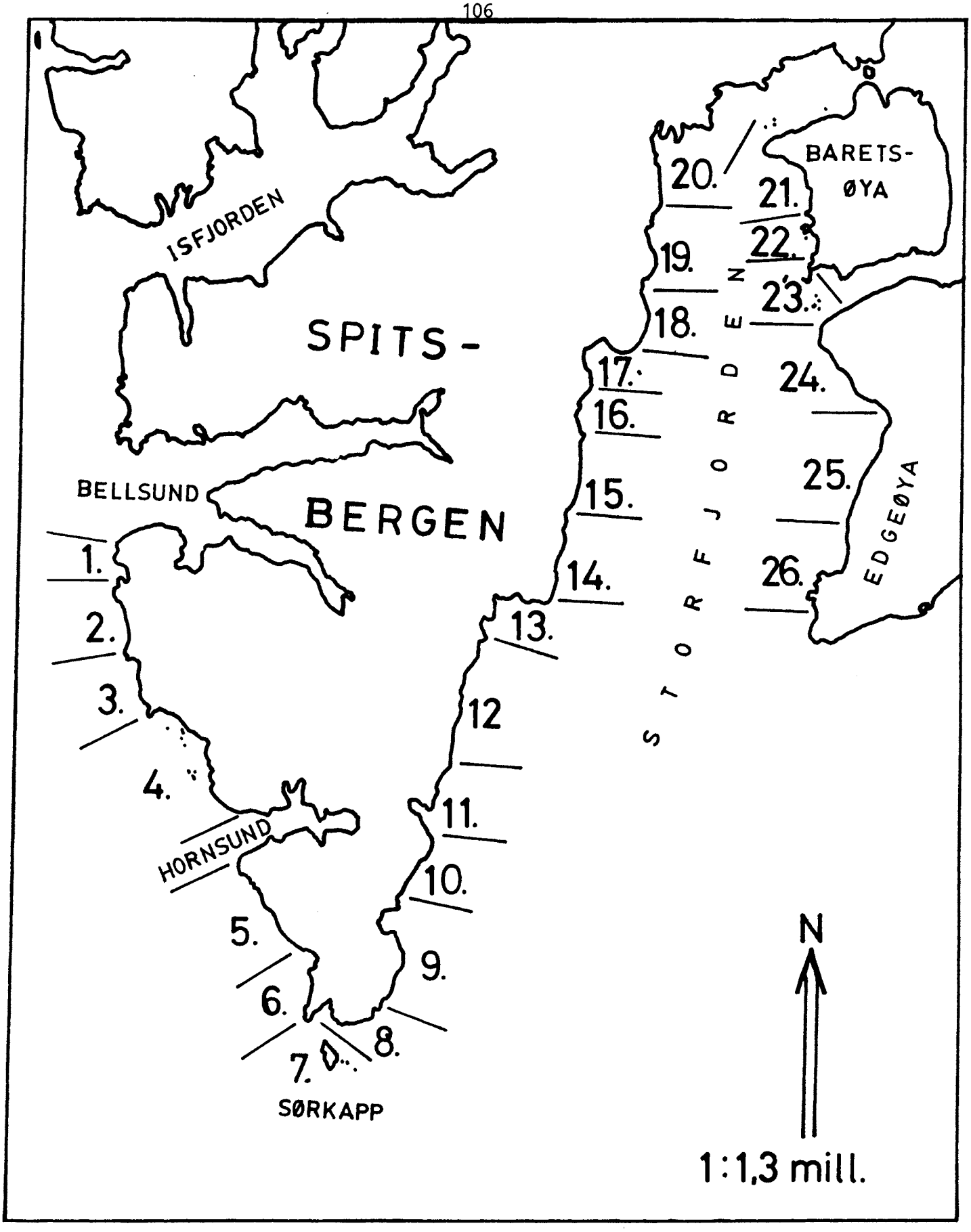
Figur 1:
Undersøkelsesområde med angivelse av hekkekolonier på strekningen Sørkapp til Agardhbukta. Registrerte arter og estimert antall, er angitt i tabell 1. Se vedlegg 1 for nøyaktig lokalitet og utbredelse.

Tabell 1:

Oversikt over registrerte hekkekolonier med estimater, på strekningen fra Sørkapp til Agardbukta på østsiden av Sør-Spitsbergen i slutten av juli 1987. Kartreferansenummer henviser til figur 1 og vedlegg 1.

KART-REF.	LOKALITET	POLARLOMVI	KRYKKJE	ANDRE ARTER
1	Keilhaufj.	-	7600p	polarmåke:10p, havhest:30p
2	Randbergfj. S.	-	510p	havhest:100p, alkekonge (*)
3	Randbergfj. N.	-	-	havhest: 3-400p
4	Haketangen (nord)	-	-	teist: <100i
5	Hedgehogfj.	-	-	alkekonge(*)
6	Kovalskifj.	50000i	3250p	polarmåke:>30p, havhest(*)
7	Stellingfj.	154000i	10450p	polarmåke:>50p, havhest(*)
8	Skrenthøgda	-	-	havhest:100p, teist<100p
9	Stepanovfj. S	5100i	920p	polarmåke(*)
10	Stepanovfj. N	-	-	alkekonge(*)
11	Belcherfj.	-	-	alkekonge, havhest (*)
12	Schønrockfj.	-	-	alkekonge(*)
13	Ljosoddenlaguna	-	-	rødnebbterne: 30p
14	Rørenbukta S	520i	-	alkekonge, havhest(*)
15	Rørenbukta N	4380i	150p	
16	Boltodden	-	-	teist: <100i
17	Kvalhovden	-	-	havhest,lunde,polarmåke(*)
18	Sjukovskifj. S	10000i	500p	polarmåke(*)
19	Sjukovskifj. N	9000i	-	havhest,polarmåke (*)
20	Baronfj.	-	-	alkekonge,polarmåke (*)

i=individer, p=par, (*)=antall ikke estimert



Figur 2:
Undersøkelsesområde for flytaksering av ærfugl og gjess i september. Tall på figuren refererer til soneinndeling med tilhørende takseringsresultater som er angitt i tabell 2.

Tabell 2:

Registrert antall fugl i kystsonen rundt Storfjorden og langs sydlige del av Vest-Spitsbergen. Antall fugl er oppgitt for delsoner i samsvar med kart-referansenummer (Fig.2).

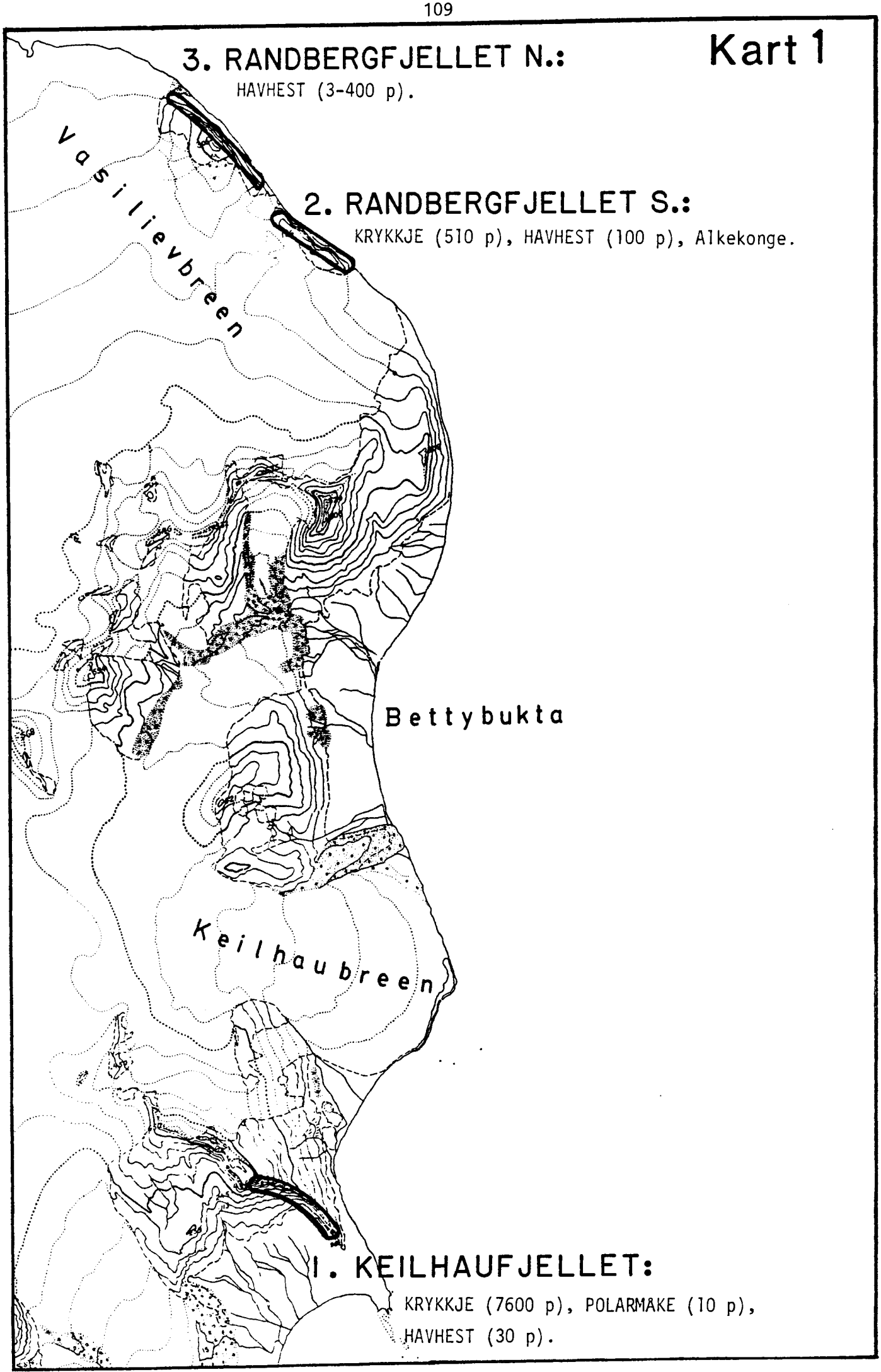
KART REF.	LOKALITET	ÆRFUGL ♂♂	♀♀/juv.	?	sum	ANDRE ARTER
1	Tomtvika → Ispynten	480	140	-	620	
2	→ Storvikflya	330	730	-	1060	
3	→ Kapp Borthen	40	310	2940	3290	
4	→ Wilczeodden	110	-	250	360	14 storjo
5	Hornsundneset → Stormbukta	120	210	1800	2130	2500 praktærfugl
6	→ Øyrlandsodden	520	560	20	1100	50 gås sp.
7	→ Sørkapp → Skjeodden	340	1060	220	1620	70 HK,15 RG,70 KN,150 gås sp.
8	→ Kikutodden	100	45	-	145	>2500 KN, 70 HK
9	→ Haketangen	100	30	-	130	
10	→ Davidslaguna	-	-	-	0	
11	→ Stepanovfjellet	15	15	-	30	
12	→ Rørenbukta	-	-	-	0	
13	→ Boltodden	4	-	-	4	
14	→ Osbornfjellet	-	-	-	0	
15	→ Teiknarneset	240	20	-	260	
16	→ Kapp Dufferin	210	50	-	260	
17	→ Revnosa	340	450	270	1060	16 havelle
18	→ Dunerbukta	280	20	-	300	
19	→ Teistpynten	545	15	-	560	
20	→ Wichebukta	60	11	-	71	25 KN, 3 alkefugl sp.
21	Mistakodden → Duchwitzbr.	380	50	-	430	15 KN
22	→ Barkamodden	200	110	-	310	20 KN, 35 havelle
23	→ Sandbukta	200	92	-	292	
24	Kapp Lee → Diskobukta	60	5	40	105	
25	→ Russebukta	560	6	70	636	3 tyvjo, ~6000 krykkje
26	→ Kvalpyntfjellet	250	132	330	712	30 KN, 1 smålom
	Sum total	5484	4061	5940	15485	

