

KVANTITATIVE OG KVALITATIVE REGISTRERINGER AV FUGLEFAUNAEN I
ØVRE SJODALEN, VÅGÅ OG ØYSTRE SLIDRE KOMMUNER, 1970 - 1974.

Avifaunistisk kartleggingsarbeid som hjelpemiddel i areal-
planlegging ved vurdering av områders verneverdi.

Av

Kjetil Bevanger

KVANTITATIVE OG KVALITATIVE REGISTRERINGER AV FUGLEFAUNAEN I
ØVRE SJODALEN, VÅGÅ OG ØYSTRE SLIDRE KOMMUNER, 1970 - 1974.

Avifaunistisk kartleggingsarbeid som hjelpemiddel i
arealplanlegging ved vurdering av områders verneverdi.

Av
Kjetil Bevanger

"Dem Naturforscher ist es
ein Grund zu immer wieder-
kehrender neuer Bewunder-
ung, dass die Natur alle
ihre hohen Werke schafft,
ohne dabei je gegen ihre
eigenen Gesetze zu ver-
stossen."

Konrad Lorenz.

Hovedfagsoppgave i
spesiell zoologi ved
Universitetet i Trondheim,
høstsemestret 1976.

F O R O R D .

Denne hovedfagsoppgaven er et resultat av at jeg våren 1970, sammen med Erling Bjørgum, ble ansatt som vitenskapelig assistent i naturvernseksjonen (Section CT) i det Internasjonale Biologiske Program (IBP).

Ved en drukningsulykke våren 1972, ble Erling revet bort. Det er i stor takknemlighet jeg minnes ham, som menneske, venn og arbeidskamerat. Arbeidsgrunnlaget som gjennom hans innsats ble lagt, har muliggjort fortsettelsen og fullførelsen av arbeidet.

Fra og med sommeren 1972 ble lektor Are Fagerhaug engasjert ved prosjektet. Sommeren 1971 var preparant Otto Frengen med under arbeidet med fugletakseringene og somrene 1972 og 1973 deltok student Erling Maartmann i feltarbeidet. Amanuensis Elmar Marker har vegetasjonskartlagt flatetakseringsfeltene for fugl. Stipendiat Steinar Engen har bistått med råd og hjelp angående matematiske problemer. Faglig ansvarlig for prosjektets terrestriske zoologiske undersøkelser, er professor Svein Haftorn. Han har også vært min veileder under arbeidet med hovedfagsoppgaven. Professor Eilif Dahl har vært formann i seksjonsutvalget for naturvernseksjonen i IBP.

Til alle disse vil jeg gi min beste takk.

Jeg vil også takke studenter og ansatte ved Zoologisk institutt, Rosenborg, UNIT, og ellers andre som har bidratt med gode råd og konstruktiv kritikk.

IBP har mottatt støtte fra Norges Almenvitenskapelige Forskningsråd og Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen.

Trondheim, oktober 1976.

Kjetil Bevinger
Kjetil Bevinger

I N N H O L D .

	Side
Innledning	4
Undersøkellesområdet	6
Beliggenhet, utstrekning og topografi	6
Geologi	11
Klima og meteorologiske forhold	13
Vegetasjon	13
Flatetakseringsfeltene	18
Beliggenhet, topografi og vegetasjon	20
Avsnitt 1, Russli	20
Avsnitt 2, Øvre Sjødalsvatn	29
Avsnitt 3, Valdresflya	37
I A. Kvantitative fugleregistreringer	43
Metoder	43
Kartmetoden	43
Sjekkmetoden	49
Punkttaksering	55
Linjetaksering om sommeren	55
Linjetaksering om vinteren	59
Resultater fra flatetakseringene	63
Bjørkeskogsfeltet, B-1F	65
Furuskogsfeltet, Fu-1F	70
Mosaikkfeltet, M-1F	74
Lavheia, M-2F	75
Elvedeltaet, M-3F	76
Hindflyfeltet, F-1F	76
Valdresflyfeltet, F-2F	77
Resultater fra linjetakseringene om sommeren	89
Bjørkeskog	89
Furuskog	89
Hindflya	90
Valdresflya	91
Diskusjon	92
Resultater fra linjetakseringene om vinteren	97

	Side
I B. Kvalitative fugleregistreringer	108
Metoder	108
Resultater	108
Diskusjon	108
II. Avifaunistisk kartleggingsarbeid i arealplanleggingen	114
Hvordan presentere avifaunistiske data	114
Kartframstilling	114
Forslag til klassifiseringssystem for norske fuglesamfunn	115
Problemer ved et klassifiseringssystem	120
Samfunnsnivåene - et eksempel	122
Preferanseindeksen	124
Klassifiseringssystemet som multidimensjonal samfunnsmodell	133
Bruken av klassifiseringssystemet	134
Diversitet	135
Hvordan tolke diversiteten	138
Artsdiversiteten på flatetakseringsfeltene	141
Diskusjon	144
Sammendrag og konklusjon	146
Litteratur	149
Appendiks	159

I N N L E D N I N G .

Problematikken omkring miljøforstyrrelser og ressursutnyttelse, i videste forstand, ble i løpet av 1950- og 60-årene, mer og mer aktualisert. Det var derfor naturlig at det Internasjonale Biologiske Program opprettet en egen naturvernseksjon, seksjon CT (Conservation of Terrestrial Communities). IBP i Norge bestemte at Vassfaret i Valdres og Sjødalen i Øst-Jotunheimen skulle være seksjonens undersøkelsesområder. Det skulle foretas, så langt det var mulig, en totalinventering, d.v.s. at et tverrfaglig team av botanikere, limnologer, entomologer, vertebratzoologer og kvartærgeologer skulle stå i et nært samarbeid under det bio/geologiske kartleggingsarbeidet. De zoologiske vertebratundersøkelsene skulle i første rekke konsentreres om fuglelivet.

Målsettingen for arbeidet ble, etter hvert som dette skred fram, noe modifisert i forhold til hva en opprinnelig hadde tenkt. I begynnelsen var meningen å legge større vekt på det rent metodiske. Det var ønskelig å komme fram til metoder som kunne bli normgivende for undersøkelser som skulle foretas i et område hvor inngrep var planlagt. På bakgrunn av de utførte inventeringene skulle området gis en bio/geologisk verneverdi som ville gjøre det mulig å plassere det på en tenkt verneverdiskala.

Men andre viktige oppgaver ble snart utkrystallisert og presentasjon av biologisk informasjon for planleggere i forbindelse med arealprioritering til utbyggingsformål ble stående sentralt.

Det økologiske diversitetsbegrep er blitt stadig viktigere ved fastleggelse av verneverdi/vernekriterier for et område. Hvorvidt en diversitetsindeks kan nyttes som mål på verneverdien, kom derfor også på et tidlig stadium inn i diskusjonen om CT-seksjonens arbeidsoppgaver.

Fra et ornitologisk synspunkt var det ønskelig å få et mest mulig korrekt bilde av fuglefaunaen i et relativt stort område, der mange ulike habitater var representert. Metoden(e) måtte altså være av

en slik karakter at de kunne brukes i høyst forskjellige habitater angående f.eks. vegetasjon, topografi og værforhold; d.v.s. at anvendbarhet og gyldighet måtte være av størst mulig generell karakter. Ressursinvesteringen måtte dernest stå i et rimelig forhold til de resultater en kunne vente å frambringe, og tiden som var nødvendig for å utføre inventeringen burde være så kort som mulig. I denne forbindelse ble det i 1970 opprettet fem flatetakseringsfelter i ulike habitater.

Når verneverdien for et område skal vurderes, vil de kvalitative aspektene ved faunaen komme sterkt inn i bildet. Det ble derfor gått inn for å få en kvalitativ så vel som kvantitativ oversikt over faunaen. Områdets betydning for de ulike artene ble også viet oppmerksomhet; fungerer det som hekkeplass, rasteplass under trekk eller overvintringssted. I forbindelse med området som overvintringssted var det ønskelig å få belyst hva som eventuelt gjør det attraktivt som sådant. Med andre ord, er det spesielle egenskaper ved et område som gjør det særlig verdifullt som biologisk ressurs om vinteren.

De målsettinger og problemer som overfor er skissert, er forsøkt løst på følgende måte: Oppgaven er delt i to hovedavsnitt. Det første omhandler de kvantitative og kvalitative fugleregistreringene. Flere ulike takseringsmetoder for fugl er brukt og metodenes anvendbarhet og holdbarhet under forskjellige betingelser, diskuteres. Del to er ment å belyse hvordan opplysningene i del én kan benyttes av offentlige planleggere og arkitekter.

I denne sammenheng er foreslått et klassifiseringssystem for norske fuglesamfunn. Systemet, brukt sammen med vegetasjonskart, er ment å skulle være til hjelp ved vurderingen av den biologiske verneverdien for et område. Diversitetsbegrepet, brukt som mål for et områdes ornitologiske verneverdi, blir dessuten vurdert.

UNDERSØKELSESOMRÅDET

Beliggenhet, utstrekning og topografi.

1. Undersøkellesområdet ligger i Vågå og Øystre Slidre kommuner i Oppland fylke og omfatter de øvre deler av Sjudalen samt områdene på Valdresflya nord og vest for vannskillet (fig. 1). Til Øvre Sjudalen regnes her det ca. 15 km lange dalavsnittet fra Hindseter/Veodalen (ca. 870 m.o.h.), til Gjendehalsen/Maurvangen (970 m.o.h.), og det ca. 10 km lange dalavsnittet fra Gjendehalsen til Valdresflyplatået (ca. 1350 m.o.h.). Området utgjør mellom 250 og 300 km².

Nerven i landskapet er Sjoa som har sine kilder i Storådalen. Den renner via Langvatnet, Gjende og Sjudalsvatna, ned Sjudalen og Heidalen og føres sammen med Lågen ved Koloen i Gudbrandsdalen. Tilsammen utgjør dette en strekning på omlag 100 km. Nedslagsfeltet omfatter også Leirungsdalen, Bessvatn og Russvatn.

Et vesentlig element på strekningen Gjendehalsen-Hindseter, er Sjudalsvatna. Det ca. 5 km lange og vel 1 km brede Øvre Sjudalsvatn, dominerer dalbunnen (fig. 2). Både østre og vestre dalside stiger jevnt opp fra vatnet, slik at det ikke dannes større sammenhengende myrområder. Den subalpine bjørkeskogen preger derfor terrenget. I nordenden av Øvre Sjudalsvatn blir dalen trangere, og over en kort strekning går Sjoa i stryk ned til Nedre Sjudalsvatn, med et fall på ca. 15 meter. Her vider dalen seg sterkt ut og får et noe annet preg enn ved Øvre Sjudalsvatn (fig. 3). Dette skyldes bl.a. at Russdalen munner ut i dalens vestside mens en i øst finner Griningsdalen. Ved Hindseter smalner dalen igjen sterkt (fig. 4).

Ved Gjendehalsen/Maurvangen kan en si at den egentlige Sjudalen slutter og går over i to atskilte "dalfører". I sørvestlig retning fortsetter Gjende (fig. 54 s. 97) ca. 20 km mens en i sør finner Nedre Leirungen (fig. 5) og Leirungsmýran (fig. 6) som en mer naturlig fortsettelse av selve Sjudalen. Dette dalavsnittet går så over i Valdresflyplatået (fig. 7).



Fig. 1. Kart over Øvre Sjødalen som viser flatetakseringsfeltenes plassering. 1 km = 1 cm. (For nøkkel, se tabell 1).



Fig. 2. Øvre Sjødalsvatn, utsikt mot nord.
Den subalpine bjørkeskogen dominerer
rundt vatnet.



Fig. 3. Nedre Sjødalsvatn. Utsikt mot sør fra
Hindflya.



Fig. 4. Furu danner skoggrense ved Russli.
Utsikt mot nordøst og Hindseter.



Fig. 5. Nedre Leirungen.



Fig. 6. Leirungsmýran.



Fig. 7. Parti fra Valdresflyplatået med Bitihorn i bakgrunnen.

Geologi.

Jotunheimens geologi er meget kompleks. Det såkalte Jotunheim-komplekset (Ofstedal 1970) består vesentlig av metamorfe eruptivbergarter. I Sjudalen utgjør jotundekket et høgtliggende skyvedekke av jotunitt. Skyvedekkgrensa følger lia fra øverste del av Hindflya på vestsida, via nederste del av Leirungsdalen til Stutgongkampen på østsida av dalbotnen i nord. Omkring Øvre og Nedre Sjudalsvatn består grunnfjellet vesentlig av fyllitt med svart-skifer samt kvartsrisk fyllitt (fig. 8). Fra Besstrondfjellet og nordover mot Hindflya, spesielt i Russdalen, finnes mektige dekker av morene- og elveavsetninger, avbrutt av vinduer med de nevnte fyllitt/skifertyper (fig. 8). I selve dalen rundt Sjudalsvatna, er det lite løsmateriale. Området er stort sett avspylt på grunn av de store vannmassene som drenerte gjennom dalføret under issmeltingen ved slutten av siste istid. En del glasifluviale avsetninger, eskere (fig. 9) i dalbunnen, er også tydelige spor etter denne dreneringen. Generelt kan en si at morenematerialet i hele området er kort transportert og det er derfor nøye sammenheng mellom berggrunnen på stedet og morenens sammensetning. Finmaterialet i morenematerialet er varierende, men praktisk talt uten leire. Grusig/sandig materiale er det mest vanlige (Garnes 1972).



Fig. 9. Esker ved nordenden av Øvre Sjudalsvatn.

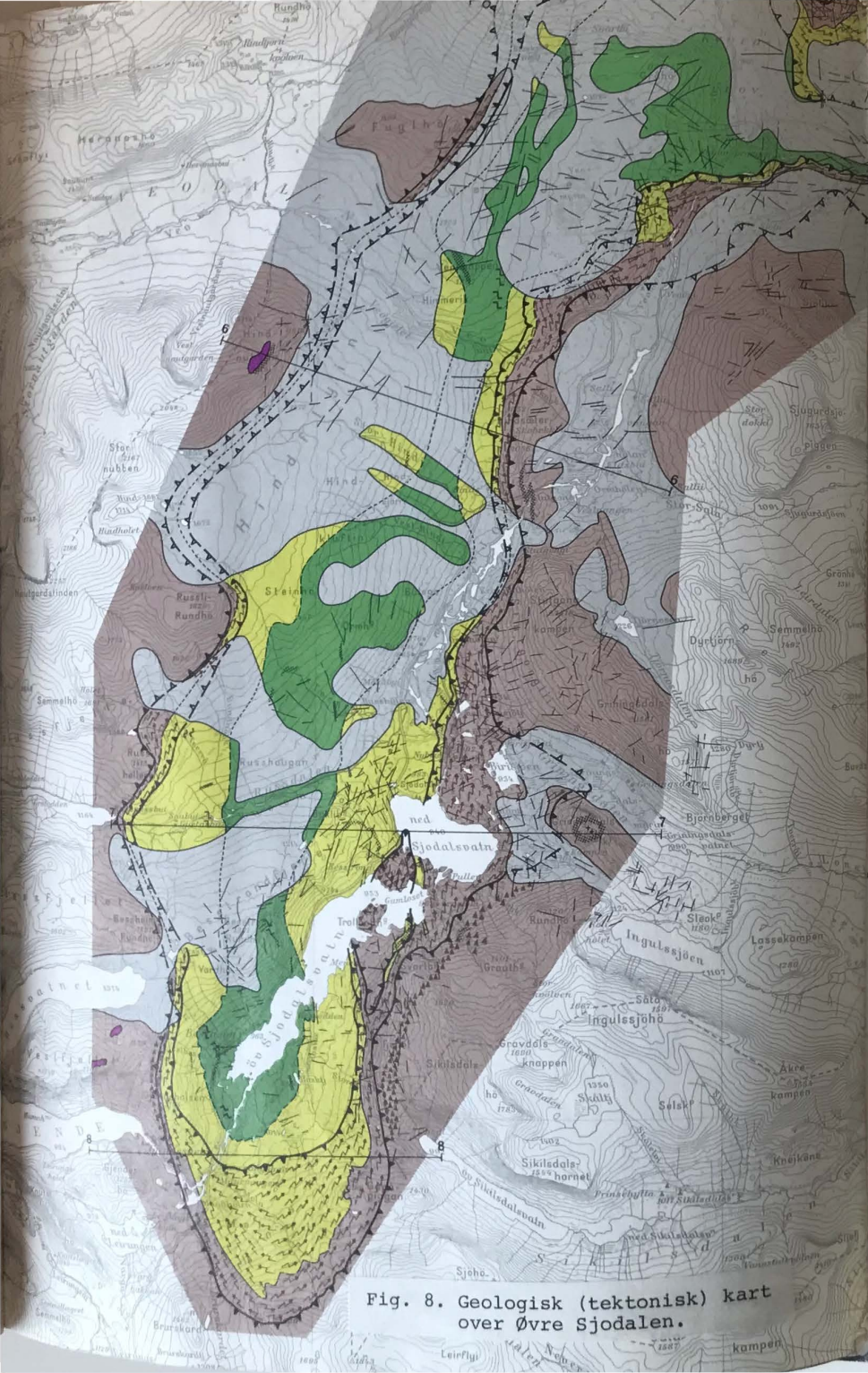


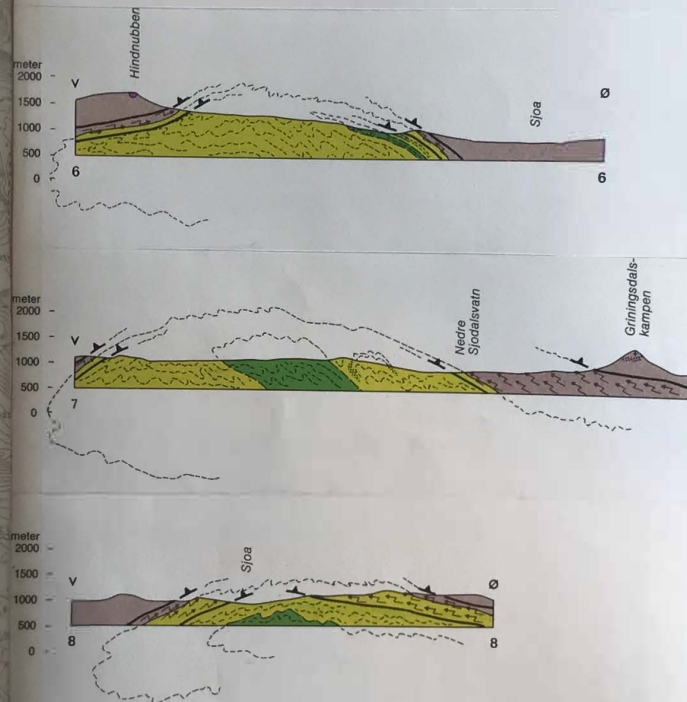
Fig. 8. Geologisk (tektonisk) kart over Øvre Sjødalen.

TEKTONISK KART TECTONICAL MAP

Kartlagt for
NVE - STATSKRAFTVERKENE
i 1969 av NGU, Geofysisk avdeling
NGU oppdrag nr. 895
Prosjektleder: Henri Barkey

Målestokk 1: 100.000

0 2 4 6 8 10 km
Ekvidistanse 30 m



Reprograffi ved NGU - Geofysisk avdeling i 1970.
Kartgrunnlag: NGO's kart i målestokk 1:100.000.

TEGNFORKLARING
Legend

- OVERDEKKET (MORENE, ELVEAVSETNINGER OSV.)
Covered (moraine, river deposits etc.)
- SEDIMENTKOMPLEKS (DELVIS OVERSKJØVET)
Sedimentary complex (partly overthrust)
- GARBENSKIFER (SELSKIFER)
«Garbenschiefer» (Selschist)
- LINSE AV KALKSTEIN I GARBENSKIFER
Lenses of limestone in «garbenschiefer»
- SERPENTINKONGLOMERAT
Serpentine conglomerate
- KLEBERSTEIN
Soapstone
- ULTRABASITT, DELVIS SERPENTINISERT
Ultrabasic rock, partly serpentinized
- TALKSKIFER
Talc-rich schists
- GRØNNSTEIN
Greenstone
- GRØNNSKIFER
Greenschists
- HOVEDSAKELIG Fyllitt med svartskifer
Mainly phyllite with intercalated black shales
- HOVEDSAKELIG GRANATGLIMMERSKIFER med svartskifer
Mainly garnet mica schist with intercalated black shales
- OBSERVERTE SONER med GRØNNSTEIN/GRØNNSKIFER
Observed zones with greenstone/greenschists
- OBSERVERTE SONER med AMFIBOLITT/KALKSKIFER
Observed zones with amphibolite/lime-rich bands
- OBSERVERTE SONER med SVARTSKIFER/KVARTSITT
Observed zones with black shales/quartzite
- KVARTSRIK Fyllitt
Quartz-rich phyllite
- HOVEDSAKELIG KVARTSITT
Mainly quartzite
- ARKOSITT med Fyllittiske bergarter
Arkosite with phyllitic rocks
- KONGLOMERAT, HOVEDSAKELIG med GNEISSGRANITTSKE BOLLER
Conglomerate, mainly gneissgranitic pebbles
- MYLONITTSKE OG TYNNSKIFRIGE BERGARTER, OVERVEIENDE SEDIMENTER
Mylonitic and schistose rocks, mainly sediments
- JOTUNKOMPLEKS (SKYVEDEKKE)
Jotun complex (thrust masses)
- MYLONITTSKE OG TYNNSKIFRIGE BERGARTER, OVERVEIENDE BASISKE ERUPTIVER
Mylonitic and schistose rocks, mainly basic plutonics
- JOTUNITT
Jotunite
- GRÅVAKKE/GRANITTSK GNEIS
Greywacke/granitic gneiss
- GRØNNSKIFER/GRØNNSTEIN
Greenschists/greenstone
- AMFIBOLITT/ANORTOSITT
Amphibolite/anorthosite
- ULTRABASITT
Ultrabasic rock
- BERGARTSGRENSE (OBSERVERT)
Rock boundary (observed)
- BERGARTSGRENSE (USIKKER)
Rock boundary (uncertain)
- BERGARTSGRENSE (OVERDEKKET)
Rock boundary (covered)
- PROFILLINJER
Geological sections
- TEKTONISK
Tectonics
- SKYVEGRENSE
Thrust plane
- SKYVEGRENSE, SENERE FORKASTET
Thrust plane with later fault movement
- FORKASTNING
Fault
- SPREKK
Joint

Klima og meteorologiske forhold.

Øvre Sjødalen ligger på grensa mellom et kontinentalt og subkontinentalt klimaområde, med en verdi for Kotilainens oseanitetsindeks på ca. 30 (fig. 10). Årsnedbøren ligger i overkant av 600 mm (fig. 11), men lokalklimatiske variasjoner synes å være av betydning. Etter egne iakttagelser og etter samtaler med lokalbefolkningen, er nedbøren ved Sjødalsvatna sannsynligvis noe mindre enn i omkringliggende strøk.

Fig. 12 angir midlere antall soltimer i sommerhalvåret, men "isohelene" er sterkt skjematisk og store lokale variasjoner gjør seg gjeldende. Middelttemperaturen i juli ligger på ca. 13° (fig. 13).

De mest framtreddende vindretningene er fra sør og sørvest, og det blåser ofte, sterkest på østsida av Sjødalsvatna da vinden vanligvis kommer fra Gjende og feier nedover Sjødalen.

På grunn av undersøkelsesområdets utstrekning, både vertikalt og horisontalt, finnes tildels store klimatiske variasjoner. Eksposisjonen er av vesentlig betydning. Sør-vendte områder, f.eks. på Valdresflya, kan ha et godt lokalklima mens nordvendte skråninger og selve hovedplatået, er å betrakte som tundra (Verner Johannesen pers. medd.).

I appendiks 1, er gjengitt tilgjengelige meteorologiske data for området for mai - sept. 1970 - 73.

Vegetasjon.

Vegetasjonen i området er kartlagt av amanuensis Elmar Marker. Kartbladene, i alt 11, følger inndelingen for Økonomisk kartverk i Norge, målestokk 1 : 10 000. Vegetasjonsbeskrivelsen gis på grunnlag av Marker (1970, 1971 og 1972) og Kielland-Lund (1973).

Området har en meget variert vegetasjon. I dalbunnen, fra Hindseter til utløpet av Øvre Sjødalsvatn, er furuskogen dominerende (kartlagt som lyngrik furuskog, Barbilophozio-Pinetum Kielland - Lund 1967, og har nært slektskap med de lavalpine risheiene). Ved Russli er den skoggrensedannende. Det er usikkert om skoggrensa her er naturlig eller kunstig senket.

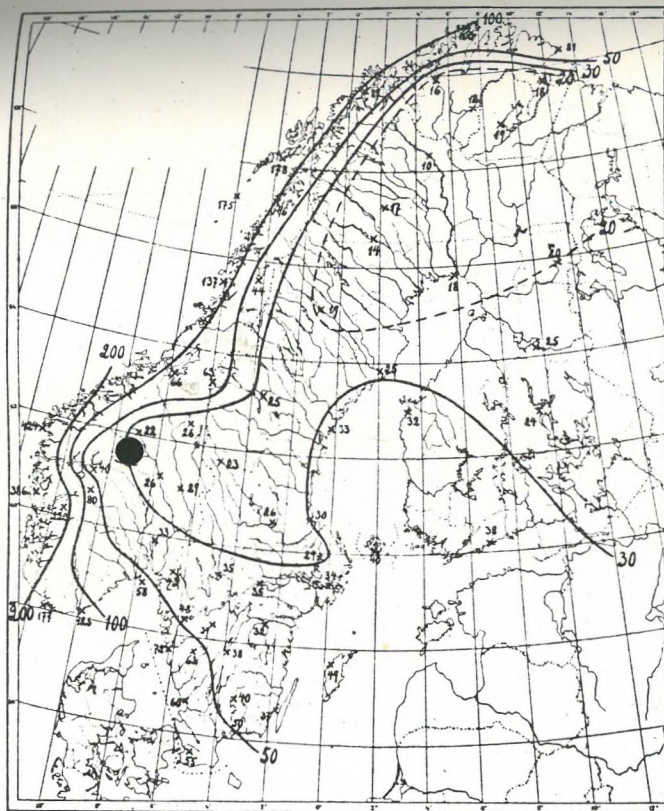


Fig. 75. Ozeanitäts-Index nach KOTILAINEN (1933). Ergänzt nach HAMBERG 1922, Nedbøriaktl. i Norge 42. 1938, Norsk Meteorol. Årbok 1946 und offiziellen meteorologischen Daten Schwedens.