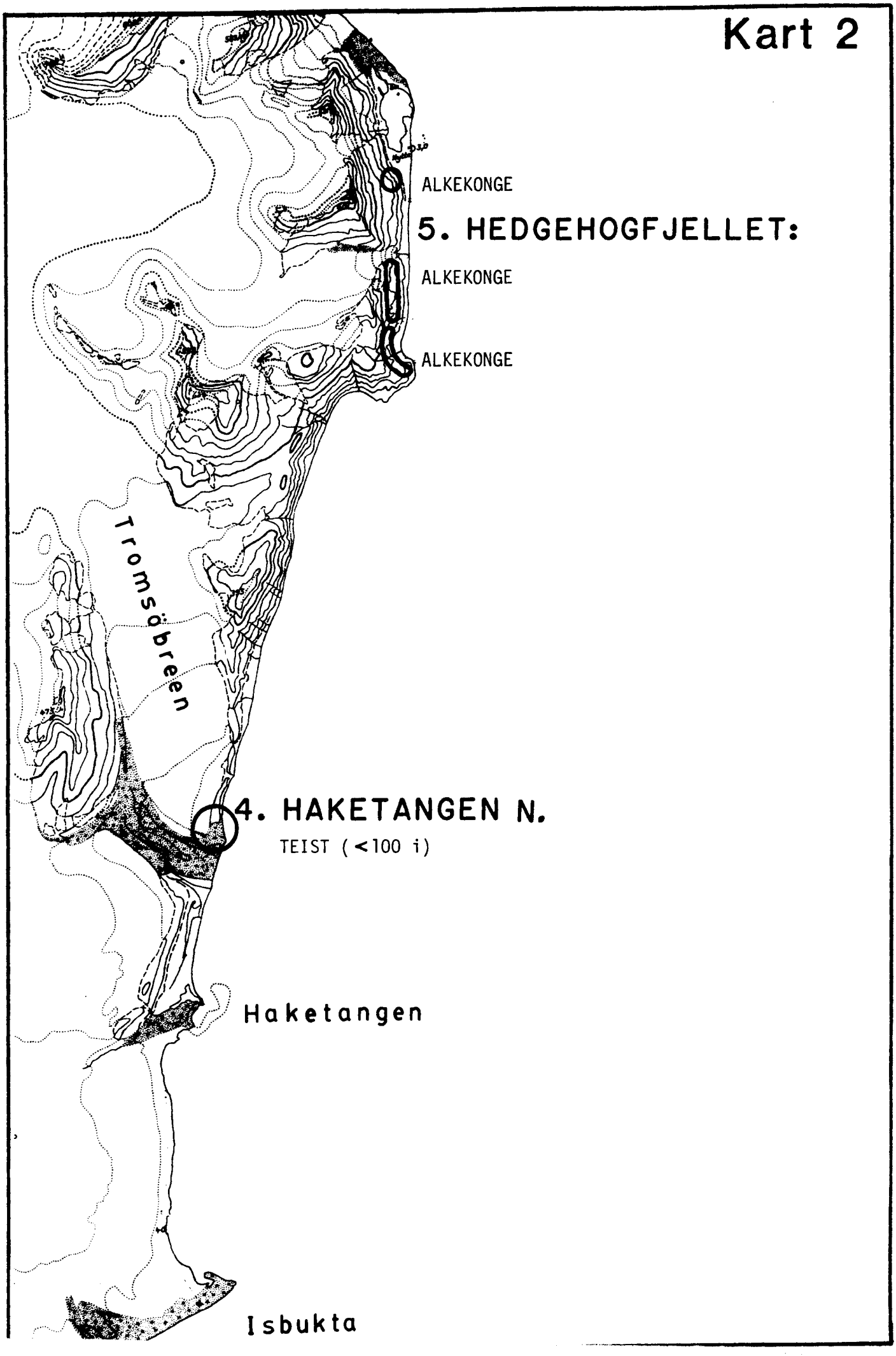
KN = Kortnebbgås, RG = Ringgås, HK = Hvitkinngås, sp. = art ukjent.

? = kjønn ukjent, Juv.=juvenile.

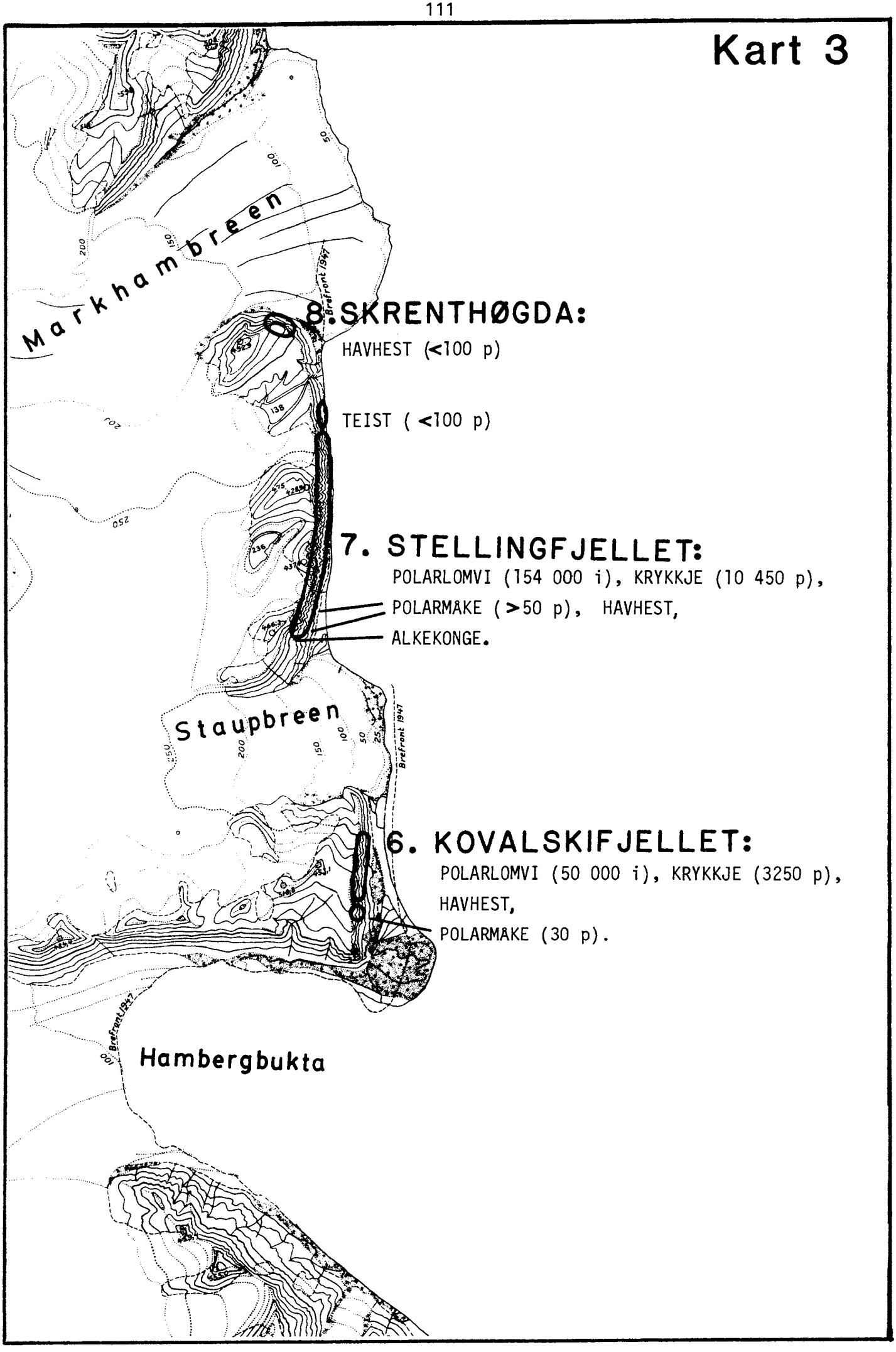
VEDLEGG 1:

Detaljkart (1:70 000) over undersøkelsesområdet for koloniregistreringen (ultimo juli). Kartene (1-6) følger fra syd mot nord, og dekker kun områder hvor kolonier er registrert. Nøyaktig koloniutbredelse er inntegnet, og estimater angitt der det finnes. Lokalitetsnummer refererer til tabell 1. Kartene er forminskede kopier av NP´s 1:50 000 kart (henholdsvis kart F14, F13, F12 og G11).

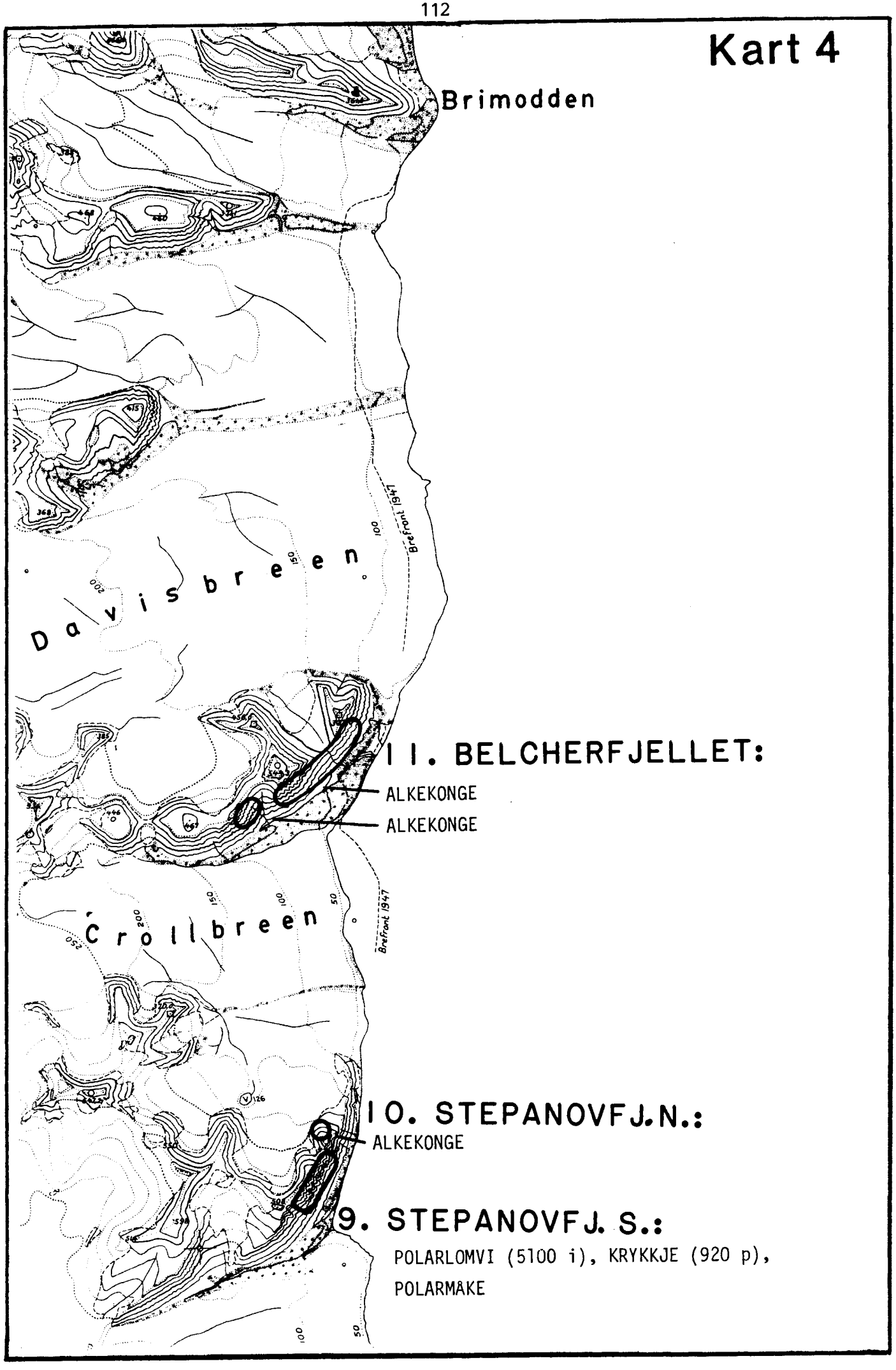

Kart 1
3. RANDBERGFJELLET N.:
HAVHEST (3-400 p).
Vasilievbreen
2. RANDBERGFJELLET S.:
KRYKKJE (510 p), HAVHEST (100 p), Alkekonge.
Bettybukta
Keilhaubreen
1. KEILHAUFJELLET:
KRYKKJE (7600 p), POLARMAKE (10 p),
HAVHEST (30 p).