Fig. 10. Etter Lindroth (1949).



Fig. 73. Niederschlagskarte von Fennoskandien. Nach Nedbøriaktl. i Norge 1938, Ångström 1946 und Atlas öfver Finland 1910. — Schwarz \Rightarrow 2000 mm.

Fig. 11. Etter Lindroth (1949).

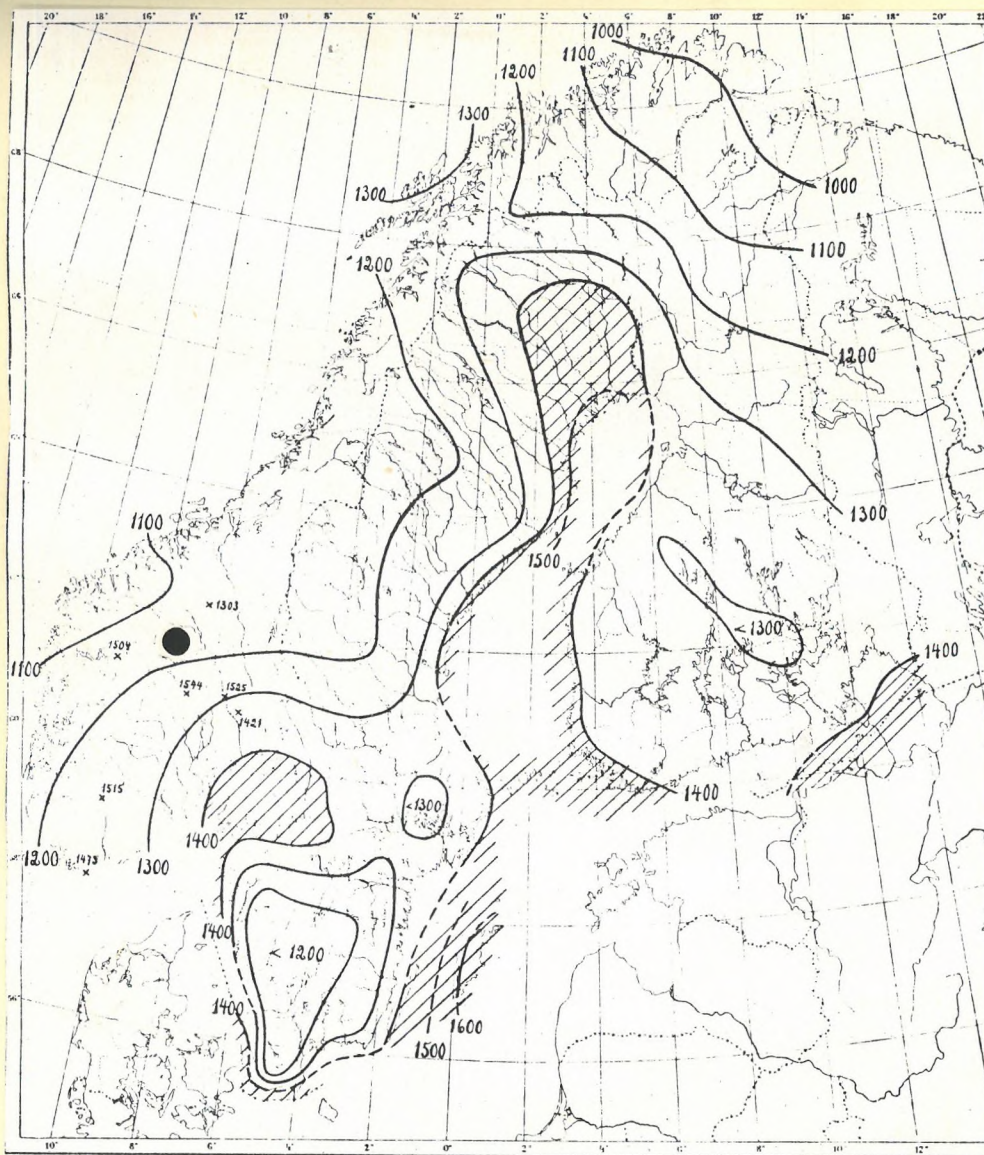


Fig. 76. Mittlere Anzahl Sonnenstunden im Sommerhalbjahr (April-September). Nach HAMBERG 1909 und LUNELUND 1942. Die „Isohelen“ sind stark schematisiert. Einige norwegische Stationen mit abnorm hohen Zahlen sind besonders markiert.

Fig. 12. Etter Lindroth (1949).



Fig. 63. Juli. Mitteltemperatur der Luft am Boden (1.5 m Höhe), 1901—1930. Nach Norsk Meteor. Arbok, ÅNGSTRÖM 1946, „Månadsöversikt av väderleken i Finl.“ 1946 und RUBINSTEIN 1927. — Schwarz $> 17^{\circ}$ C; schraffiert $> 16^{\circ}$; gebrochene Linie = 15° -Isotherme. Die schablonenmäßigen Isothermen von 13° und 10° sind nur in Norwegen bzw. im hohen Norden eingezeichnet worden.

Fig. 13. Etter Lindroth (1949).

Det subalpine bjørkebeltet er stedvis godt utviklet, men rundt setergrendene kan det mangle. Arealmessig dominerer de to oligotrofe forbundene Phyllodoco-Vaccinion Nordhagen 1936 og Vaccinio-Piceion Braun-Blanquet et al. 1939. Innen det første dominerer den lavrike kreklingbjørkeskogen med assosiasjonen Betuletum *empetro-cladinosum* + Betuletum *empetro-hylocomiosum* Nordhagen 1943. I Vaccinio-Piceion Braun-Blanquet et al. 1939, finner vi assosiasjonen Myrtillo-Betuletum Nordhagen 1943, blåbær-småbregnebjørkeskog. Et eutroft forbund forekommer også, Mulgedion *alpinae* Nordhagen 1943. Denne høgstaudebjørkeskogen er representert med forbundet Betuletum *geraniosum subalpinum* Nordhagen 1943. I forhold til den oligotrofe bjørkeskogen har høgstaudeskogen liten utbredelse, men er et markant trekk langs mange bekker og på steder hvor det kommer fram kalkholdig jordvann.

Den lavalpine regionen er dominert av de oligotrofe risheiforbundene Arctostaphylo-Cetrarion *nivalis* Dahl 1956 (kekling-lavhei) og Phyllodoco-Vaccinion myrtilli Nordhagen 1936 (blåbær-blålynghei), det første chionofobt, det andre middels chionofilt.

Velutviklete høgstaudeenger (*Lactucion alpinae* Dahl 1956) finnes spesielt på Hindflya og Besstrondfjell, ofte i mosaikk med alpine ekstremrikmyrer, Salicion *myrsinitis*. Det calcifile forbundet Kobresio-Dryadion Nordhagen 1936, rabbetust-reinrosehei, er meget godt utviklet i området Besstrondfjell-Hindflya og dekker her store arealer. Det danner ofte mosaikk med alpine ekstremrikmyrer med mer eller mindre brede soner av Sphagno-Tomenthypnion Dahl 1956.

Store, flate myrområder er sjeldne i området og forbundene Leuco-Scheuchzerion Nordhagen 1943, bleikmyrer og Stygio-Caricion *limosae* Nordhagen 1936, svartmyrer, er derfor sparsomt representert. Det samme gjelder for rismyrer, Oxycocco-Empetrion *hermaphroditi* Nordhagen 1943.

Rismyrforbundet finnes ofte mosaikkartet som tuer i gråstarr-slåttestarrmyr, Caricion *canescentis-nigrae* Dahl 1956 (mesotrofe grasmyrer). Det samme forholdet finnes med alpine ekstremrikmyrer, om enn ikke i samme grad. I området som helhet er gråstarr-slåttestarrmyr det vanligst utviklede myrforbund, ofte utformet som lange, topogene myrområder i forsenkninger i terrenget. Der forbundet opptrer på større flater, finnes ofte et busksjikt av sølvvier, Salix glauca, lappvier, Salix lapponum, ullvier, Salix lanata

og grønnvier, Salix phylicifolia som kan danne nesten ugjennomtrengelige kratt. Alpin ekstremrikmyrer finnes best utviklet på Besstrondfjell-Hindflya, ofte i mosaikksamfunn. Den rike vegetasjonen på Besstrondfjell og Hindflya, kan forklares ved at berggrunnen for en stor del består av fyllitt med høy forvittringsgrad (jfr. fig. 8), ved tynt morenedekke og rikelig framsig av næringsrikt vatn.

FLATETAKSERINGSFELTENE.

I tillegg til de 5 takseringsfeltene som ble utlagt i 1970, ble i 1971 to nye felt opprettet, ett i furuskogen ved Russli og ett langs Flybekken nær Heimdalsmunnen. Dessuten ble bjørkeskogsfeltet utvidet fra 6,5 til 17,0 ha (se tabell 1). Takseringsfeltene er plassert i tre ulike dalavsnitt (fig. 14). Første avsnitt omfatter furuskogsfeltet Fu-1F, og Hindflyfeltet F-1F. I det andre avsnittet er bjørkeskogsfeltet B-1F, mosaikkfeltet M-1F og lavheifeltet M-2F, plassert. Det tredje og høyestliggende avsnittet inneholder et elvedeltafelt, M-3F og Valdresflyfeltet F-2F. Oversiktsbilder av dalavsnittene er gitt i fig. 15, 16 og 17. På kartet er takseringsfeltene avmerket med feltsymbolene (fig. 1). Feltene Fu-1F, B-1F, M-1F og M-3F er vegetasjonskartlagt i målestokk 1:2500 av Marker (fig. 20 og 32).

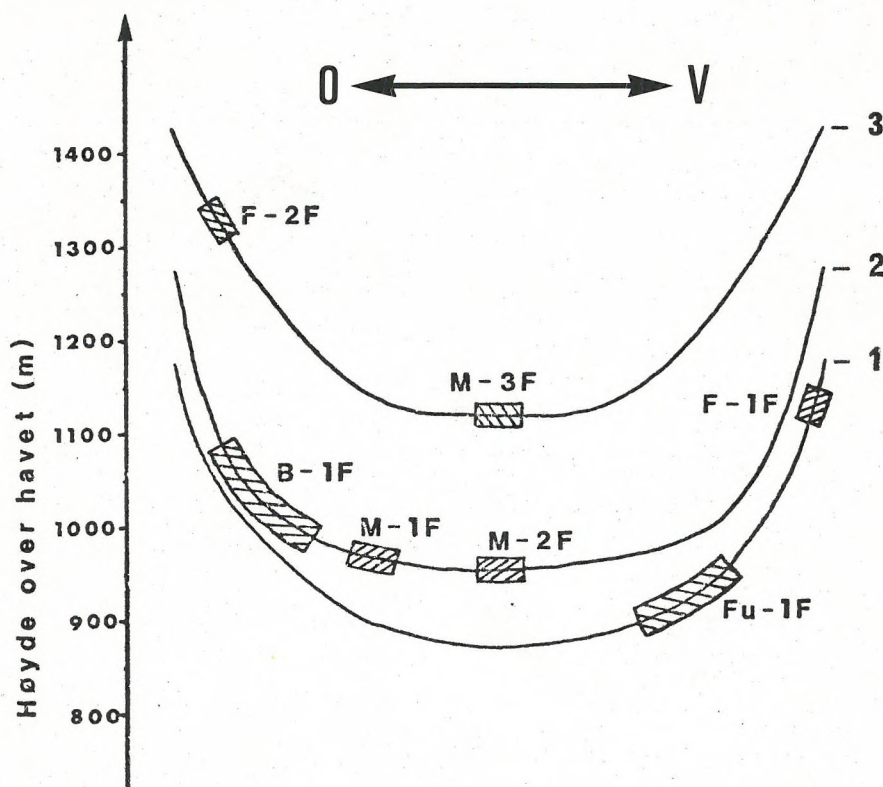


Fig. 14. Skjematisk framstilling av flatetakseringsfeltenes beliggenhet i forhold til de tre dalavsnittene. Avsnitt 1 = Russli, avsnitt 2 = Øvre Sjødalsvatn, avsnitt 3 = Valdresflya.

Tabell 1. Data over flatetakseringsfeltene.

TAKSERINGSFELT (symbol/navn)	M - 1 F, Hoska	M - 2 F, Tangen	M - 3 F, Flybekken	F - 1 F, Hindflya	F - 2 F, Valdresflya	B - 1 F, Hoskelia	Fu - 1 F, Russlia
HABITAT	Myrmosaikk	Krekling- lavhei	<u>Salix</u> - dominert elvedelta	Lavalpin fly	Mellomalpin fly	Subalpin bjørkeskog	Subalpin furuskog
AREAL (ha)	13,5	18,3	12,0	15,0	15,0	17,0 (6,5)	14,0
FORM (i meter)	150 x 900	350 x 550 (ca.)	200 x 600	250 x 600	250 x 600	100 x 1700	200 x 700
HØYDE (m) OVER HAVET (laveste og høyeste punkt)	965 - 970	955	1120	1110 - 1145	1310 - 1350	980 - 1090	900 - 955
EKSPOSISJON	N	Flatt	Flatt	Ø	NV	NNV	ØNØ
UTM - REFERANSE	32VMP9319	32VMP9118	32VMP8811	32VMP9529	32VMP9009	32VMP9317	32VMP9629
ANTALL SESONGER TAKSERT (ÅR)	4 (1970-1973)	4 (1970-1973)	3 (1971-1973)	4 (1970-1973)	4 (1970-1973)	3 (4) 1971-1973 (1970-1973)	3 (1971-1973)

Beliggenhet, topografi og vegetasjon.

Avsnitt 1, Russli.

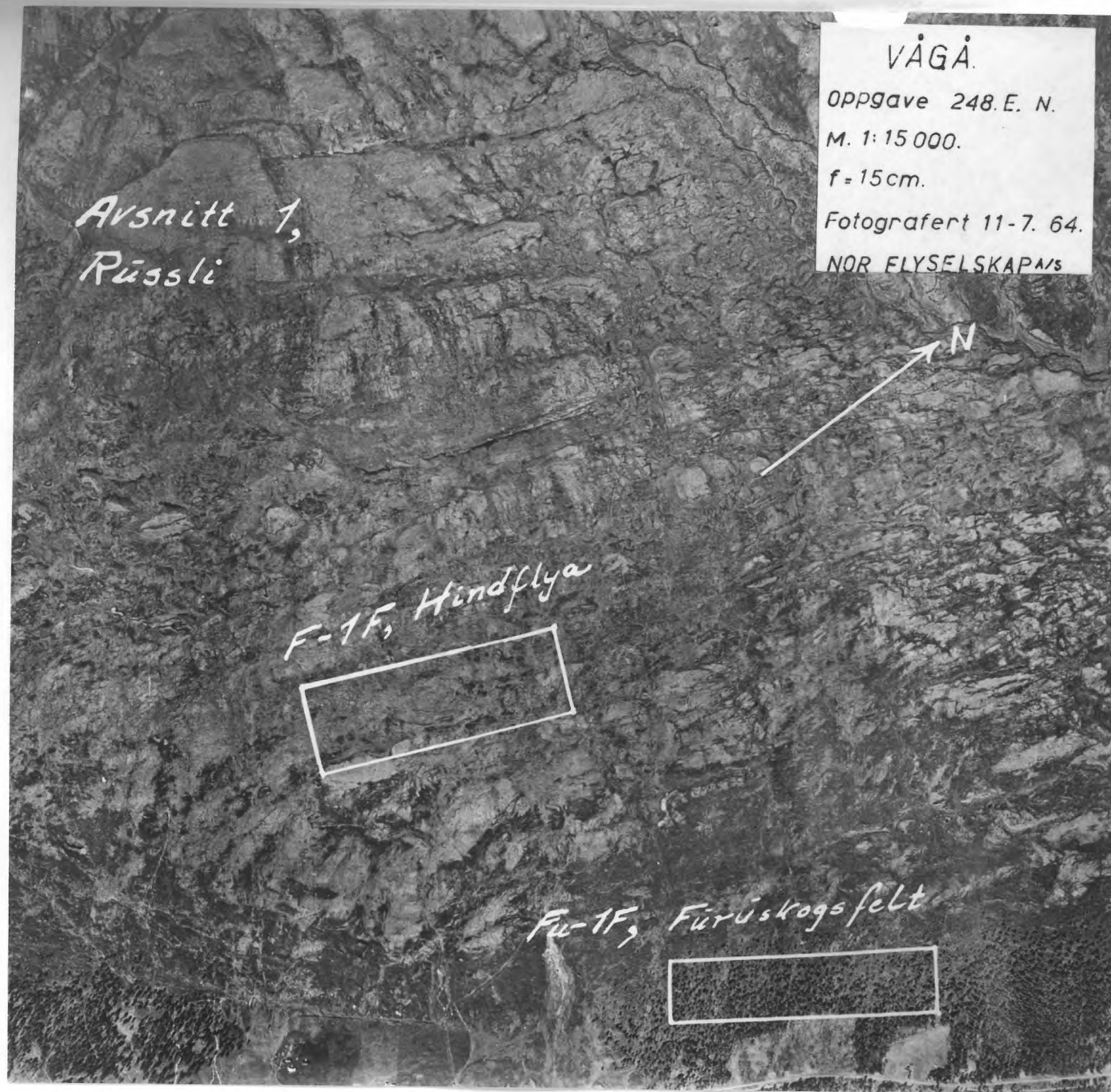
Fu-1F, furuskogsfelt (fig. 19 oversiktsbilde).

Feltet er plassert i furuskogen like nord for Russliseter, der skogen begynner utenfor snauhogsten rundt setervollene. Som det går fram av fig. 19, er det også et snauhogstfelt mellom riksvegen og feltet. Furuskogen i dette området er skoggrensedannende (fig. 4 og 19), og synes å være lite påvirket av menneskelige inngrep bortsett fra noe plukkhogst i feltets nordre del. Tre småbekker renner gjennom feltet. Rundt disse er terrenget småkupert, ellers skråner det jevnt opp mot Hindflya.

Skogstypen er kartlagt som lyngrik furuskog (fig. 18). Den er imidlertid delt av en rekke smale høgstaudedrag og kalkmyrer. I den nordre delen finnes store sammenhengende høgstaudebestand. Ved de fuktigste stedene i feltet finnes en del bjørk, Betula tortuosa og vier, Salix (se fig. 21). Enkelte steder er et busksjikt av einer, Juniperus communis, relativt godt utviklet. Vegetasjonskart fig. 20.



Fig. 18. Lyngrik furuskog på flatetakseringsfelt Fu-1F.



VÅGÅ.

Oppgave 248.E. N.

M. 1:15 000.

f=15cm.

Fotografert 11-7. 64.

NOR FLYSELSKAP A/S

Avsnitt 1,
Rüssli

F-1F, Hindflya

Fu-1F, Füröskogs felt

Fig. 15.

Flyfoto av dalav-
snitt 1, Rüssli,
med de to flatetak-
seringsfeltene inn-
tegnet.

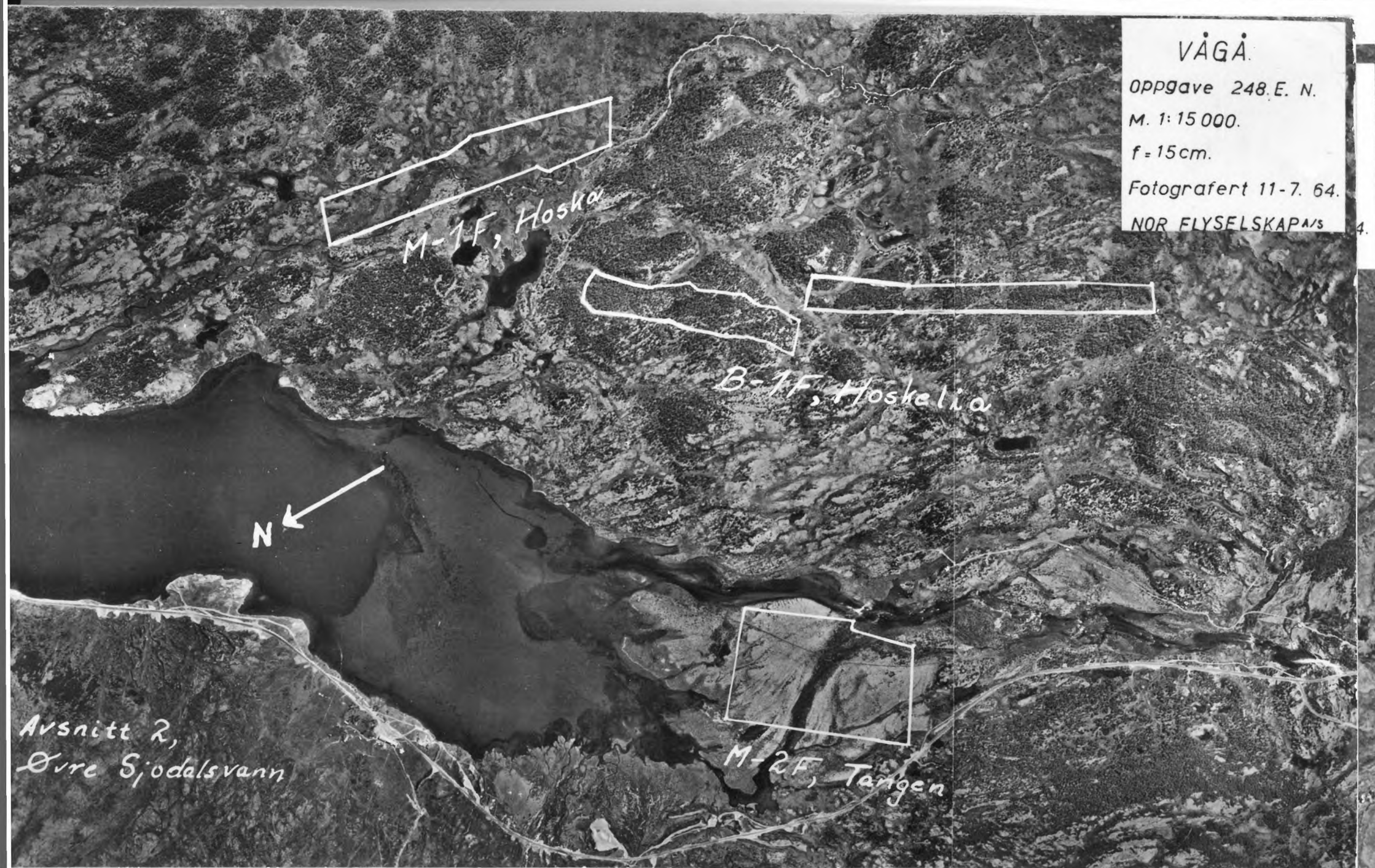


Fig. 16. Flyfoto av dalavsnitt 2, Øvre Sjødalsvatn, med de tre flatetakseringsfeltene inntegnet.

VÅGÅ.

Oppgave 248.E. N.

M. 1:15 000.

f = 15 cm.

Fotografert 11-7. 64.

NOR ELYSELSKAP A/S

F-2F, Valdresflya

Arvsnitt 3,
Valdresflya

Fig. 17. Flyfoto av dalavsnitt 3 med de to flatetakseringsfeltene inntegnet.

M-3F, Flybekken

F \bar{u} -1F

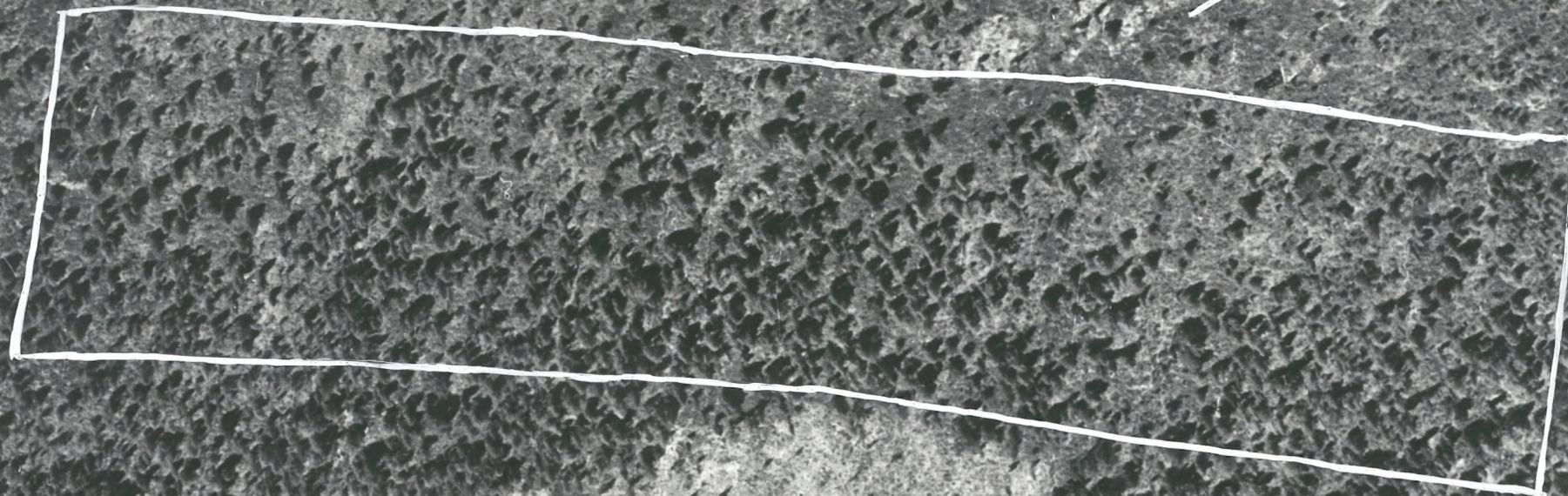
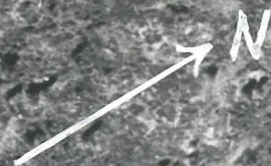
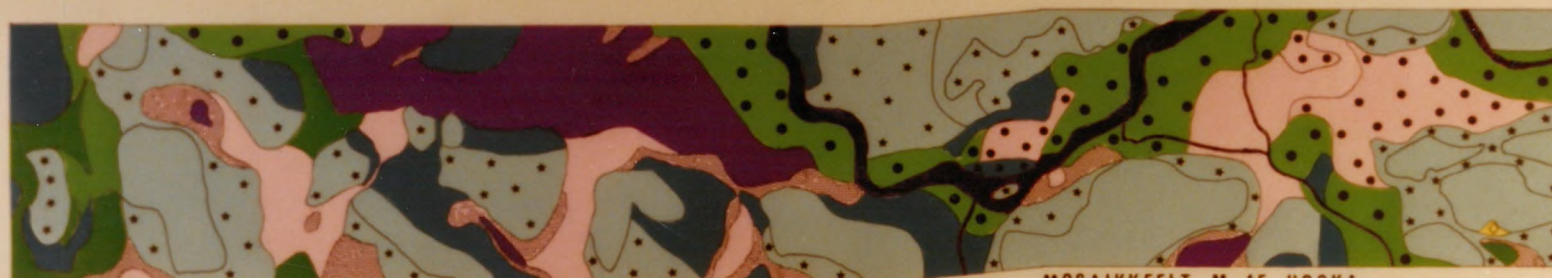


Fig. 19. Oversikt over flatetakseringsfeltet i furuskogen ved Russli, Fu-1F.