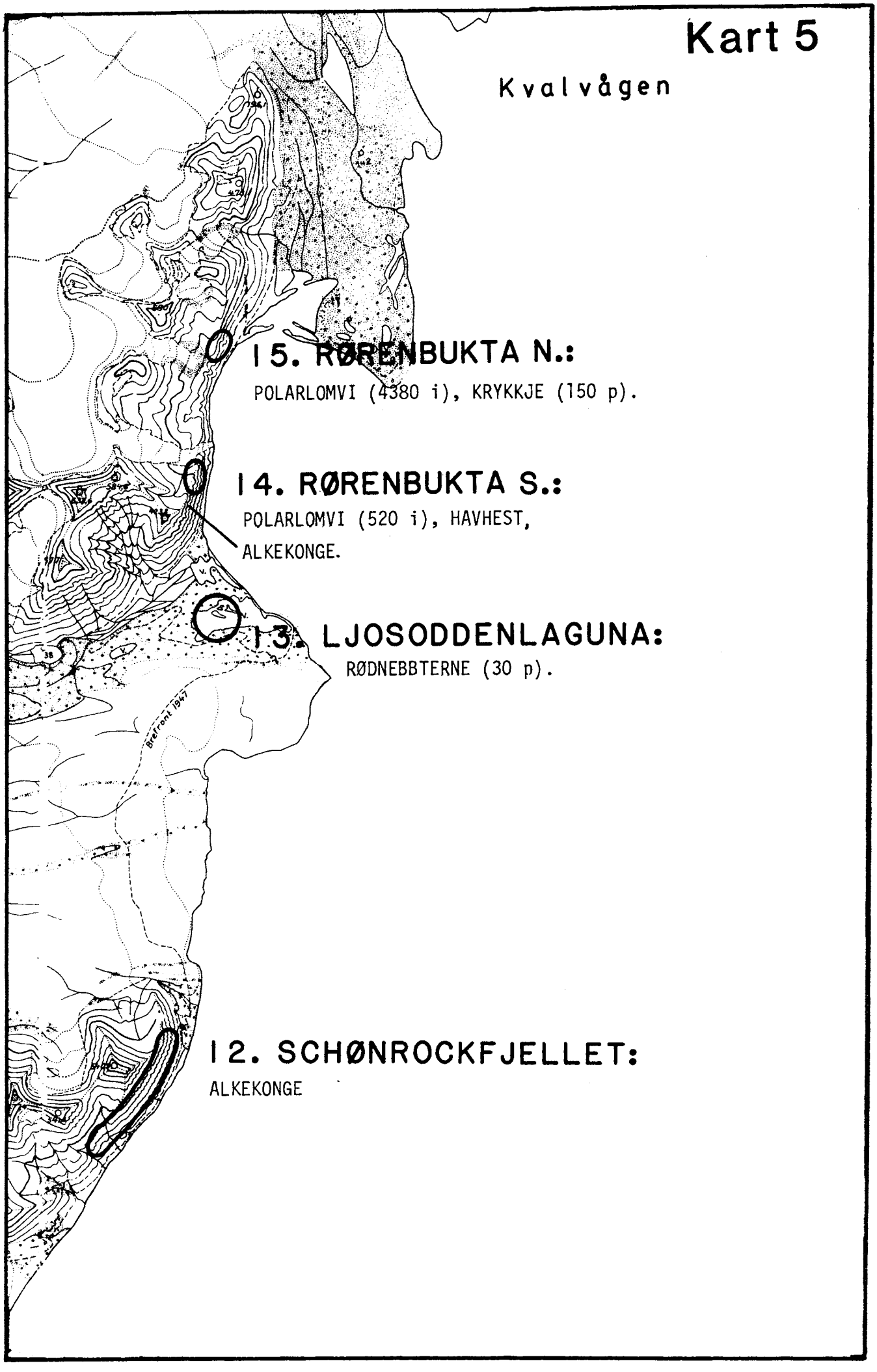

Kart 2
ALKEKONGE
5. HEDGEHOGFJELLET:
ALKEKONGE
ALKEKONGE
Tromsøbreen
4. HAKETANGEN N.
TEIST (<100 i)
Haketangen
Isbukta

Kart 3

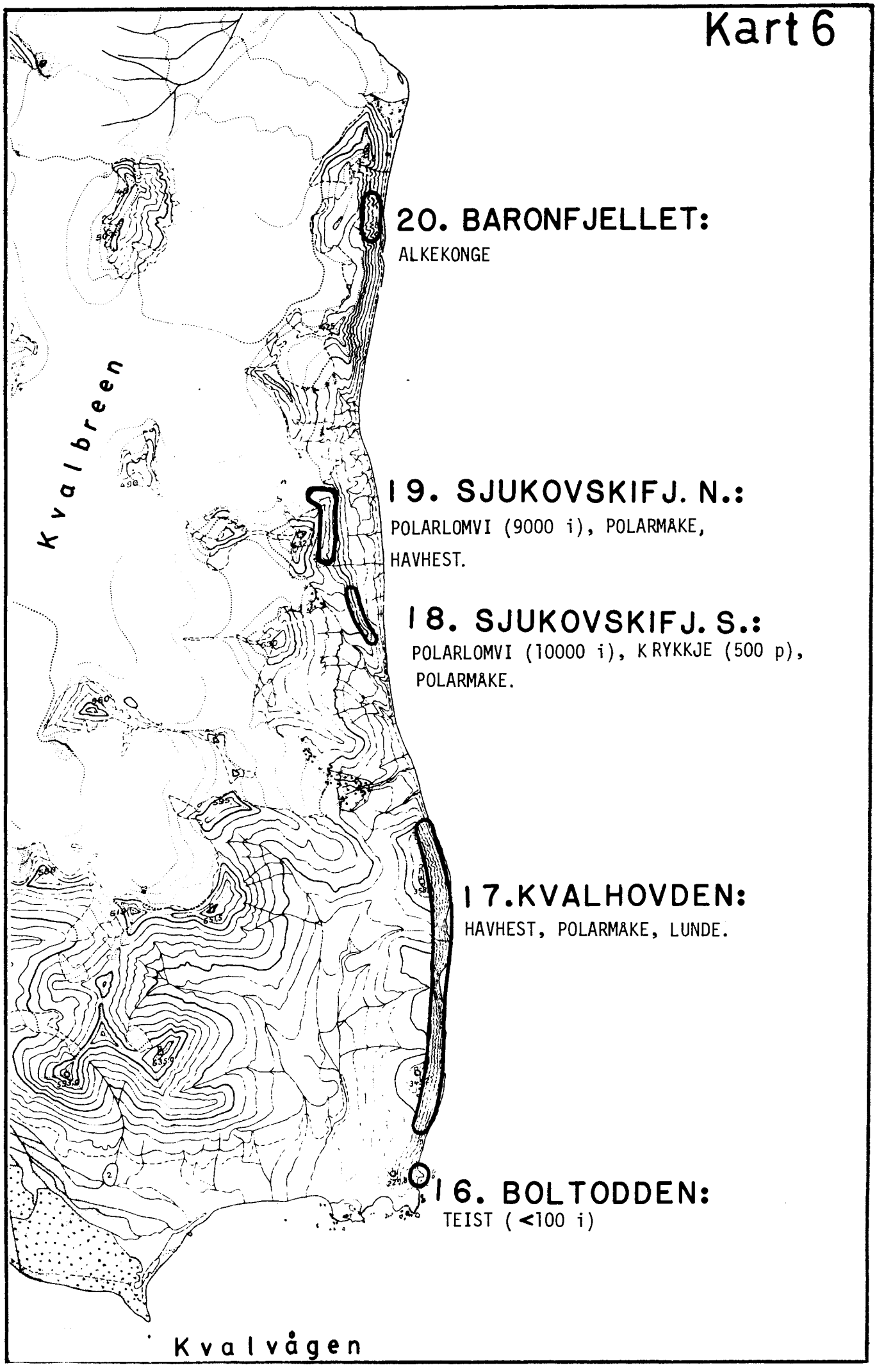

Markhambreen
Staupbreen
Hambergbukta
Brefront 1947
8. SKRENTHØGDA:
HAVHEST (<100 p)
TEIST (<100 p)
7. STELLINGFJELLET:
POLARLOMVI (154 000 i), KRYKKJE (10 450 p),
POLARMÅKE (>50 p), HAVHEST,
ALKEKONGE.
6. KOVALSKIFJELLET:
POLARLOMVI (50 000 i), KRYKKJE (3250 p),
HAVHEST,
POLARMÅKE (30 p).

Kart 4


Brimodden
Davisbreen
Bretrontl 1947
11. BELCHERFJELLET:
ALKEKONGE
ALKEKONGE
Crollbreen
Bretrontl 1947
10. STEPANOVFJ.N.:
ALKEKONGE
9. STEPANOVFJ. S.:
POLARLOMVI (5100 i), KRYKKJE (920 p),
POLARMÅKE


Kart 5
Kvalvågen
15. RØRENBUKTA N.:
POLARLOMVI (4380 i), KRYKKJE (150 p).
14. RØRENBUKTA S.:
POLARLOMVI (520 i), HAVHEST,
ALKEKONGE.
13. LJOSODDENLAGUNA:
RØDNEBBTERNE (30 p).
Bræfront 1947
12. SCHØNROCKFJELLET:
ALKEKONGE

Kart 6



20. BARONFJELLET:
ALKEKONGE

19. SJUKOVSKIFJ. N.:
POLARLOMVI (9000 i), POLARMÅKE, HAVHEST.

18. SJUKOVSKIFJ. S.:
POLARLOMVI (10000 i), KRYKKJE (500 p), POLARMÅKE.

17. KVALHOVDEN:
HAVHEST, POLARMÅKE, LUNDE.

16. BOLTODDEN:
TEIST (<100 i)

KAPITTEL 4

Per Espen Fjeld, Geir Wing Gabrielsen and Jon Børre Ørbæk

Noise from helicopters and its effect on a colony of Brünnich´s Guillemots (Uria lomvia) on Svalbard.

Per Espen Fjeld and Geir Wing Gabrielsen
Norwegian Polar Research Institute
Rolfstangveien 12
1330 OSLO LUFTHAVN

Jon Børre Ørbæk
Dep. for Cosmic Physics
Univ. of Oslo
P. O. Box 1038 Blindern
0315 OSLO 3

Table of contents

1. INTRODUCTION

The Brünnich's Guillemots (Uria lomvia) and Kittiwakes (Rissa tridactyla) are among the most numerous seabird species in the Barents sea. On Svalbard these colonial species breed on small ledges of steep cliffs. While Kittiwakes build nests, Brünnich's Guillemots lay their eggs directly on the ledges, and hold eggs and chicks upon their feet while incubation or brooding. Disturbances, causing the incubating or brooding adult to leave the nest or ledge, may result in loss of eggs and chicks. The Brünnich's Guillemot, which incubates or brood their egg/chick upon their feet are most likely to be the most vulnerable to sudden disturbances. Such disturbances may be cracking ice bergs, falling stones, passing predators or passing of helicopters or fixed-wing aircraft. It is reported from the Pribilof Islands, Alaska, that aircrafts flying near colonies of cliff-nesting seabirds caused considerable loss of egg and chick for Common Guillemots (Uria aalge) (Hunt 1987). On Nunivak Island, Alaska, an approaching helicopter resulted in the departure of Kittiwakes, Guillemots and Puffins (Fratercula arctica) from the breeding colonies, but no loss of eggs/chicks was registrated (Hunt 1987). Similar observations was made at Coburg Island and Cape Hay, Canada, where "thousands" of Brünnich's Guillemots left the cliffs during the passing of helicopter or aircraft. In one instance a fixed-wing aircraft caused several birds to leave the cliffs, and eggs and chicks were observed falling to the sea (Hunt 1987). On Farallon Islands, the least accessible Common Guillemot colony site in central and northern California, it was necessary for aircraft to remain above 300m and 100m laterally from the colonies in order to avoid flushing birds. Hunt et al. (1978) attempted a series of experiments with helicopters flying close to

Guillemot colonies at Pribilof Islands. When flying direct towards the cliff, Guillemots left when the helicopter was 180-250 m from the cliff. Passes parallel to the cliffs caused no reaction at 400-350 m, at 250-200 m moderate numbers left and at 200-180 m Guillemots streamed from the cliffs. At Buchan in Scotland seabird colonies were observed before and after the passage of aircraft and helicopters (Dunnet 1977). The only reaction registered was among groups of non-breeding Kittiwakes that took flight. When the aircraft came directly over the colony at a height of approximatly 150 m only about 10 Common Guillemots and 15 Kittiwakes left the colony of about 140 breeding pairs of Kittiwake and 150 individuals of Common Guillemots. There was an intensive traffic of aircraft and helicopters in the Buchan area which raises the question wether seabirds can habituate to such a disturbance. The largest Common Guillemot colony in California is situated one km off the end of Crescent City Airport. Navy jets passing Common Guillemot colonies near Trinidad caused no mass panic (Hunt 1987). Aircraft disturbance is frequent near Guillemot colonies at Bluff in Alaska, and these birds do not react to fixed-wing aircraft nor helicopters flying close to the cliffs (Hunt 1987).