FURUSKOGSFELT, Fu-1F, RUSSLI

0 100 200 Meter



MOSAIKKFELT, M-1F, HOSKA

1 7 10s
 1b 7s 11
 2b 8 12
 2s 10 13b
 — åpent vann

0 100 200 Meter



FLYBEKKEN, M-3F

0 100 200 Meter

2s 11
 7s 11s
 8 12
 10 — åpent vann



Fig. 20. Vegetasjonskart over tre av flatetakseringsfeltene. For symbolforklaring, se tabell 2.

Tabell 2. Vegetasjonskartenes (fig.20 og 32) vegetasjonsenheter.
Symbolforklaring (Marker pers. medd.). For nærmere beskrivelse, se appendiks 2, s. 160.

- 1 = lavrik lynghei.
- 1b = lavhei med rabbesiv, Juncus trifidus.
- 2b = blåbærhei med dominant dvergbjørk, Betula nana, ofte meget moserik.
- 2s = Salix-kratt av tørr type, ofte med smyle, Deschampsia flexuosa og blåbær, Vaccinium myrtillus i feltsjiktet, også noe skogrøyркvein, Calamagrostis purpurea.
- 7 = høgstaudesamfunn.
- 7s = høgstaudesamfunn med Salix.
- 8 = rismyr-komplekser.
- 10 = gråstarr-slåttestarrmyr.
- 10s = gråstarr-slåttestarrmyr med Salix.
- 11 = rikmyr (hellende terreng).
- 11s = rikmyr med Salix.
- 12 = svartmyr (stagnerende vann).
- 13 = blåbær-småbregnebjørkeskog.
- 13b = lavrik bjørkeskog, som oftest svært åpen.
- 14 = høgstaudebjørkeskog.
- 16 = lavfuruskog.
- 17 = lyngfuruskog.

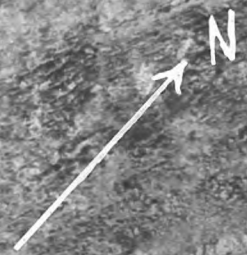


Fig. 21. Høgstaudesamfunn (jfr. fig. 20) med bjørk og Salix på flatetakseringsfelt Fu-1F.

F-1F, Hindflya (fig. 22 oversiktsbilde).

Feltet ligger i den lavalpine sonen. Typisk for området er solifluksjonsterrasser (fig. 23), men feltets østre del avsluttes i en relativt stor flate. I sør domineres denne av en vinderodert grusrygg og karakteriseres i nord ved myrkomplekser. Vegetasjonen består vesentlig av reinrose-rabbetusthei i mosaikk med sotstarr-blankstarrmyr (*Caricion atrofuscae-saxatilis* Nordhagen 1936 + *Sphagno-Tomenthypnion* Dahl 1956) med fragmenter av engsnøleier (*Reticulato-Poion alpiniae* + *Ranunculo-Poion alpinae* Gjærevoll 1956 + deler av *Potentillo-Polygonion vivipari* Nordhagen 1936). Inne i disse samfunnene finnes mindre partier med krekling-lavhei og blåbær-blålynghei, ofte med et tett sjikt av dvergbjørk, Betula nana, de to sistnevnte typene på de mer næringsfattige grusryggene. Fysiognomisk virker feltet ganske homogent, men plantesosiologisk er det meget komplekst.

3. 22. Over-
hindflya,



F-1F

MÅLESTOKK 1:3000



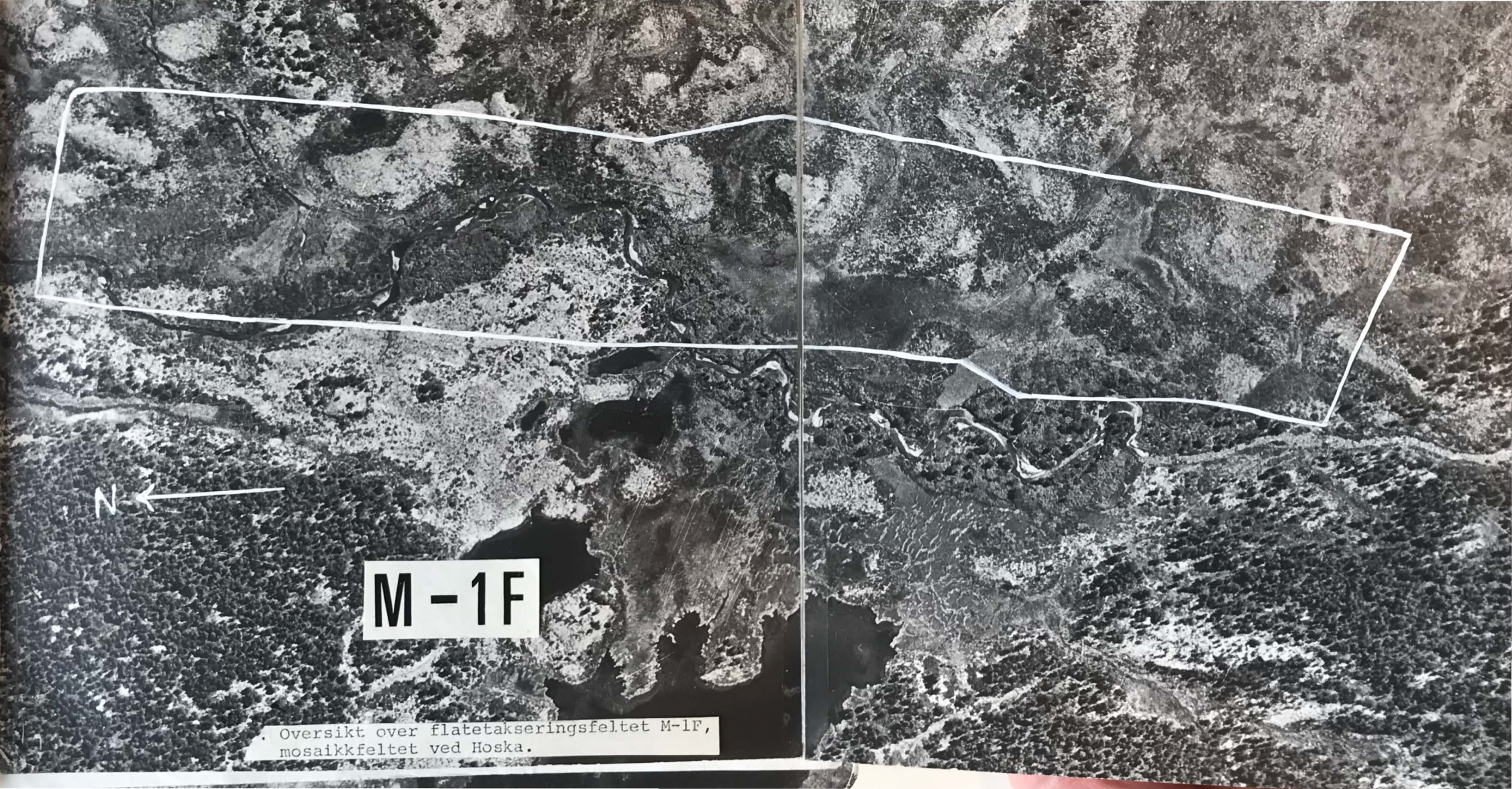
Fig. 23. Solifluksjonsterrasser på F-¹/₂F, Hindflyfeltet.

Avsnitt 2, Øvre Sjødalsvatn.

M-1F, mosaikkfelt (fig. 24, oversiktsbilde).

Feltet er lagt langs Hoska i nærheten av Hosktjønnene og utgjør en mosaikk som domineres av myr. Hoska meandrerer, og fallet på elva er knapt merkbart, så stort sett er feltet å anse som flatt (fig. 25). Den østre delen, mot Blesomfjellet, skråner litt oppover og her finnes noen vinderoderte grusrygger på opptil fem meters høyde.

Langs Hoska finnes vesentlig høgstaudesamfunn med busksjikt av Salix-arter. De dominerende myrtypene er gråstarr-slåttestarrmyr, med eller uten busksjikt av Salix. Det finnes en stor sammenhengende flate med svartmyr (jfr. fig. 25). Kantene mot fastmarksamfunnene er smale border av rismyr. Fastmarksamfunnene består for det meste av krekling-lavhei og blåbær-blålynghei, oftest med et tett busksjikt av dvergbjørk. Vegetasjonskart fig. 20.



M-1F

Oversikt over flatetakseringsfeltet M-1F,
mosaikkfeltet ved Hoska.



Fig. 25. Mosaikkfeltet M-1F, med stor svartmyrflate i forgrunnen. Utsikt mot nord.

M-2F, lavhei.

Feltet ligger på et område som lokalt kalles "Tangen" ved Sjoas utløp i Øvre Sjudalsvatn. Det er en tørr, lavbevokst "grusør" (fig. 26), sannsynligvis lagt opp av elva gjennom en lang tidsperiode. Tvers gjennom feltet går et av Sjoas flomløp (fig. 27). Ved høy vannstand i Øvre Sjudalsvatn blir deler av feltet oversvømt, noe som skjedde sommeren 1972 (jfr. fig. 28). Feltets nordende får derfor sumppreg med damdannelser og torvtuer. En del gamle flomløp blir ved stor nedbør også fylt med vann.



Fig. 26. Flatetakseringsfelt M-2F, lavhei. Utsikt mot nord-øst.



M-2F

MÅLESTOKK 1:3000

Fig. 27. Oversikt over flatetakseringsfeltet M-2F, lavheia på Tangen. Merk flomløpet som krysser feltet.



Fig. 28. Ekstrem høy vannstand i Øvre Sjudalsvatn i juni 1972 medførte oversvømmelse på flate-takseringsfelt M-2F.

Det meste av flata klassifiseres botanisk som krekling-lavhei med varierende dekning i busksjiktet av dvergbjørk (jfr. fig. 26). De fuktige delene er delvis rismyrfragmenter og opptrer som enkeltstående tuer i åpent vann, delvis gråstarr-slåttestarrmyr med enkelte flekker av svartmyr. Mot Sjoa finnes det høgstaudeutforminger dominert av Salix.

B-1F, bjørkeskog (fig. 30 oversiktsbilde).

Feltet ligger på østsida av Øvre Sjudalsvatn. Nordenden går ned mot Hosktjønnene og sørenden går opp mot skoggrensa. Lengdesnitt av feltet er gitt i fig. 29.

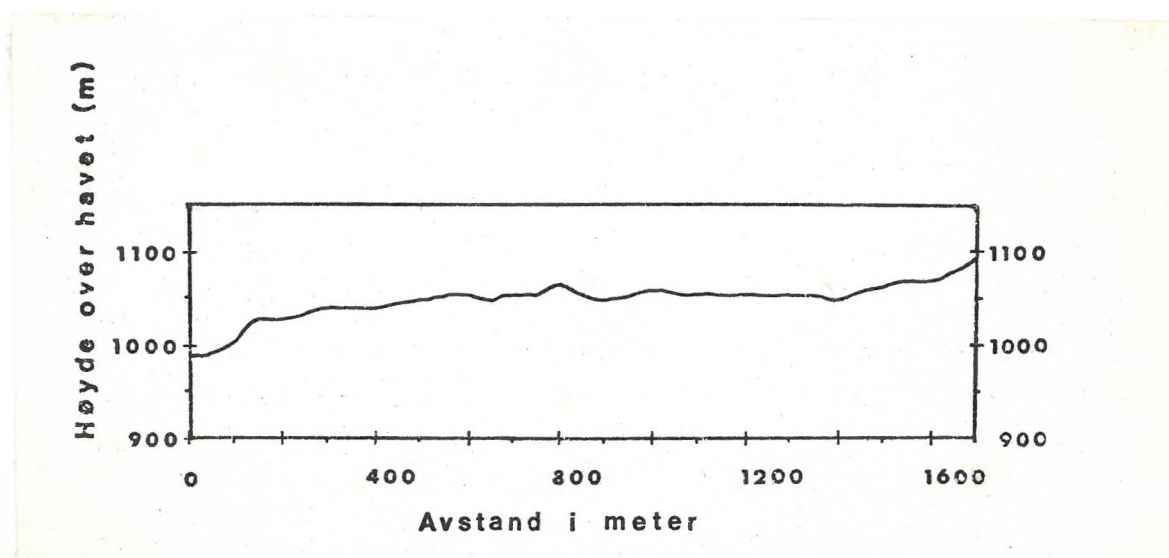


Fig. 29. Lengdesnitt av bjørkeskogsfeltet B-1F.