The above observations indicates that seabirds was habituated to flying aircraft and helicopters. Nevertheless a decrease in production of chicks is likely to be the result in the period before the birds become habituated to such disturbance. There are differences among species in their reaction to disturbances and there might be differences within a species depending on geographical region, colony size, status of the bird (breeder or non-breeder) and time of season. At Svalbard there are few observations of seabirds reaction to aircraft. Colonies of nesting seabirds are protected against disturbance by the Environmental Regulations for Svalbard. From 1 April to 31 August it is forbidden to fire a shot, or to use a ship´s

hooter within a distance of 1 km from colonies. It is also forbidden to fly within a distance of 500 m from colonies (Environmental Regulations for Svalbard, 14).

The air traffic on Svalbard is dominated by helicopters, and during the last years there has been an increase in this traffic. Further increase is expected, especially if the present gas and oil exploration turns out to be successful. Before new regulations for this air traffic can be made, it is important to get exact knowledge about the effect of such disturbances on seabird colonies. In the present study the effect of helicopters (sight and sound) was tested in order to see whether the exsisting regulations for minimum distance is appropriate.

The present study was based on experiments with provocation of the birds in colonies by flying helicopter (Bell 212), or by artificial simulated helicopter noise. The study was focused on the Brünnich´s Guillemot which because of its breeding biologi is considered most vulnerable to disturbance. To quantify the level of disturbance, we recorded sound pressure levels (SPL) with microphones. Since birds are able to detect infra sound (Kreithen & Quine 1979), i.e. frequencies below 20 Hz, which also most often dominates the noise spectrum of a helicopter (Bell 212), much effort was concentrated on the registration and generation of low-frequency sound.

The project was financed by Tundra A/S and Statoil on the directions of the Norwegian Ministry of the Environment.

Brünnich´s Guillemots breeds on narrow ledges, and eggs and chicks may fall down if incubating or brooding birds are disturbed. (Photo E. Soglo)

2. GENERAL ASPECTS OF SOUND WAVES

2.1. Acoustical wave propagation.

The intensity of acoustical waves decrease inversely proportional to the square of the distance from the source, as $1/r^2$, for a spherical propagating wave. This gives a 6 dB dampening for each doubled distance of propagation from the source. In special cases of reflecting layers in the atmosphere, caused by temperature gradients and/or winds, a more cylindrical propagation of the sound-wave will be the case (fig. 1). Then the wave will experience only a 3 dB dampening per doubled distance of propagation. The absorption of the wave in air is proportional to the square of the wave frequency, and inversely proportional to the air-pressure. This means that higher frequencies are far more damped over distance than the lower frequencies!

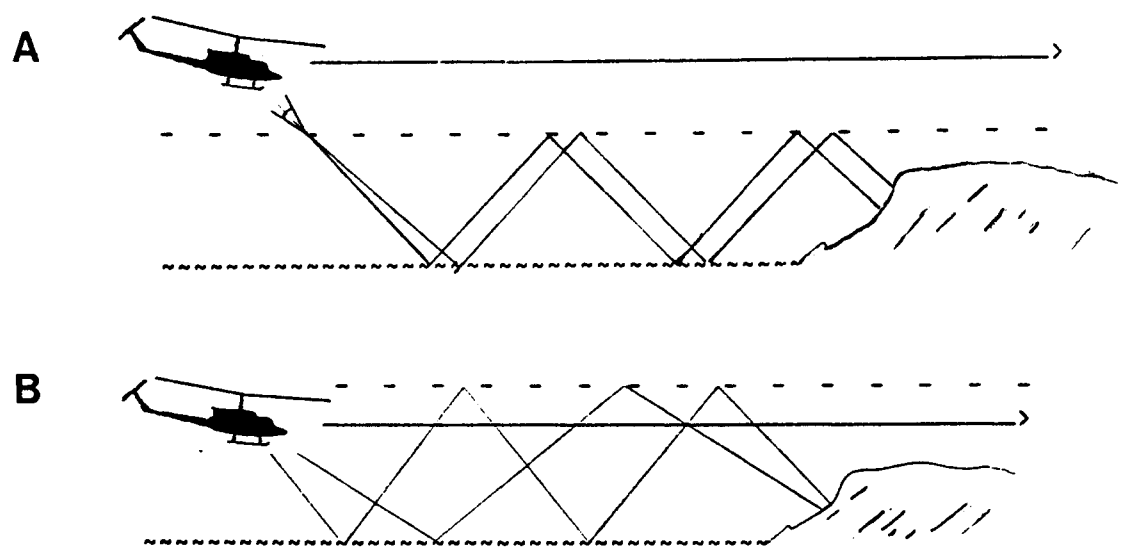


Fig. 1
Examples of possible reflection mechanisms caused by local inversion layers near the ground.

2.2. Infrasound.

Studies of infrasound are still a neglected field. Many of its properties, i.e. generation and propagation mechanisms are still not properly documented. Infrasound is "sound" at very low frequencies, traditionally defined for frequencies from 0.003 Hz to 20 Hz. To man, these frequencies can be perceived at very strong levels, but not with a tonal character. The sources of infrasound are many. Every surface that oscillates with frequencies below 20 Hz, or everything that sets the surrounding air in regular motion or otherwise produces pressure differences in the atmosphere at these frequencies, produces infrasound. This could be vulcanic eruptions, big ocean waves, earthquakes, intense depressions, lightning flashes, aurora activity, jet planes, supersonic planes, special loudspeaker systems, ventilation systems, helicopters, diesel engines, compressors, just to list a few sources. Absorption in air is very low for these long-waved frequencies, which can thus propagate over long distances. The inversion layers always present in the atmosphere (around 50 km to 120 km height), as well as temporary inversions near the ground (up to some km's height), reflect the sound, and makes it possible to propagate up to about 1000 km (FMV 1985, Egeland 1987).

2.3. Sound generation from a helicopter.

The helicopter rotor produces sound by the fluctuating forces that affect the blades. This sound is mainly produced by concentrated eddies along and behind the rotor blades. It can be divided in different components related to the production mechanisms (FMV 1985).

Rotational sound:

This is the sound that directly stems from the fluctuating lifting-and friction-powers that dominate the rotor behaviour. The spectrum of this rotor sound is discrete, with maxima on whole-number multiples of the blade-passage frequency, the first normally below 20 Hz. This is the one responsible for the infrasonic part of the spectrum.

Whirl sound:

This sound is produced by interaction by the rotor blades and the eddies produced by them. This produces a continuous spectrum of frequencies, dominated by audible ones.

Blade bangs:

If the eddy passes very near the next blade, a temporary strong increase in lifting powers is produced. Such regular strain differences on the blades are responsible for the characteristic banging sound, which applies to the whole spectrum of frequencies.

3. STUDY AREA

Experiments were performed at a colony of nesting seabirds located in Kongsfjorden, Svalbard (78^0 56´N 12^0 29´E). The colony is quite small, with about 1300 individuals of Brünnich´s Guillemots and 1400 breeding pairs of Kittiwakes. Distance from Ny-Ålesund, a small comunity at 79^0N, is 11 km and to the nearest regularly used helicopter route there is about 4 km. During a short period in summer, helicopters passes along this route about once a day. The breeding cliffs rise 100m above the sea, and the shape of the cliffs allows observations both from the top and from below, see fig. 5.

4. METHODS

4.1. Biological observations.

The study took place from 20 June to 25 July 1987. The topography of the cliffs and lack of personnel made it impossible to make accurate observations of the whole colony during experiments. Therefore two study plots were used. These plots were observed for a week before start of the experiments, and breeding birds were marked on a sketch of the plots. All birds which were not documented as breeders were counted as non-breeders. From a fixed camera position interval pictures (40 min intervals) were taken for two days to measure the variation in abundance of birds in the colony throughout the day. We caught and colour marked 14 Brünnich´s Guillemots for observation of individual birds´ reactions. Birds were dyed with either picrinic acid or a permanent felt pen. Only picrinic acid lasted for more than a few days.

Prior to each experiment we observed whether the previously registered breeding birds were still present and breeding, and produced a new updated sketch of the study plot. From the fixed camera position we took pictures of each plot during the experiment, using either 5 or 10 sec. intervals. On these pictures the abundance of breeders and non-breeders could be counted exactly throughout a sequence of disturbance.

During each experiment we looked for eggs and chicks falling down and for predation by Glaucous Gull (Larus hyperboreus) on deserted eggs and chicks.

4.2. Registration of sound pressure levels (SPL).

One audio- and one infrasound microphone were placed on the breeding cliffs. The infra and audio sound were digitally measured with the use of a special designed PCM-encoder. The data-signals were then transferred to Ny-Ålesund by a telemetry system. In Ny-Ålesund data were recorded continuously on a video-recorder (fig. 2). These data could then be analysed, giving continuous readout of SPL in dB on each frequency band throughout the experiment (fig. 7). It should be emphasized that the present report is based on the analysis of the audio part of the noise only. Analysis of the infra sound recordings will be perfomed at The Department of Physics, Univ. of Oslo. Analysis will be ready during winter 1988.

The microphones were placed in the bird cliff about 20 m below the birds, and 40 m from the loudspeakers. This difference in distance from helicopter/loudspeakers to the birds and microphones indicates a weaker SPL at the birds than measured. However, since the necessary correction are less than the uncertainties in the SPL-results, the difference are neglected.

Bell 212 helicopters have a rotor rotational frequency of 320 turns per minute. With the two blades, this produce a ground tone frequency of about 10 - 11 Hz. The ground tone can be up to 6 dB stronger than the first harmonic (ab. 21 Hz) (Skaaden 1985, Liszka pers. communication). Thus for the stronger events (where the contribution from the higher frequencies are significant, i.e. helicopter close), the infrasound would not add more than about 1 dB to the total SPL. For the weaker events (long distance to helicopter), the infrasound would add up to about 4 dB to the total SPL.

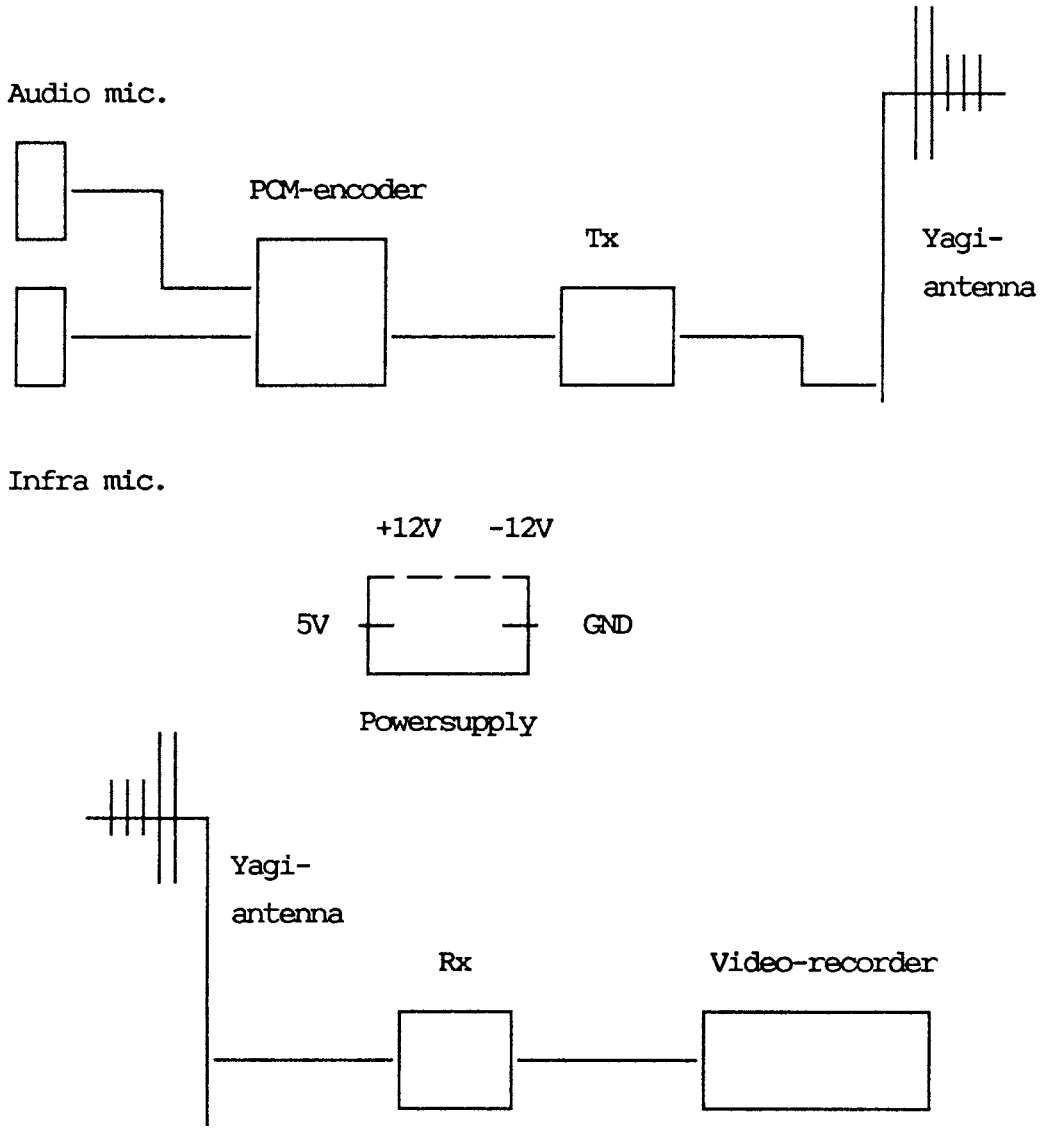


Fig. 2
Equipment used for recording sound pressure levels.