MÅLESTOKK 1:3000

B-1F



fig. 30. Oversikt over flatetakseringsfeltet i bjørkeskogen i Hoskelia, B-1F.

Bjørkeskogsområdene ved Øvre Sjødalsvatn er heterogene. Karakteristisk er vekslingen mellom ekstremt tørre partier og fuktige drag, tildels av ren myrkarakter (fig. 31). Feltet er kupert og rygger av fast fjell eller grus finnes her og der. Større og mindre flyttblokker ligger spredt over alt. Vegetasjonen veksler mellom lavrik kreklingbjørkeskog og blåbær-småbregnebjørkeskog. I enkelte bratte lier med næringsrikt sigevatn finnes høgstaudeutforminger, stort sett dominert av skogstorkenebb, Geranium silvaticum. Salix kan danne kratt i fuktige drag, einer på tørrere partier (fig. 33). Vegetasjonskart fig. 32.



Fig. 31. Myrområde på bjørkeskogsfeltet B-1F.

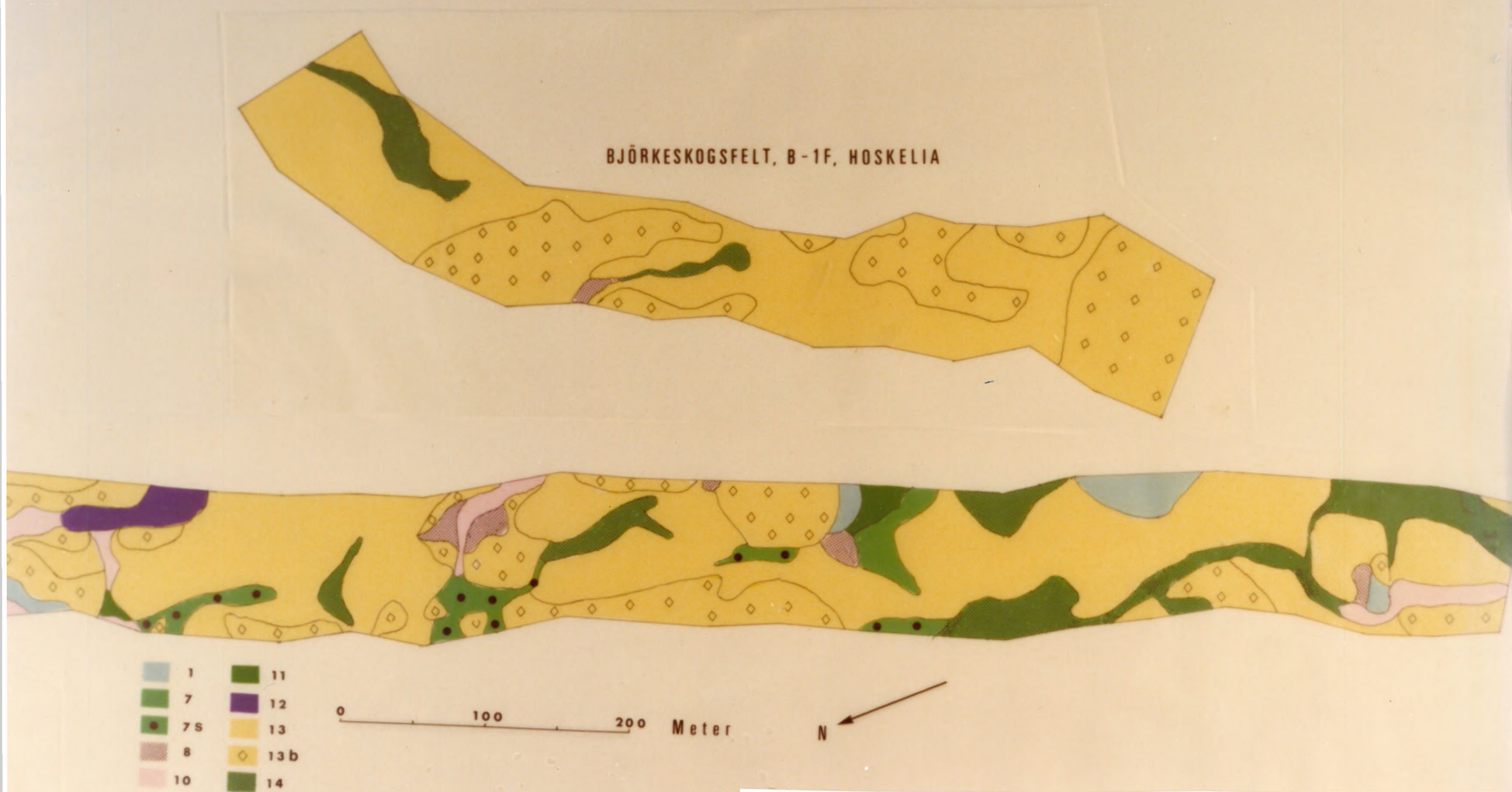


Fig. 32. Vegetasjonskart over flatetakseringsfeltet i bjørkeskogen. Angående feltets form, se fig. 30. For symbolforklaring, se tabell 2.



Fig. 33. Parti fra bjørkeskogen ved Øvre Sjødalsvatn. Veksling mellom fuktige Salix-dominerte områder og tørre lav/einer-dominerte partier, er relativt vanlig.

Avsnitt 3, Valdresflya.

M-3F, Flybekken (fig. 34 oversiktsbilde).

Feltet er lagt langs Flybekken der denne meandrerer før den renner sammen med Leirungselva. Hver vår oversvømmes hele deltaet og en rekke flomløp (fig. 35) gjennomskjærer det tette Salix-krattet som dekker store deler av området (fig. 36). Flere oxbow-lakes inngår som viktige element (fig. 37). Når snøsmeltinga er over og vannstanden i elva synker, tørker visse områder med finnskjegghei.

Plantesosiologisk tilhører M-3F delvis en fattig høgstaudetype med skoggrøyrkvein, Calamagrostis purpurea, og delvis blålyng-blåbærhei på tørrere mark. Myrene utgjøres vesentlig av store bleikmyrflater, men det finnes også gråstarr-slåttestarrmyr. Rundt åpent vann er det enkelte steder et godt utviklet Magno-caricionbelte, høgstarrsump. Vegetasjonskart fig. 20.



M-3F

MÅLESTOKK 1:3000

Fig. 34. Oversikt over flatetakseringsfeltet ved Flybekken, M-3F.



Fig. 35. Flomløp på flatetakseringsfelt M-3F.



Fig. 36. Salix-kratt på flatetakseringsfelt M-3F.

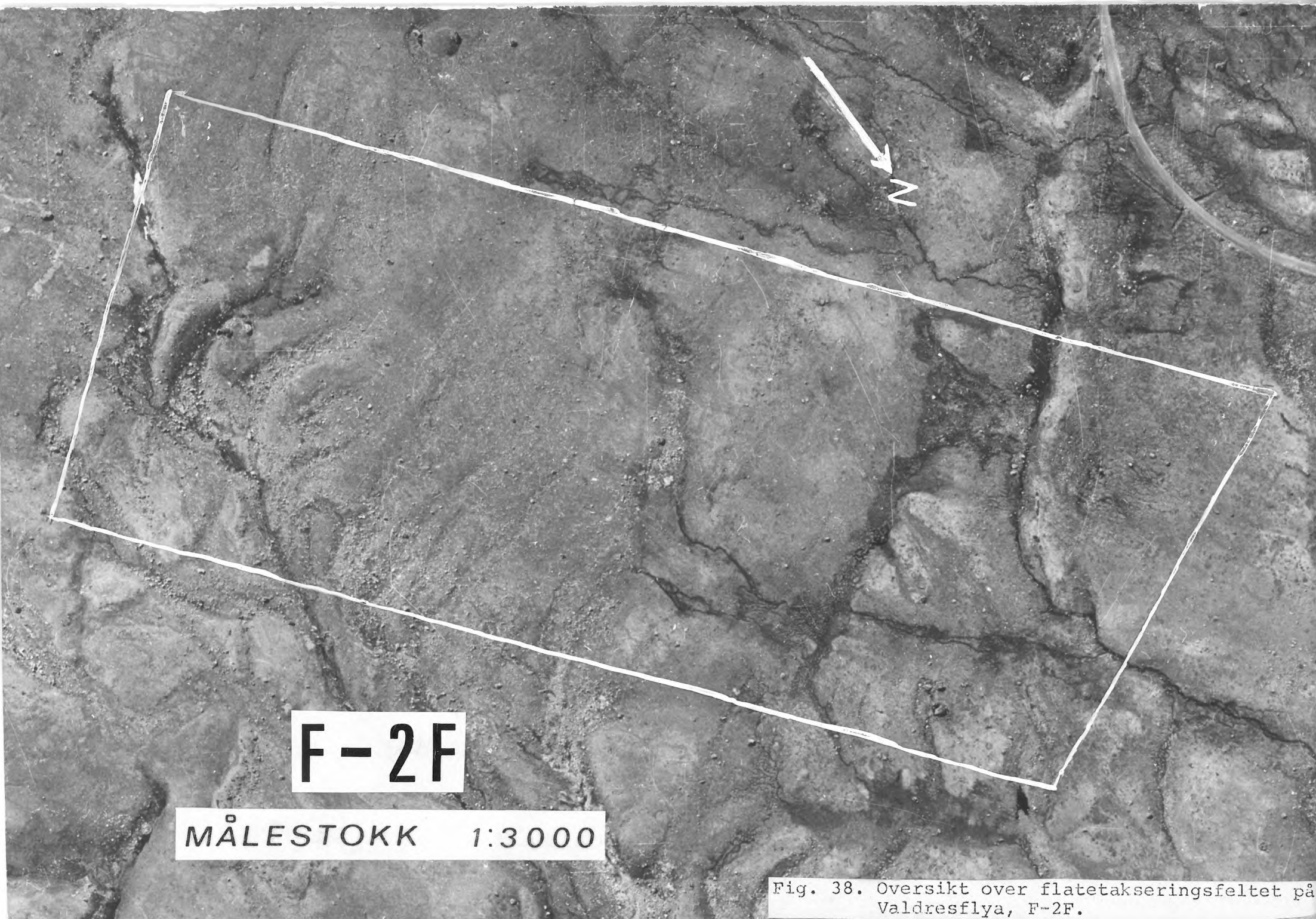


Fig. 37. Oxbow-lake på flatetakseringsfelt M-3F.

F-2F, Valdresflya (fig. 38 oversiktsbilde).

Feltet ligger på grensen mellom lav- og mellomalpin sone. Et bekkeleie i feltets sørende danner en forsenkning (fig. 39), hvor det enkelte år har ligget snø under hele takseringsperioden. Feltet er ellers lite kupert, men større og mindre flyttblokker ligger spredt over alt, og mindre partier er ren blokkmark (jfr. fig. 39).

I motsetning til Hindflyfeltet er dette botanisk sett et fattig område. Det er for en stor del dominert av noe chionofil blåbær-blålynghei og chionofob krekling-lavhei (fig. 40). Større partier dekkes av musøre, Salix herbacea-snøleier, og mindre flekker dominert av stivstarr, Carex bigelowii, finnes også. I nord er det partier av gråstarr-slåttestarrmyr omgitt av chionofil stivstarrhei.



F-2F

MÅLESTOKK 1:3000

Fig. 38. Oversikt over flatetakseringsfeltet på Valdresflya, F-2F.



Fig. 39. Blokkmark på flatetaksfjellene på Valdresflya, F-2F.



Fig. 40. Chionofob krekling-lavhei på Valdresflyfjellene, F-2F. Utsikt mot nord.

I A. KVANTITATIVE FUGLEREGISTRERINGER.

Metoder.

Slik takseringsmetoder for fugl systematiseres av Berthold (1976), kommer de jeg har brukt inn under to hovedtyper: 1) reirleiting og 2) optisk og/eller akustisk registrering. Til de optisk og/eller akustiske registreringene, hører a) prøveflatemetoder, b) linjetaksering og c) punkttaksering (Berthold 1976). I Sjødalen er kartmetoden (2a) (Enemar 1959) kombinert med linjetaksering (2b) (Enemar og Sjøstrand 1967) og reirleiting (1), benyttet.

Kartmetoden.

I Norge er kartmetoden benyttet bl.a. av Fremming og Slagsvold (1967), Hogstad (1969), Røv (1972), Ytreberg (1972) og Moksnes (1973).