The recording equipment consisted of:

1 microphone for infrasound detection

1 audio-microphone

A PCM-encoder for digital transformation and encoding of the sound.

1 FM transmitter with yagi antenna.

1 FM receiver with receiving antenna.

2 120 AH batteries

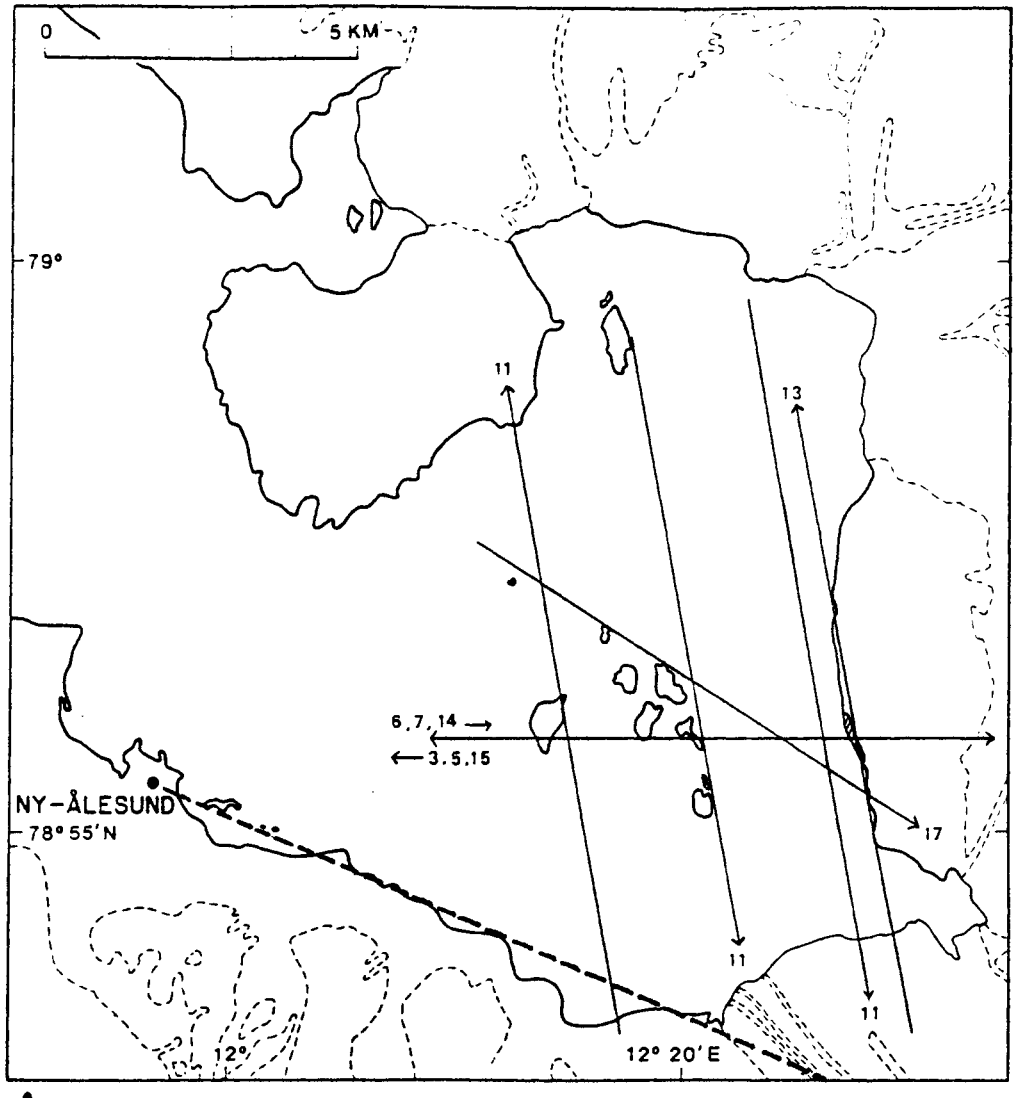
1 video-recorder

2 120 AH Car-batteries.

4.3. Helicopter Bell 212 flights.

A helicopter (Bell 212) was hired when it visited Ny-Ålesund and used in most experiments. A route was set up including speed, direction, altitude and number of flights. Routes of each flight are given in fig. 3. A person in the helicopter, acted as flight supervisor, instructing the pilots and maintaining radio contact with the persons responsible for the biological registering and the recording of SPL. In this way we could have an exact timing of each phase of the experiments, and not have to estimate the distance to a helicopter based on the different SPL recordings. Knowing the time for each event, we would also know the precise position of the helicopter after the sound speed had been taken into consideration. In order to see if it was possible to estimate the distance to a helicopter from the registrated SPL we made some references flights with certain directions and speed. Two of these flights were recorded for use in the simulation experiments, one when the helicopter was approaching from 2 km away and passing 10 m from the microphones and one when the helicopter was hovering 10 m from the microphones. A detailed description of each flight are given in the appendix (9.3). In one experiment we used a two engined turboprop fixed wing aircraft (Partinavia).

Fig. 3
Map over the study area with the helicopter flights.



: The colony of Brünnich's Guillemots studied.

: Helicopter routes used in the experiments. Numbers indicates experiment no.

: Regular helicopter flight route to Ny-Ålesund.

4.4. Simulation of helicopter noise.

With the use of two loudspeakers (audio and infra), tape-recorder and amplifier, we could simulate helicopter noise, and with an equalizer we could also emphasize different frequencies of the generated sound (fig. 4).

In Ny-Ålesund we made two separate recordings of helicopter sound. The recording of the helicopter approaching the microphones was used to simulate a helicopter that slowly approached the colony of seabirds, i.e. slowly increasing SPL. The other recording, of the helicopter hovering 10 m from the microphones, simulated a sudden appearance of a helicopter flying over the colony from behind, i.e. SPL starts at maximum.

As a helicopter approaches the bird cliff from far away, the frequency/amplitude distribution of the sound changes continuously because of the favourable propagation conditions for lower frequencies. This phenomenon makes the simulation experiments very difficult, because it is impossible to reproduce this process correctly. The recordings on tape contain the right frequency/amplitude information, but the problem is to reproduce it from a fixed point (a loudspeaker). These facts should then indicate that that a simulation of a helicopter approach far away should emphasize the lower frequencies (the infrasound), and put about the same emphasize on the higher and lower frequencies for a simulation of a sudden appearance of a helicopter.

We also tried to get some information on reaction to high vs. low frequencies. The simulation experiments were therefore separated into experiments with the lower frequencies amplified, and experiments with the higher frequencies amplified. Because of a comparatively weak sound system , the different experiments were carried out in such a way that the power generated was as high as possible each time. The

most realistic one would then be the lower frequency part of the slow approach experiment. To get more powerful experiments all in all, both the slow approach and the sudden approach experiments were also done with all frequencies maximally amplified. The simulation experiments perfomed were thus:

Exp. no.	Type of experiment
1	Slowly approach of a helicopter. Whole frequency spectrum.
2	Sudden approach of a helicopter. Whole frequency spectrum.
4	Sudden approach of a helicopter. Higher frequency part.
8	Sudden approach of a helicopter. Lower frequency part.
9	Slowly approach of a helicopter. Higher frequency part.
10	Slowly approach of a helicopter. Lower frequency part.
12	Sudden approach of a helicopter. Whole frequency spectrum.

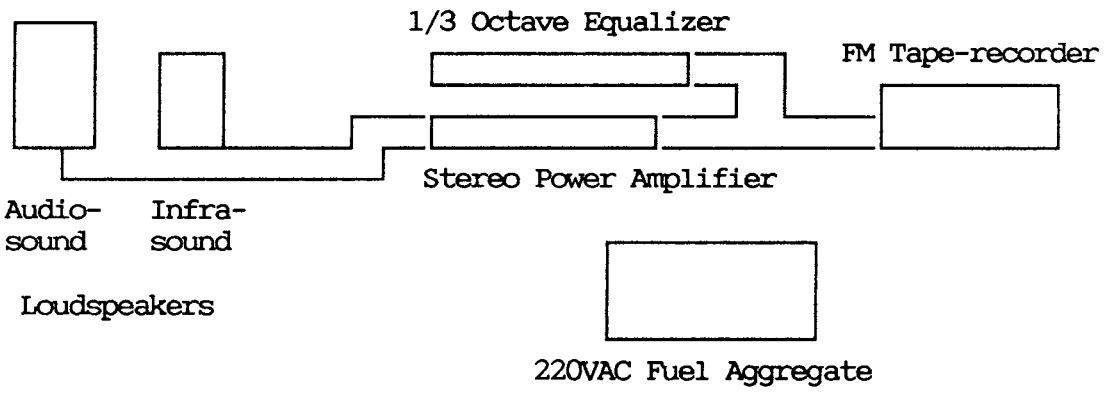


Fig. 4
Equipment used to simulate helicopter sound. This consisted of:
1 FM Tape-recorder, 7 channel Racal Store 7DS.
1 Rane ME 30 one channel 1/3 octave equalizer, 25 Hz to 20 kHz.
1 C Audio CA 1 Stereo Power Amplifier, 2 x 80W (8).
1 150W RMS Professional Audio Loudspeaker 8 .
1 100W Infrasound "Home-made" Loudspeaker 8 .
1 Power Supply, 800W, 220 VAC Aggregate.

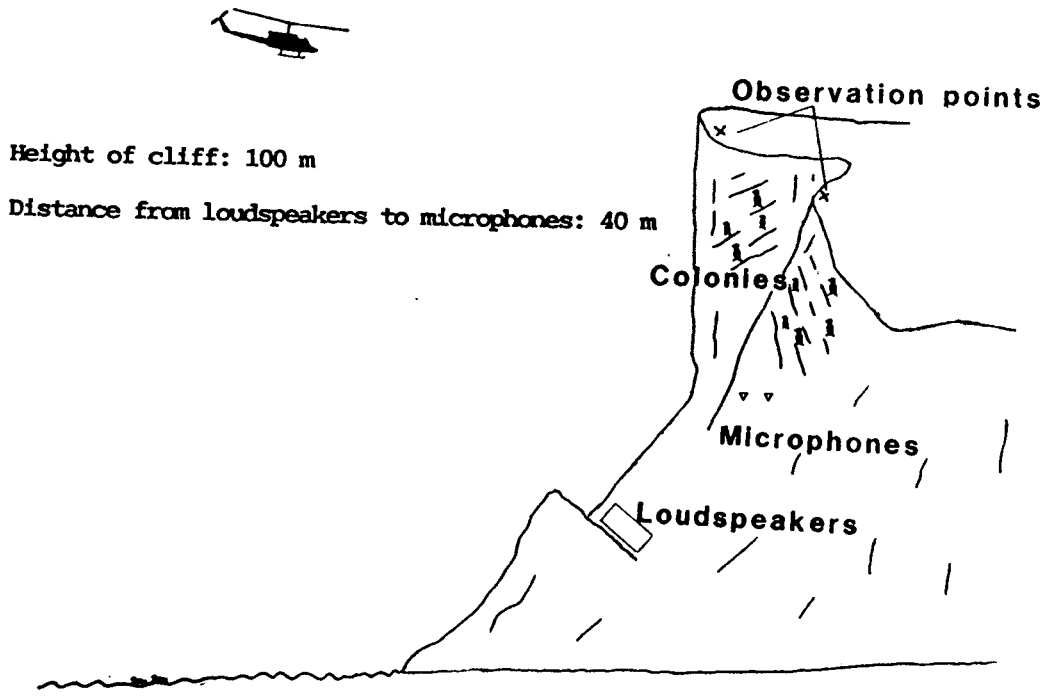


Fig. 5

Sketch of the study area.

5. RESULTS

5.1. Breeding success.

A total of 89 breeding pairs of Brünnich´s Guillemots were observed in the study plots, and by the end of the experiments 25 July, 79 % were still breeding successfully. Registration of breeding birds did not start before 22 June and the first hatched chick was observed on 1 July and most chicks were hatched by 9 July.

No loss of eggs or chicks could be connected directly to the experiments by the flushing of adult birds, neither by the falling of eggs or chicks nor by predation in the period when there were fewer adult birds on the ledges. Loss of eggs and chicks was probably caused by predation by Glaucous Gull which was seen to take eggs from

breeding birds. An Arctic Fox (Alopex lagopus) was observed to take all eggs and chicks on a breeding ledge occupied by about 15 breeding birds. This ledge was not included in our study plots, and therefore the breeding success in our plots was probably a slightly higher than on the surrounding ledges.

5.2. Reactions to disturbance by non-breeding birds.

Numbers of non-breeding birds in the colony decreased significantly from before disturbance to just after the time of maximum SPL (Tab. 2, Wilcoxon. signed. rank test, $p<0.005$), both in simulation experiments ($p<0.01$) and in experiments with the helicopter ($p<0.005$).

The first observed reaction of disturbed birds was the "orienting response", i.e. head raised and eyes open (Pavlov 1927, Gabrielsen et al. 1985), which means that the birds try to get sight of the source of the disturbance. If the disturbance continued birds left the cliffs (tab. 1).

In most cases birds left the cliffs synchronously. They then flew around for a while before individual return to the ledges. Some birds returned after only a few seconds, and most birds were back after 5 - 10 minutes (tab. 2).

Number of birds leaving the ledges when disturbed increased significantly with increasing maximum recorded SPL (fig. 6, $n=16$, $t=6.28$, $p<0.001$). The amount of the non-breeding birds leaving (fig. 6 and tab. 2), may be an underestimate since some of the non-breeders that did not leave might have been breeding birds. There were less than 10 of these "possible breeders" in each experiment. In the experiments with a slowly approaching helicopter, birds did not start to leave the ledges before SPL reached about 72 dB, but in the simulation experiments birds left by an SPL of 55 dB (tab. 2, fig. 6).

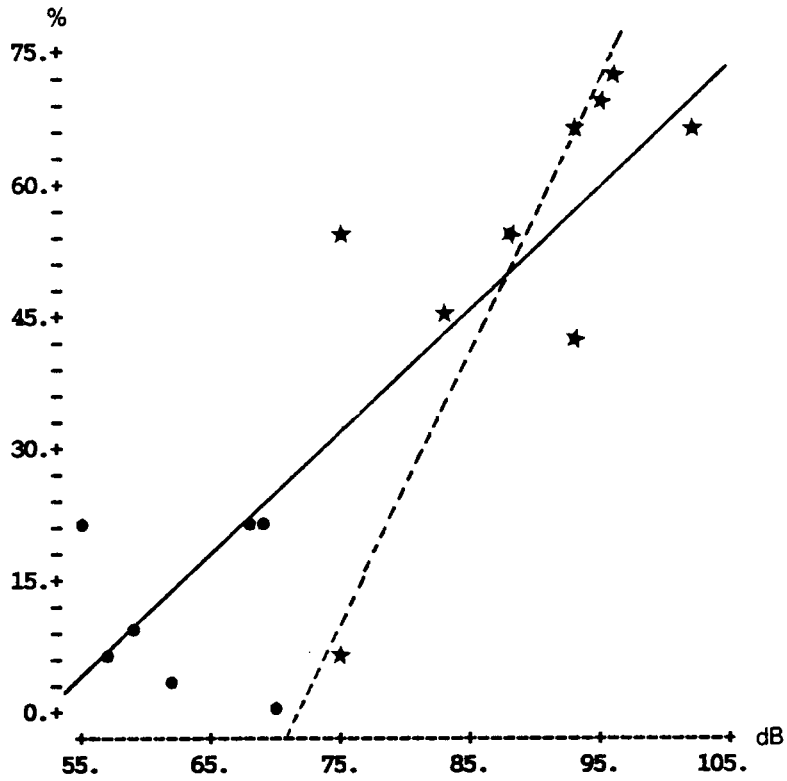


Fig. 6
Relation between maximum Sound Pressure Level (SPL) and the number of non-breeding birds which left the colony. Solid line; regression for all experiments. Dotted line; regression for helicopter experiments.
: Helicopter experiments
: Simulation experiments

When provocated by an approaching helicopter birds often reacted with an orienting respons or with flight, to sudden noise-bursts when the helicopter was at distances from 1.5 - 6 km (tab. 1). These noise-bursts were dominated by lower frequencies down to 24 Hz (fig. 7 and appendix 9.3), because of favourable propagation conditions for these frequencies on long distances. In the simulation experiments, the reaction of birds, both orienting response and flight, were always registered at the moment of maximum SPL (tab 2).

Tab. 1
Helicopter flights and the reaction of birds with related Sound Pressure Level (SPL) and distance to helicopter.

Date Exp. no.	Flight type	Distance to helicopter/SPL, Sound Pressure Level		
		Orienting respons	First left	Max. had left
2/7 3	Overflight from behind; sudden	1.3 km / 68±4 dB	50 m / 93±3 dB	50 m / 93±3 dB
8/7 5	Overflight from behind, fixed-wing; sudden	500 m / no data on SPL	50 m no data	50 m no data
9/7 6	Overflight from in front	5 km / no data on SPL	2.5 km / no data	50 m / 96±4 dB
9/7 7	Overflight from in front	No orienting res-pons registered	1 km / no data	50 m / 93±4 dB
15/7 11	500m parallel pass 150m.a.s.l	1.5 km / 67±3 dB	500 m / 75±3 dB	500 m / 75±3 dB
15/7 11	2.4 km parallel pass 150m.a.s.l	2.6 km / 69±3 dB	No birds left	———
18/7 13	Overflight 600 m.a.s.l paralle	1.6 km / no data on SPL	1 km / 68±4 dB	500 m / 75±4 dB
20/7 14	Overf. in front 900m.a.s.l	4.0 km / 62±3 dB	2.2 km/ 68 to 78dB in 5 sec	800 m / * 83±3 dB
21/7 15	Overflight from behind; sudden	No orienting res-pons registered	50 m / 88±3 dB	50 m / 88±3 dB
22/7 16	Overf. in front 150m.a.s.l	No orienting res-pons registered	6 km / 72±4 dB	50 m / 102±3 dB
23/7 17	Diagonal pass 500m 150m.a.s.l	No orienting res-pons registered	2.5 km 71±3 dB	500 m / 95±3 dB

* : Maximum SPL of 83±3 dB was registered when the helicopter was 1.7 km in front of the cliff, but birds continued to leave as the helicopter approached to a distance of 800m even though the SPL decreased.

5.3. Reaction to disturbance by breeding birds.

During the 17 experiments breeding birds left their egg or chick on 6 occasions, but returned after 30 - 80 seconds. Considering the number of breeding birds that could be recognized on the sequential pictures from each experiment an average of 0.4 % of the breeding birds took to flight during the 17 experiments. If only experiments where breeding birds flew off the ledges are considered (n=3) an average of 2.5 % of the breeding birds left. None of these birds lost egg or chick. In these experiments maximum SPLs were 93±4 dB, 96±4 dB and 102±3 dB.

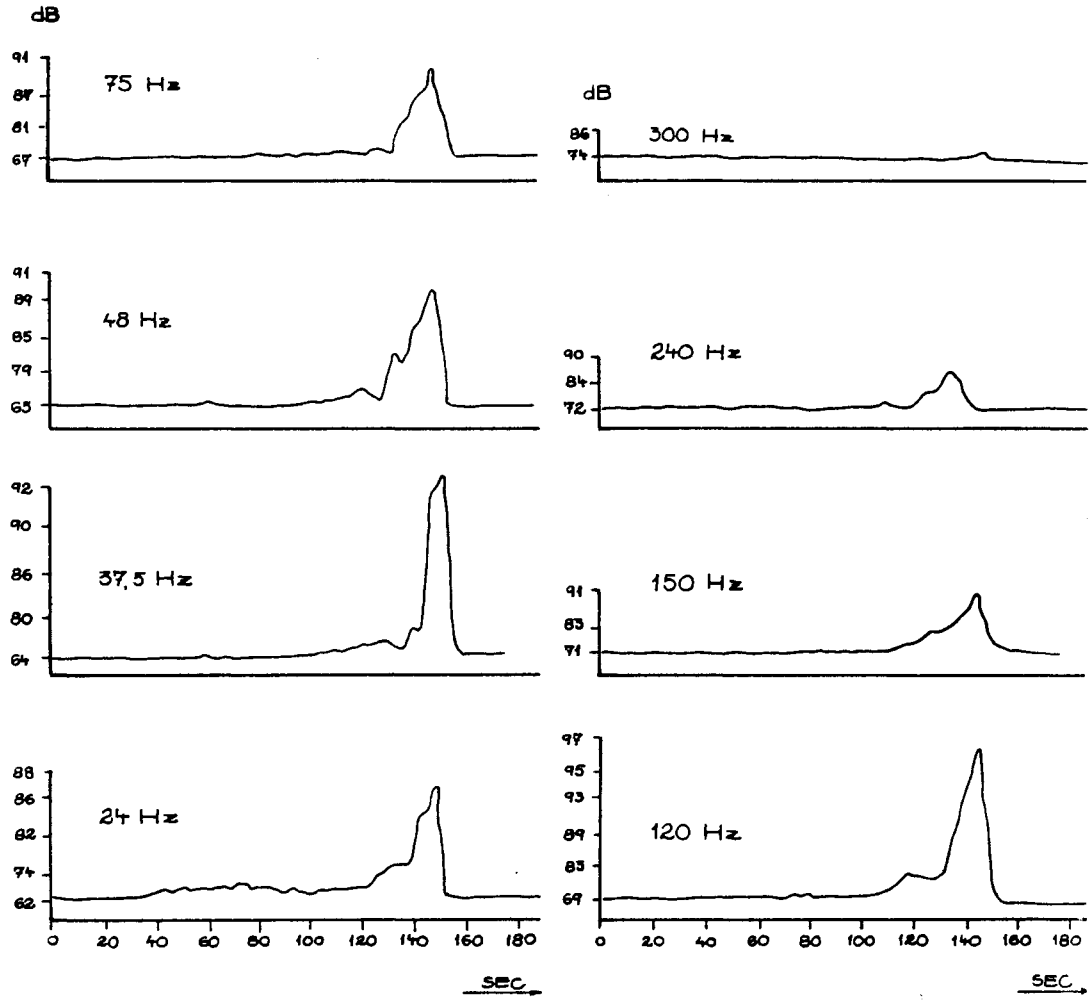


Fig. 7
Example of a Sound Pressure Level (SPL) registration. In this experiment, no. 16, birds left after 55 sec., probably due to a sudden increase in the SPL at the lowest frequencies (24 - 48 Hz) (see appendix 9.3).

Tab. 2
Non-breeding Brünnich's Guillemots present in the colony during experiments, and the related Sound Pressure Levels (SPL).