Metoden, slik den presenteres av Enemar (1959), er i første rekke anvendt på mindre spurvefugl ("the smaller passerine birds", Enemar 1959) i skog. Siden er den også brukt ved taksering av populasjoner i alpint miljø (Alm et al. 1965 og 1966) og på subalpin myr (Fremming og Slagsvold 1968, Moksnes 1971 og 1973).

Stort sett er metoden fulgt slik "The International Bird Census Committee" (IBCC) har foreslått (Svensson 1970). Metoden, slik den presenteres av IBCC, synes bare å kunne anvendes på mindre spurvefugl hvis territoriale adferd er av en slik karakter at den danner et mønster som lar seg nedtegne for senere identifisering av territoriet.

Tabell 3 viser hvilke arter metoden er anvendt på ved undersøkelsene i Sjødalen. Metodens anvendbarhet for disse varierer. Artene som metoden antas å være godt anvendbar for, markerer vanligvis territoriet ved faste sangposter som er enkle å avmerke på et kart. Mange faktorer kan virke inn på takseringen, f.eks. er flere arter sky overfor mennesket. Når de blir skremt slutter de å synge, f.eks. jernspurv. For arter som har sangflukt og derved markerer territoriet mindre godt, byr kartmetoden på ekstra problemer. Dette gjelder f.eks. heipiplerke og gråsisik.

Tabell 3. Arter tatt med i de kvantitative estimatene foretatt på grunnlag av flate- og linjetakseringene.

xx = metoden godt anvendbar for arten,

x = metoden mindre godt anvendbar for arten.

Fjellerke, <u>Eremophila alpestris</u>	xx
Sanglerke, <u>Alauda arvensis</u>	x
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	xx
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	x
Såerle, <u>Motacilla flava</u>	x
Linerle, <u>Motacilla alba</u>	x
Stær, <u>Sturnus vulgaris</u>	xx
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	xx
Gulsanger, <u>Hippolais icterina</u>	xx
Hagesanger, <u>Sylvia borin</u>	xx
Munk, <u>Sylvia atricapilla</u>	xx
Møller, <u>Sylvia curruca</u>	xx
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	xx
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	xx
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	xx
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	x
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	xx
Rødstrupe, <u>Erithacus rubecula</u>	xx
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	xx
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	xx
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	xx
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	xx
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	xx
Toppmeis, <u>Parus cristatus</u>	xx
Svartmeis, <u>Parus ater</u>	xx
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	xx
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	xx
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	x
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	x
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	x
Dompap, <u>Pyrrhula pyrrhula</u>	x
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	xx
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	x
Snøspurv, <u>Plectrophenax nivalis</u>	xx

Prøvefeltene ble oppmålt og merket i 50 x 50 meters kvadrater. Ved hjelp av ulikt fargede plastbånd var det mulig til enhver tid å vite hvor på feltet en befant seg. Under takseringen ble det lagt vekt på stadig å velge nye takseringsveger innenfor feltet slik at hele området ble best mulig dekket. Derved økte også sannsynligheten for å støkke fugler på reir. Spesiell reirleiting ble foretatt på alle feltene. Moksnes (1973) introduserte reip som hjelpemiddel under reirleiting. På flyfeltene (F-1F og F-2F) og lavheia (M-2F) ble dette benyttet.

Spesielle takseringskart var utarbeidet for hvert felt og fuglenes posisjon ble plottet ned på disse så nøyaktig som mulig. Takseringen ble foretatt med jevn hastighet og unødvendig stans ble unngått. Observasjoner av alle individer av alle arter (også de som ikke er tatt med i tabell 3) ble nedtegnet på takseringskartet, samt så mange data som mulig angående fuglenes oppførsel.

På grunn av de mange feltene som skulle takseres (arealmessig utgjør de tilsammen over 1 km²) i forhold til arbeidskapasiteten (2 mann i 1970 til 1972, 3 mann i 1973), var det praktisk umulig å utføre alle takseringene som morgen- eller kveldstakseringer slik det er foreslått i IBCC's standard. Fordelingen av morgen-, middag- og kveldstakseringene er vist i tabell 4.

Tilsammen har fem personer deltatt ved takseringene. Det ble lagt vekt på at samme person i størst mulig utstrekning takserte samme felt fra år til år, men observatør A foretok "kontrolltakseringer" av feltet "tilhørende" B og vice versa.

Det ble, så langt det var mulig, foretatt 10 takseringer på hvert felt (se tabell 4). IBCC foreslår takseringsperioder på ca. 14 dager. Dette viste seg å være praktisk umulig i Sjødalen. En faktor som synes å være undervurdert ved IBCC's standardisering, er været (se side 49).

Bestandsestimeringen.

Alle observasjonene fra takseringskartene er overført til artskart av gjennomiktig plastfolie. Under arbeidet med bestemmelse og

Tabell 4. Oversikt over utførte flatetakseringer.

	Takserings- periode	Felt	ANTALL TAKSERINGER			
			Morgen- taksering (0400-0930)	Middags- taksering (0930-1500)	Kvelds- taksering (1500-1930)	Totalt
1970	20.6.-3.7.	M-1F	6	3	1	10
	22.6.-3.7.	M-2F	3	4	3	10
	4.7.-6.7.	F-1F	2	5	3	10
	4.7.-7.7.	F-2F	2	3	5	10
	19.6.-3.7.	B-1F	8	2	-	10
1971	23.5.- 9.6.	M-1F	5	2	3	10
	30.5.-11.6.	M-2F	2	2	6	10
	12.6.-19.6.	M-3F	-	7	3	10
	10.6.-22.6.	F-1F	5	5	-	10
	11.6.-19.6.	F-2F	3	5	2	10
	23.5.-10.6.	B-1F	6	4	1	11
	14.6.-16.6.	Fu-1F	2	4	4	10
1972	31.5.-14.6.	M-1F	3	6	1	10
	31.5.-14.6.	M-2F	3	4	3	10
	20.6.-25.6.	M-3F	3	2	5	10
	8.6.-16.6.	F-1F	2	6	2	10
	20.6.-23.6.	F-2F	2	2	1	5
	31.5.-14.6.	B-1F	3	4	3	10
	1.6.-13.6.	Fu-1F	3	4	3	10
1973	4.6.-19.6.	M-1F	5	2	3	10
	30.5.-21.6.	M-2F	8	-	-	8
	19.6.-26.6.	M-3F	8	1	-	9
	4.6.-1.7.	F-1F	3	7	-	10
	22.6.-26.6.	F-2F	4	3	1	8
	2.6.-18.6.	B-1F	6	2	2	10
	30.5.-15.6.	Fu-1F	9	1	-	10

fastlegging av territoriene, er det lagt vekt på flere faktorer. Alle territorieindikerende observasjoner er nøye vurdert, så som reirfunn, varslende individer og fugler med "aggressiv" opptreden, nylig utfløyne unger og voksne med mat i nebbet. Det er også forsøkt å danne seg et bilde av hvor på takseringsfeltet de ulike artene har hatt sine territorier gjennom de årene undersøkelsen har pågått, slik at de er blitt vurdert i sammenheng fra det ene året til det andre.

Grenserevirene er vurdert på følgende måte: Hvis mer enn 75% av det totale antall sangobservasjoner i en cluster¹⁾ er gjort utenfor feltet, regnes ikke dette som territorium. Ligger mer enn 75% av observasjonene innenfor feltets grenser, regnes dette som ett territorium. Ligger antall observasjoner innenfor feltet mellom 25 og 75%, regnes dette som 1/2 territorium.

IBCC's standard setter følgende krav for at et territorium kan bli akseptert:

Antall gyldige takseringer:	10	9	8	7	6	5
Antall registreringer:	3	3	3	2	2	2

For arter med lav oppdagelsessjansje har jeg moderert disse kravene slik at i spesielle tilfeller er bare to observasjoner i løpet av 10 takseringer godtatt som revir. I praksis vil IBCC's standard medføre at arter som er observert færre enn 3 ganger i løpet av 10 takseringer ikke kommer med i de kvantitative estimatene, d.v.s. at arter med lavere oppdagelsessjansje enn 0,30 utelukkes. Faren for feilestimeringer på grunn av dette er også framholdt av andre, f.eks. Røv (1972).

Det er viktig å være klar over at IBCC's standard ikke bør følges ukritisk. En absolutt standard med hensyn til territoriefastleggelsen ut fra artskartene, kan bli for rigid og lite fleksibel. Observatørens erfaring som ornitolog og hans kjennskap til de enkelte fugleartene, må også være med og hindre estimeringsfeil.

1) Hvis plottingene fra de enkelte takseringene på artskartet ligger tett sammen og danner en punktsverm, kalles dette en cluster.

Diskusjon av metoden.

Kartmetoden (Enemar 1959) er vurdert av flere forfattere, f.eks. Joensen (1965), Hogstad (1966), Røv (1972), Slagsvold (1973 a og 1973 c), Best (1975) og Berthold (1976).

Alvorlige svakheter slik den er blitt praktisert, er påpekt av Slagsvold (1973 a og 1973 c). Han har vist at sangaktiviteten varierer sterkt gjennom hekkesyklus og refererer i første rekke til måltrost (Slagsvold 1973 b). Han viser at arten har to sang-optima med ca. én måneds mellomrom. Høyest er aktiviteten noen få dager før eggleggingen tar til. En forskyvning av takseringsperioden én uke forårsaket f.eks. en forskjell i beregnet tetthet på ca. 50%. Slagsvold (1973 c) understreker at tidspunktet for takseringen er avgjørende for å få et riktig estimat av bestanden og at oppdagelsessjansen i stor grad varierer gjennom hekkesyklus.

For arter med periodevis lav sangaktivitet gjennom hekkesyklus, blir det samme antatt å gjelde som for måltrosten. Dette støttes av flere undersøkelser. I Syd-Finland synger rødvingetrosten lite i juni (Tyrväinen 1969). Sangaktiviteten hos hagefluesnapper (Curio 1959), sivspurv og rørsanger (Haukioja 1968), minker så snart hannen finner en hunn, og er spesielt lav etter rugeperioden. Jensens (1971 a) undersøkelser i noen myrområder rundt København viste også at hannene hos forskjellige arter bare hadde en sangperiode som sjelden varte mer enn 14 dager. Han nevner jernspurv (Jensen 1971 a og 1971 b), tornsanger (Jensen 1971 c), sivspurv (Jensen 1972 a) og myrsanger (Jensen 1972 b).

Slagsvold (1973 a) mener at man først bør klarlegge sangaktiviteten hos de ulike artene i undersøkelsesområdet før det startes taksering, slik at tidspunktet for denne velges korrekt i forhold til de ulike arters sangoptima/minima. Han peker også på at fenologiske kriterier eventuelt vil vise seg å være nyttig for å forutsi de ulike arters sangoptima. I fjellstrøk synes det usikkert om dette lar seg gjøre, spesielt med hensyn til lauvsprett, ikke minst på grunn av store lokale og årlige variasjoner med f.eks. hensyn til snøavsmeltingen.

Enemar (1959) mener at været, takseringshastigheten, den menneskelige faktor, tiden på dagen og datoen, er de viktigste faktorene som influerer på takseringsresultatene.

Været har stor betydning for feltarbeidet i alpine områder og virker dessuten inn på aktiviteten hos fuglene. I Sjødalen var det ofte så dårlig at en måtte "lure seg til" en taksering mellom bygene, og tidspunktet på dagen kunne derfor bli noe tilfeldig (jfr. tabell 4). Det var f.eks. i 1972 ikke mulig å foreta mer enn 5 takseringer på F-2F, Valdresflyfeltet, og disse ble tildels utført i sterk vind. Få observasjoner kan til en viss grad kompenseres for ved spesiell grundig leirleding. IBCC's krav vil ofte måtte modifiseres på grunn av været, både med hensyn til tidspunkt på døgnet og året, samt takseringsperiodens lengde. Det er viktig å ta dette med i vurderingen når det velges undersøkelsesområder og planlegges inventeringer. Generelt kan en si at det i klimatisk urolige områder er nødvendig med større arbeidskapasitet pr. flateenhet enn hvor værforholdene er mer stabile.

Flere forfattere har diskutert hvordan de meteorologiske forholdene virker inn på fuglenes sangaktivitet. Regn og vind er nevnt å ha negativ effekt på sangaktiviteten (Palmgren 1930, Hogstad 1966). Lav temperatur (Enemar 1959), sterk vind og lav luftfuktighet (Klockars 1941), trekker også i negativ retning. Hogstad (1966) mener at skyer og vind i seg selv har liten negativ innvirkning, mens intervaller med pent vær eller ingen vind, resulterer i størst antall registreringer. Han sier også at høy luftfuktighet synes å virke stimulerende på sangaktiviteten. Dette stemmer også med egne observasjoner fra Sjødalen.

Sjekkmetoden.

I diskusjonen om de ulike metodene brukt for kvantitativ estimering av avifaunaen, er problemet omkring de ulike fuglearters oppdagelsessjanser viet stor oppmerksomhet. Colquhoun (1940) regnet ut en indeks, \underline{c} , for oppdagelsessjansen lik $\underline{P}/\underline{y}$, der \underline{P} er den totale bestanden av arten pr. acre og \underline{y} antall individer registrert pr. time under takseringen. Kendeigh (1944) har forsøkt å uttrykke oppdagelsessjansen ved å måle avstanden fra observatøren til det

stedet observatøren først ble oppmerksom på fuglen. Enemar (1959) bruker uttrykket "survey effectivity", og definerer dette som den delen av den estimerte populasjonen innenfor et område som ble oppdaget i løpet av én telling.