Provocations with helicopter

Exp	A No.	B First	C Min.	D, + 1min	E, + 2min	F, + 3min	G, + 4min	H, + 5min	SPL at B	Maximum SPL
3	129	61.2	56.6	71.3	81.4	87.6	90.7	—	93±3	93±3
5	123	71.5	71.5	78.0	84.5	87.8	—	—	no data	on SPL
6	156	75.6	28.8	—	—	—	—	65.4		96±4 dB
7	102	89.2	34.3	—	—	—	—	—		93±4 dB
11	139	94.2	94.2	94.2	96.4	—	—	—	75±3 dB	75±3 dB
13	167	53.3	44.9	59.9	72.5	77.2	78.4	—	68±4 dB	75±4 dB
14	124	74.2	55.6	66.1	82.3	—	—	—	67-78dB	83±3 dB
15	80	46.3	46.3	58.8	67.5	76.3	75.0	75.0	88±3 dB	88±3 dB
[1]16	87	83.9	33.3	77.0	—	—	—	—	72±4 dB	102±3dB
17	50	74.0	32.0	48.0	62.0	82.0	96.0	—	71±3 dB	95±3 dB

Helicopter simulations

No	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	94	102	100	101	—	—	—	—	—	70±3 dB
2	154	83.8	80.5	85.1	90.3	94.9	95.9	—	68±4 dB	68±4 dB
4	165	79.4	78.2	84.9	90.9	—	—	—	55±4 dB	55±4 dB
8	170	94.7	92.9	97.6	—	—	—	—	57±4 dB	57±4 dB
9	145	90.3	90.3	98.6	99.3	—	—	—	59±3 dB	59±4 dB
10	96	96.8	96.8	—	—	—	—	—	—	62±2 dB
12	181	77.9	77.9	78.5	80.1	—	—	—	69±4 dB	69±4 dB

No: Experiment number.
A: Total number of birds present on the cliff before any recorded reaction to the disturbance.
B: Birds present immediately after the first flight of birds from the ledges; % of A. In experiments with no flushing of birds, B denotes the number of birds present just after maximum SPL.
C: Minimum number of birds present during the experiment; % of A.
D: Birds present 1 min. after the time of minimum number (C); % of A.
E: Birds present 2 min. after C; % of A.
F: Birds present 3 min. after C; % of A.
G: Birds present 4 min. after C; % of A.
H: Birds present 5 min. after C; % of A.
[1]: Some birds left the cliffs before start of camera. Distance to helicopter was then about 6 km.

6. DISCUSSION

6.1. Methods and equipment.

Considering the fact that birds are able to detect infrasound (Kreithen and Quine 1979), and since the birds studied did react to noise of a frequency as low as 24 - 48 Hz (see fig. 7 and appendix 9.3), the infrasound aspect of the present study appears to be of considerable interest. However, the analysis of the infrasound recordings remains to be carried out by The Department of Physics, Univ. of Oslo.

Because of the complex nature of atmospheric sound propagation, recording of Sound Pressure Level (SPL) appears as a reasonable way of quantifying disturbance. However, some failure in SPL registrations occurred, mostly because of disturbance in the telemtry unit. It should be possible to record SPL with a small tape recorder at the site of experiments without the use of a telemetry unit.

We do not know yet how strong infrasound the simulation equipment was capable of generating, but considering the audio freqencies, the equipment are capable of simulating an approaching helicopter at about 3 km distance. It is evident that it is impossible to generate a "true" helicopter sound, i.e. right frequency/amplitude distribution. However, the equipment may be improved with respect to both power and loudspeakers to a system that provide full power output at frequencies down to 5-10 Hz. Such equipment is likely to be of a size unsuitable for use in field work. In simulation experiments we also lose the effect of motion of the helicopter, which probably affect the birds behavioral response, thus making it difficult to separate the visual and the audible effect.

The use of cameras for sequential pictures of the colony came up

to expectation, though analysing the results is rather time-consuming.

6.2. Causes of flight response.

Both the visual and the audible effect of a helicopter may be frightning for the birds. Results from this study indicate that the audible stimuli are most likely stimuli to cause sudden flight from the cliff. In helicopter experiments with slowly increasing SPL (experiment no. 11, 13, 14, 16 and 17) birds reacted at about the same SPL each time, 72 dB (tab. 1 and fig. 6), even though the distance to the helicopter varied considerably (from 500 m - 6 km). Birds also reacted to the loudspeakers which was an entirely auditory effect. Nevertheless the distance to the source seems to be of some importance since the reaction to the loudspeakers were stronger than expected compared with the helicopter experiments (fig. 6). This indicates that the birds are capable of assessing the distance to the source, and maybe also its direction. The sound produced from the loudspeakers is comparable to that produced from a helicopter at about 3 km distance with respect to SPL, but perhaps since the distance to the loudspeakers were less than 100 m the situation was experienced as frightning by the birds. The orienting response (motionless, head raised and eyes open) observed in the simulation experiments was also directed down towards the loudspeakers.

In the experiment with a helicopter flying 500 m parallel in front of the cliff, there was almost no reaction among the birds, even though the SPL was as high as 75 dB ± 3 dB. In experiment no. 16 birds left the ledges when the helicopter was flying right towards the cliff at a distance of 6 km, producing an SPL of 72 dB ± 4 dB. In fact all experiments with a helicopter flying right towards the cliff caused the birds to leave at 1 km or more (tab. 1). Comparing these experiments one might conclude that the birds are capable of judging

whether the helicopter will continue to approach the colony, or if it will pass the colony at non-threatning distance. It is known that animals are capable of judging the distance to, and the motion direction of an approaching disturbance (Horejsi 1981).

One interesting experiment from a conservationists point of view, showed that the helicopter (Bell 212) was able to produce enough noise to cause stress in the colony (birds leaving the ledges) at a distance of 6 km. When propagation conditions are not especially favourable, based on all experiments (tab. 1) 2.5 km is the closest distance from the helicopter tolerated by the birds, i.e. birds not leaving.

6.3. Reaction to low frequency sound.

Birds do react to low frequencies down to 24 Hz (cf. experiment no. 16). There is no indications that low frequency noise is more disturbing than other noise (cf. simulation experiments tab. 2 and appendix 9.3). Caution should be taken since the analysis of the infrasound are not completed yet. However, because of the lower dampening of the low frequencies this noise may have frightened birds at longer distances than noise of higher frequencies. Since helicopters produce very strong low frequency sound, they are capable of influencing the activity in a seabird colony at long distances. This fits well with the early response of the birds in some of these experiments, and with the observations of Madsen (1984) who showed that Pink-footed Geese (Anser brachyrhynchus) reacted to helicopters as much as 20 km away.

6.4. Habituation.

The habituation response is characterized by a decrease in the behavioral response upon repeated stimulation (Gabrielsen et al. 1985). There was no sign of habituation among the birds during these

experiments, cf. experiment no. 3 with no. 15, and no. 2 with no. 12. However, it is possible that more frequent disturbances could have induced habituation. There is also a possibility that the birds in Kongsfjorden were already habituated since breeding birds were almost not affected at all. During the most trafficked period in mid summer helicopters pass about once every day at a distance of about 4 km. Since habituation can occur (Hunt 1987), it is therefore of great importance to evaluate the amount and type of disturbance needed to habituate the birds to helicopter traffic.

6.5. Consequences and conclusions.

Superficially short-term effects of the stress to the Brünnich's Guillemot caused by passing helicopters does not seem to be very important during incubation and chick-rearing period , i.e. breeding birds were not affected and the flushing of non-breeding birds caused by the helicopter was also induced by the sound of the cracking of an iceberg and a falling rock (Fjeld pers.obs.). Thus the Brünnich's Guillemot are probably adapted to a certain amount of noise stress. Nevertheless there are reasons to believe that there is an upper limit, which if exceeded may influence the survival and chick production on a long term scale. From Svalbard it has been shown that incubating Eiders (Somateria mollissima) respond to provocations with an increase in heart rate, and thus increased energy expenditure, without even leaving the nest (Gabrielsen 1987). It may be speculated that an increase in energy expenditure may further result in a lowering of the individual's condition and thus to increased mortality. At the Isle of May, Scotland, daily disturbance by man of a Common Guillemot colony resulted in reduced nesting success, and young left at significantly lower weights and with significantly shorter wings than adjacent less disturbed young (Harris and Wanless

1984).

The present study did not start until late in the incubation period. It is possible that birds are more affected in the period just before egg laying, i.e. all birds may react as non-breeders, and that disturbances in this period will cause birds to permanently abandon the area. The recruitement of birds to the breeding population comes from previous years non-breeders. Consequently large scale harrassment may result in a loss in the recruiting of breeding birds because non-breeders have abandoned the area. At St. Lawrence, Canada, Double-crested Cormorants (Phalacrocorax auritus) abandoned disturbed areas (Ellison and Cleary 1978). In addition the possibility that colony size affects the birds reaction, resulting in "mass panic" (Hunt 1987). Considering that a large part of the seabird populations of Svalbard are located on very few large colonies (Mehlum & Fjeld 1987), this remains as a very important question to be answered.

Harrassment to bird life can be eliminated by prohibiting disturbing activities near breeding areas. If disturbance to seabird is to be avoided completely this existing limit of 500 m is too close. In the present study we have shown that disturbance may occur at a distance of 6 km. Although this was an extreme case, and that large proportion of the non-breeding birds left at distances of a little less than 2 km, we suggest that the existing limit of 500 m should be increased to 2 km. If helicopter traffic is passing regularly over areas with large and/or many colonies, traffic should be directed to follow specific routes passing the colonies at at least 6 km distance.

7. ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank Statoil and Tundra A/S for financially supporting this project. Practical arrangements in Ny-Ålesund passed off smoothly and without any problems thanks to Georg Johnsrud, the Norwegian Polar Research Institute. Special thanks to assistant biologist, Siri Caspersen who, despite her fear of heights, spent hours on the edge of the cliff registering the activity in the colony, and to Ing. Lars Lyngdal at The Department for Physics, Univ. of Oslo who constructed the data-logging equipment and the PCM-encoder. He worked hard to get all the equipment ready in time. Special thanks also to Prof. Ludwig Liszka, Lab. for mechanical Waves, Kiruna Geophysical Inst., Sweden, for theoretical and tecnical help and guidance during the whole project.

8. REFERENCES

Dunnet, G.M. 1977. Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. Biol. Cons. 12: 55-63.

Egeland, A. 1987. Infrasound, the unknown environmental problem. (In Norwegian). Viten 2: 52-56.

Ellison, L.N. and Cleary, L. 1978. Effects of human disturbance on breeding of Double-crested cormorants. Auk 95: 510-517.

FMV 1985. Infrasound, a summary of interesting articles, (Swedish Defence Material Administration). FMV: Elektro A12:141.

Gabrielsen, G.W. 1987. Reaksjoner på menneskelig forstyrrelser hos ærfugl, svalbardrype og krykkje i egg/ungeperioden. Vår Fuglefauna 3: 152-158.

Gabrielsen, G.W., Blix, A.S. and Ursin, H. 1985. Orienting and Freezing Responses in incubating Ptarmigan hens. Physiol Behav 34: 925-934.

Harris, M.P. and Wanless, S. 1984. The effects of disturbance on survival, age and weight of young Guillemots (Uria aalge). Seabird 7: 42-46.

Horejsi, B.L. 1981. Behavioral response of Barren Ground Caribou to a moving vehicle. Arctic 34(2): 180-185.

Hunt, G.L. 1976. The reproductive ecology, foods and foraging areas of seabirds nesting on St. Paul Island, Pribilof Islands. Environmental assessment of the Alaskan continental shelf. Annual reports of principal investigators. NOAA Environ. Res. Lab., Boulder, CO., 2: 155-270.

Hunt, G.L. Jr. 1987. Offshore oil development and seabirds: The present status of knowledge and long-term research needs. In: Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Ed. Boesch, D.F. and Rabalais, N.N.. Elsevier Applied Science, London and New York.

Hunt, G.L., Mayer, B., Rodstrom, W. and Squibb, R. 1978. Reproductive ecology, foods and foraging areas of seabirds nesting on the Pribilof Islands. Environmental assessment of the Alaskan continental shelf. Annual reports of principal investigators. NOAA Environ. Res. Lab., Boulder, CO., 1: 570-575.

Kreithen, M.L. and Quine, D.B. 1979. Infrasound detection by the homing pigeon: A behavioral audiogram. J. Comp. Physiol., 129: 1-4.

Madsen, J. 1984. Study of the possible impact of oil exploration on goose populations in Jameson Land, East Greenland. A progress report. Nor. Polarinst. Skr. 181: 141-151.

Mehlum, F. and Fjeld, P.E. 1987. Catalouge of seabird colonies in Svalbard. Nor. Polarinst. Rapportserie 35.

Pavlov, J.P. 1927. Conditioned Reflexes. London: Oxford Univ. Press,

Skaaden, 1985. Infrasound: 0.1 - 20 Hz, Generation- and propagationmechanisms. Dep. for Cosm. Phys., Univ. of Oslo.

9. APPENDIX

9.1. Comments on the equipment used for recording of sound pressure levels.

1. The Infrasound microphone used was Brüel & Kjær Type 4117, Piezoelectric microphone. Sensitivity of 3.0 mV/Pa, Frequency response, linear from 3 Hz to 10 kHz within ±3 dB, Dynamic Range up to 140 dB re 20 μPa. Calibration done with a Brüel & Kjær Pistonphone Type 4220, Sound Pressure Level of 124 dB re 20 μPa ± 0.2dB, calibration frequency of 250 Hz standard, with possibility to regulate down to below 20 Hz with use of an external DC Power-supply.

2. The Audio microphone used was Brüel & Kjær Outdoor microphone Unit Type 4921. Microphone type 4149, Condenser microphone, System, linear from 20 Hz to 10 kHz, +1dB/-2dB, Dynamic range 42 dB up to 142 dB. Calibration done with an internal electrostatic actuator giving 90 dB re 20 μPa at 1 kHz.

3. The PCM-encoder was constructed at the Group for Cosmic Physics, Univ. of Oslo, for the purpose of encoding 3 Infrasound channels, 1 Audio channel and a channel for μ-pulsations. For this project the 1 Infra channel and the Audio channel is relevant. The Audio signal was spectrum analysed with 8 Reticon 5604, 1/3 Octave Band-pass filters, measuring frequencies from roughly 20 Hz to 5 kHz. The different components were then full-wave rectified before passed over to an integrating detector. This detector was a Voltage-to-Frequency Converter, counting cotinuously between two

samples (6.74 Hz). This VCF was then driving a 12-bit binary counter (giving a dynamic range of 72 dB), and put down sub-commuted in the PCM format. The Infrasound signal was also 12-bit digitally converted and placed in the PCM format, with a sample frequency of about 53.9 Hz.

4. The telemetry part consisted of 250 MHz FM-Transmitter with a Nems Clarke receiver UB/FIB-001.

5. The data-recorder used was the new Sony Video 8 system, Type EV-S600-ES. This video-recorder gave the possibility of continuously automatic stereo audio-recording (8.192 kHz) for 18 hours.

9.2. Comments on the equipment used to simulate helicopter sound.

1. The FM Tape-recorder, RACAL STORE 7DS, had a frequency response of DC - 15 kHz with the tape speed used. This made it suitable for recording of both infrasound (DC - 20 Hz) and audiosound (20 Hz - 5 kHz), in two different channels.

2. The RANE ME 30, $^{1}/_{3}$ Octave Equalizer had boost/cut range switchable up to ± 12dB, plus an overall gain range of: Off to +6dB.

3. The CA 1 Stereo Power Amplifier had RMS Power Output of 2 x 80 W (8) and gain 32 dB.
   The Amplifier and the Equalizer were tested together and showed full power output down to 19 Hz. From 19Hz down to 7 Hz, the power output decreased 10 dB.

4. The 100W infrasound loudspeaker consisted of 2 base-reflex loud-

speakers mounted opposite, working antiface to each other. The dimensions of the case were about 1.60 m high and 50 cm on a side. The loudspeaker membrane had a strike-length of about 2 cm, and the efficiency factor of such a narrow band (about 5 Hz - 500 Hz), base-reflex loudspeaker is normally quite good (Liszka pers. communication).

9.3. Comments on the experiments.

Experiment no 1, 30/6. Simulation of slowly approaching helicopter, whole frequency spectrum. Many birds showed orienting response, but none left the ledges. Failure in the recording of SPL. Maximum SPL estimated by comparison with other simulation experiments to about 70 dB ± 3 dB.

Experiment no 2, 1/7. Simulation of a sudden ascent of helicopter, whole frequency spectrum. A few non-breeding birds flew (19.5%) at the moment the noise started. Uncertainties in the recording of SPL, but compared with the same experiment on 17/7, maximum SPL are estimated to about 68 dB ± 4 dB.

Experiment no 3, 2/7. Helicopter flyover from behind (sudden ascent), 150 meter above sea level (m.a.s.l..), speed 90 knots (kn) (the normale cruise speed of a Bell 212). About half (46.4%) of the non-breeding birds flew when the helicopter suddenly appeared right above the colony. Registrated SPL was then 93 dB ± 3 dB. A noise-burst in the 24 Hz band when the helicopter was at a distance of 1.3 km induced an orienting response among some of the birds.

Experiment no 4, 6/7. Simulation of a sudden ascent of helicopter, higher frequency spectrum. Of the non-breeding birds, 27.8 % left the ledges. Total SPL was 55 dB ± 4 dB, a little weaker than theoretically expected, probably due to some absorption by the wind.

Experiment no 5, 8/7. Aeroplane flyover from behind (sudden turn-up), 140 m.a.s.l., speed 100 kn. This experiment was meant to be a comparison between helicopter and fixed wing aircraft (see experiment no. 3 and 15). The aircraft used was a two- engined Partinavia. Due to failure in the recording equipment we have no data on SPL from this experiment. Nevertheless only 29.5 % of the non-breeding birds left compared to 46.4 % and 53.7 % in experiment no 3 and 15 respectively.

Experiment no 6, 9/7. Helicopter flying right towards the cliff face and passing over the colony at 150 m.a.s.l.. at a speed of 90 kn. Orienting response of the birds when the helicopter was about 5 km away. First birds started to leave when the helicopter was 2.5 km away and from then on there was a steady streaming of birds from the colony until the helicopter had passed, by which piont 71.2 % of the non-breeding birds had left. One breeding bird left its chick just as the helicopter passed over the colony. It flew around for about one minute until it returned and continued incubation. No data on SPL from the two lowest filters, 24 - 75 Hz make it impossible to tell anything about SPL at the time of the first reaction. Total maximum SPL was estimated at 96 dB ± 4 dB 10 sec. before the helicopter passed right above the colony, i.e. a distance of about 450 m. Just before the first birds left, there was a noise-burst in the 150 Hz band. 5 minutes after the passing 34.5 % of the non-breeding birds were still "missing", at which time we started experiment no. 7.

Experiment no. 7, 9/7. Same helicopter flight as experiment no. 6, but with a speed of only 45 kn. The reason for these two subsequent flights was to get reference recordings of the effect of speed on noise transformation, and to register the effect of a new disturbance before status quo had been established after the first one. A few birds left when the helicopter was about 1 km away, and at a distance of 800 m there was a clear flushing of birds from the cliff. At the same time we registered a noise-burst in the 150 Hz band. Maximum SPL was 93 dB ± 4 dB 2 seconds before the helicopter passed over the colony. Of the non-breeding birds 65.7 % left from the start of experiment no. 7, but if compared to birds present before start of experiment no. 6, 57 % of the non-breeding birds were now "missing". The incubating bird that left in experiment no. 6, left this time 12 sec. or about 250 m before the helicopter passed over. It was back incubating again after 1 min 20 sec.

Experiment no. 8, 11/7. Simulation of a sudden appearance of a helicopter, lower frequencies only. As the noise was turned on, 7.1 % of the non-breeding birds left. Maximum SPL was then 57 dB ± 4 dB. Sound detected mainly in the two lower channels, 24 Hz and 30 Hz band.

Experiment no. 9, 12/7. Simulation of a slowly approaching helicopter, higher frequency part. Of the non-breeding birds 9.7 % left when maximum SPL, 59 dB ± 4 dB, was reached.

Experiment no. 10, 14/7. Simulation of slowly approaching helicopter, lower frequency part. No mass flushing of birds occurred, i.e. only 3.2 % (3 birds) left. Maximum SPL was 62 dB ± 4 dB dominated by the 24 Hz band.

Experiment no. 11, 15/7. Three subsequent flights were done parallel to the cliff face, at different distances and at an altitude of 150 m.a.s.l. The aim of these flights was to get reference recordings of the sound propagation from helicopter passing at various distances. We also wanted to test the existing minimum distance of 500 m which aircrafts have orders to keep from colonies of seabirds. The flights were done at distances of 4.6 km, 500 m and 2.4 km respectively. No flushing of birds occurred, i.e. only 5.8 % of the non-breeding birds left at the moment of maximum SPL in the 500 m passing. SPL was then 75 dB ± 3 dB dominated by the 24 Hz band. In the 2.4 km and 4.6 km flights maximum SPL was 69 dB ± 3 dB and 57 - 60 dB ± 3 dB respectively. In the 500 m and 2.4 km flights we registered an orienting response among the birds. The relatively high SPL from the 2.4 km flight compared to the 500 m flight indicates a sound reflecting layer making the propagation cylindrical, giving a 3 dB dampening per double distance. The difference in distance and SPL fits well in with this theory.

Experiment no. 12, 17/7. Simulation of a sudden appearance of helicopter, whole frequency spectrum. Of non-breeding birds 22.1 % left at the start of the simulation, i.e. at maximum SPL which was 69 dB ± 4 dB, dominated by the 30 Hz band.

Experiment no. 13, 18/7. Helicopter flying along the cliff and passing over the colony at an altitude of 600 m.a.s.l.. and at a speed of 90 kn. Of the non-breeding birds a total of 55.1 % left. The first birds flew when the helicopter was 1 km away producing an SPL of about 68 dB ± 4 dB. Maximum SPL, 75 dB ± 4 dB, was recorded 13 sec (1.2 km from the colony) after the closest passing of the helicopter (500 m above the cliff).

Experiment no. 14, 20/7. Helicopter flying right towards the cliff face at an altitude of 900 m.a.s.l.. and at a speed of 90 kn. Noise was very variable and came in bursts, especially at the lower frequencies, probably due to a reflecting layer (fig. 1) Non-breeding birds started to leave the cliff when the helicopter was 2.2 km away. At this point the noise increased from 68 - 78 dB ± 3 dB within 5 sec. causing 25.8 % of the nonbreeding birds to leave. More birds left until the helicopter was right above the colony, at which point 44.4 % of all non-breeding birds had left. Maximum SPL, 83 dB ± 3 dB, was recorded when the helicopter was 1.7 km in front of the cliff, but birds continued to leave as the helicopter approached even though the SPL decreased. In fact 17 % of all the birds that left in this experiment left after maximum SPL, but before the nearest passing of the helicopter.

Experiment no. 15, 21/7. Helicopter flying over the colony from behind, i.e. a sudden appearance, at an altitude of 150 m.a.s.l.. and a speed of 90 kn. This was a repetition of experiment no. 3. The very rapid increase in SPL when the helicopter passed over the edge of the cliff caused 53.7 % of the non-breeding birds to leave. Maximum SPL was 88 dB ± 3 dB. After 5 min. 25 % still had not returned to the colony.

Experiment no. 16, 22/7. Helicopter flying right towards the cliff face and passing over the colony. Altitude was 150 m.a.s.l.. and the speed 90 kn. This was a repetition of experiment no. 6. Noise came in bursts, probably due to a reflecting layer (fig. 1). Some birds flew before we had started the cameras, but we know the exact time of this event and can thus relate it to a noise burst of 72 dB ± 4 dB, in

the lower frequencies (fig. 7). The helicopter was then at a distance of about 6 km! Maximum SPL, 5 sec before the helicopter passed over the colony, was 102 dB ± 3 dB. A total of 66.6 % of the non-breeders flew away, but they returned quite fast (tab. 1). Three breeding birds left their chicks at the moment of maximum SPL, and returned after 30, 30 and 35 sec. respectively.

Experiment no. 17, 23/7. Helicopter diagonally approaching the cliff face, and passing with 500 m distance to the colony. Altitude 150 m.a.s.l.., and speed 90 kn. Only non-breeding birds left, and the first birds flew (13 %) just after a noise burst at 71 dB ± 3 dB dominated by the 24 - 75 Hz band. Distance to the helicopter was then 2.5 km. Another noise burst of 81 dB ± 3 dB, in the 75 - 180 Hz band, when the helicopter was 1300 m away caused even more birds to leave. By this time 66 % of the non-breeding birds had left. Maximum SPL of 95 dB ± 3 dB was registered at the closest passing of the helicopter (500 m), and by then 68 % of the non-breeding birds had left. The birds returned quit fast, and after 5 min most birds were back in the colony (tab. 1).