Seierstad et al. (1965), introduserte sjekkmetoden og i den forbindelse begrepet "survey efficiency" som uttrykker sannsynligheten for å oppdage ett individ i en populasjon i løpet av én telling, $\hat{p}_c = \frac{PC}{PC+NC} \cdot \hat{p}_c$ uttrykker oppdagelsessjansen, PC = antall positive sjekker og NC = antall negative sjekker.

Sjekkmetoden er basert på samme prinsipp som fangst/gjenfangst-metodene (se f.eks. Chitty 1954). Først må oppdagelsessjansen estimeres. Ut fra artens oppdagelsessjanse og det antall individer av én art som oppdages i løpet av takseringsperioden, kan den totale bestand beregnes for vedkommende art. Metoden hadde fire forutsetninger da den først ble lagt fram: 1) Hvert individ som tidligere er oppdaget, må kunne kjennes igjen på samme måte som om det var blitt merket (d.v.s. adskilte, avgrensede territorier). 2) Individene må være stasjonære. 3) Det må være samme oppdagelsessjanse for hvert individ. 4) Det må være samme oppdagelsessjanse på hver taksering. I et senere arbeid (Seierstad et al. 1969), nevnes en fremgangsmåte som kan brukes når pkt. 4 ovenfor ikke er tilfredsstilt. En modifisert utgave av metoden (Seierstad et al. 1970) tar hensyn til de tilfeller da pkt. 2 og 3 ikke er tilfredsstilt.

Vurdering av sjekkmetoden kontra kartmetoden.

Det er hevdet at sjekkmetoden har visse praktiske fordeler i forhold til kartmetoden. Ved sjekkmetoden er man f.eks. ikke avhengig av å oppdage alle individer i løpet av takseringsperioden, noe som blant annet betyr færre takseringer. Ved bruk av kartmetoden har det ikke vært lagt tilstrekkelig vekt på at territorialadferden hos en rekke arter varierer sterkt med tiden på døgnet og hekkesyklus (Slagsvold 1973 c). Dette har medført at bestanden er blitt underestimert (Slagsvold 1973 c).

En svakhet ved bruk av sjekkmetoden er at territoriene kan være

vanskelig å adskille, d.v.s. at det kan være vanskelig å "kjenne igjen" individene. Dette gjelder særlig ved høy tetthet (Slagsvold 1972). Slik metoden først ble publisert, er det også en alvorlig svakhet at individene ikke har samme oppdagelsessjansje i og med at denne varierer i forhold til fase i hekkesyklus (Slagsvold 1973 a og 1973 c).

Beregning av oppdagelsessjansen etter sjekkmetoden er blant annet avhengig av at "sjekkene", d.v.s. takseringene, er utført til samme tidspunkt på døgnet og ellers under så like forhold som mulig (Mysterud 1968). Ved å bruke de takseringene som er utført under relativt konstante betingelser, er tettheten på B-lf, bjørkeskogsfeltet, estimert etter sjekkmetoden. Tabell 5 viser estimert oppdagelsessjansje, \hat{p}_c , for de ulike artene. Beregnet tetthet er satt opp i tabell 6.

Tettheten, \hat{N} , ut fra sjekkmetoden (Seierstad et al. 1965), estimeres etter formelen

$$\hat{N} = \frac{Y}{1 - (1 - \hat{p}_c)^n}, \quad \begin{array}{l} \text{der } Y = \text{totalt antall oppdagede individer,} \\ \hat{p}_c = \text{oppdagelsessjansen og} \\ n = \text{antall takseringer.} \end{array}$$

Ved å sammenligne tallene for tetthet beregnet henholdsvis etter kart- og sjekkmetoden, ser en at estimatene på grunnlag av sjekkmetoden ligger over de fra kartmetoden.

Mysterud (1968) diskuterer på statistisk grunnlag oppdagelsessjansen slik den er vurdert i sjekkmetoden (Seierstad et al. 1965) og kartmetoden (Enemar 1959). Hans konklusjon går ut på at oppdagelsessjansen beregnet etter sjekkmetoden, er et tilnærmet forventningsrett estimat for den virkelige oppdagbarhet, mens man ved å benytte kartmetodens beregningsgrunnlag får en overestimering av oppdagelsessjansen og en underestimering av populasjonen.

Fremming og Slagsvold (1967 og 1968), Røv (1972) og Stuvland (1975) har i sine undersøkelser beregnet oppdagelsessjansen, \hat{p}_c , for en del arter på grunnlag av sjekkmetoden (tabell 7). Selv om tabellen viser betydelig variasjon i \hat{p}_c for en del arter, finnes også overensstemmelser. Løvsangeren, med en gjennomsnittlig oppdagelses-

Tabell 5. Oppdagelsessjansen, $\hat{p}_c = \frac{PC}{PC+NC}$, for en del arter fra bjørkeskogsfeltet, B-lf. PC = positiv sjekk, NC = negativ sjekk.

	1970			1971			1972			1973			\hat{p}_c - middel
	NC	PC	\hat{p}_c	NC	PC	\hat{p}_c	NC	PC	\hat{p}_c	NC	PC	\hat{p}_c	
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	49	78	0,61	136	114	0,46	96	87	0,48	106	145	0,58	0,53
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	10	30	0,75	55	80	0,59	53	46	0,46	69	48	0,41	0,55
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	17	15	0,47	59	21	0,26	41	27	0,40	10	4	0,29	0,36
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	11	4	0,27	46	25	0,35	12	12	0,50	23	24	0,51	0,41
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	-	-	-	33	30	0,48	25	22	0,47	20	22	0,52	0,49
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	11	5	0,31	33	10	0,23	30	8	0,21	5	2	0,29	0,26
Trepipplerke, <u>Anthus trivialis</u>	6	2	0,25	18	9	0,33	16	13	0,45	32	14	0,30	0,33
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	-	-	-	35	8	0,19	14	2	0,13	11	2	0,15	0,16
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	-	-	-	47	24	0,34	-	-	-	16	4	0,20	0,27
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	-	-	-	-	-	-	9	2	0,18	9	4	0,31	0,25
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	-	-	-	14	3	0,18	8	4	0,33	17	2	0,11	0,21
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	-	-	-	20	2	0,09	-	-	-	6	2	0,25	0,17
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	-	-	-	7	2	0,22	-	-	-	-	-	-	0,22

Tabell 6. Estimert tetthet (antall territorier) ut fra henholdsvis sjekk- og kartmetoden på bjørkeskogsfeltet, B-1F. Y = antall oppdagede individer.

	1970 ¹			1971			1972			1973		
	Y	Sjekk- met.	Kart- met.	Y	Sjekk- met.	Kart- met.	Y	Sjekk- met.	Kart- met.	Y	Sjekk- met.	Kart- met.
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	16	16,0	12,5	28	28,0	15,5	31	31,5	27,0	36	36,0	28,0
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	5	5,0	4,0	15	15,0	11,0	17	17,5	11,5	17	17,5	9,0
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	4	4,0	3,5	9	9,5	3,0	12	12,5	4,0	2	2,0	-
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	2	2,0	1,0	8	8,0	3,0	4	4,0	3,0	7	7,0	5,5
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	-	-	-	7	7,0	4,0	8	8,0	3,0	6	6,0	5,0
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	2	2,0	1,5	5	5,5	2,5	7	9,0	5,5	1	1,0	0,5
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	1	1,0	-	3	3,0	2,0	5	5,0	3,0	7	7,5	3,0
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	-	-	-	5	9,0	2,5	3	5,5	1,0	2	3,0	1,0
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	-	-	-	8	8,0	4,0	-	-	-	3	4,0	1,5
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	-	-	1,0	-	-	-	2	3,0	0,5	2	2,0	1,0
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	1	-	-	2	2,5	0,5	2	2,0	0,5	3	5,5	0,5
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	-	-	-	3	5,5	-	-	-	-	1	1,0	1,0
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	-	-	-	1	1,0	-	-	-	-	-	-	-
Totalt	31	30,0	23,5	94	102,0	48,0	91	98,0	59,0	87	92,5	56,0

¹ Feltareal 6,5 ha (jfr. tab. 1)

Tabell 7. Oppdagelsessjansen, \hat{p}_c , for en del arter fra ulike felter.

	Sjodal B-1F	Sørkedalen (Fremming og Slagsvold 1967)			Atnasjø- feltet (Fr. & Sl. 1968)	Surnadal (Røv 1972)			Vefsn (Stuvland 1975)	\hat{p}_c - middel
		I	II	III		I	II	III		
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	0,53	-	-	0,45	0,72	-	-	-	0,39	0,52
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	0,55	0,33	0,17	-	0,51	0,37	0,46	-	0,25	0,38
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	0,41	-	-	-	0,23	-	-	-	-	0,32
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	0,49	-	-	-	0,18	-	-	-	0,22	0,30
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	0,33	0,36	-	0,21	0,43	0,21	0,27	-	0,20	0,29
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	0,17	-	-	-	-	0,40	-	-	-	0,29
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	0,26	0,38	0,41	0,08	0,14	-	-	0,28	-	0,26
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	0,25	0,18	0,36	0,22	-	0,26	-	-	0,26	0,26
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	0,16	0,24	0,32	0,25	-	0,29	0,31	-	0,18	0,25
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	0,22	-	-	-	-	0,33	-	-	0,15	0,23

sjanse på over 0,5, ligger høyest. Ser en på tallene fra Sjodalen for estimert tetthet ut fra kartmetoden og sjekkmetsoden (tabell 6), finnes at forskjellen er størst for arter med lave \hat{p}_C -verdier. Feilestimeringen ved kartmetoden synes med andre ord å bli mest utslagsgivende for disse (jfr. tallene i tabell 6 for verdiene av Y). Verdiene for oppdagelsessjansen av enkelte arter varierer sterkt. Laveste \hat{p}_C -verdi for rødvingetrost er 0,08, mens største verdi er 0,41, igjen en understreking av hvor viktig det er å velge korrekt takseringstidspunkt.

Punkttaksering.

Punkttaksering går ut på, i løpet av en bestemt tid, å registrere alle fugler, hørt og sett, fra et visst antall faste punkter i terrenget. Metoden synes å ha utpregede fordeler ved at det bl.a. er mulig i løpet av kort tid å rekke over mange habitattyper. Observasjonsområdet danner med andre ord en sirkel, hvis radius må variere, bl.a., etter habitatets topografi. Observasjonene plottes direkte på kodeskjema slik at viderebehandling kan skje ved EDB. Metoden er benyttet bl.a. ved fugleregistreringer i Nord-Amerika (Svensson 1974). Særlig anvendelig synes den å være i områder der det eksisterer vegetasjonskart i passende målestokk (f.eks. 1 : 10 000, Nils Røv pers. medd). Det er derved mulig å legge observasjonspunktene i vegetasjonstyper hvor undersøkelser er spesielt ønskelig. Foreløpig er metoden bare i liten grad utprøvd i Norge. Den er ikke forsøkt benyttet i Sjodalen.

Linjetaksering.

Linjetakseringer om sommeren.

I tillegg til flatetakseringene ble det utført linjetakseringer i bjørkeskogen og furuskogen, på Hindflya og Valdresflya. Metoden bygger vesentlig på Enemar og Sjøstrand (1967). Resultatene er ment som et supplement til flatetakseringene og delvis som en kontroll på at prøvefeltene er lagt slik at disse gir et representativt bilde av områdets fuglefauna (Enemar 1963, Enemar et al. 1965).

Begrepet "derived density" (avledet tetthet), ble introdusert av

Enemar og Sjøstrand (1970). Den avledete tettheten beregnes ved å multiplisere den relative tettheten fra linjetakseringene med den totale tettheten fra prøvefeltene. Dette blir gjort for at feilene som oppstår på grunn av metodiske svakheter ved linje- og prøveflatetakseringene, skal bli minst mulig. Observasjonene av sjeldne og sparsomt forekommende arter, vil f.eks. under flate-takseringene, for en stor del bero på tilfeldigheter. Dette får man til en viss grad kompensert for ved linjetakseringen i og med at et langt større areal dekkes enn ved flatetakseringen.

Ved linjetakseringene vil en forandring i dominansverdiene for en art bare være brukbar indeks til å registrere forandringer i populasjonen når samfunnets totale tetthet forblir konstant. Enemar og Sjøstrand (1967) peker imidlertid på at den ikke-stasjonære, "flytende", delen av populasjonen representerer en feilkilde av ukjent størrelse. Ved linjetaksering vil også denne noteres mens en ved flatetakseringen bare får inn den stasjonære bestanden.

Taksering utenom løype.

I tilknytning til bjørke- og furuskogsfeltene (B-1F og Fu-1F) og flyfeltene (F-1F og F-2F), ble det utført linjetakseringer i liknende områder omkring. Det var overlatt til den enkelte observatør å avgjøre hvor linjetakseringen skulle foregå, men det ble forsøkt dekket så stort område som mulig av den aktuelle habitattypen. Observatøren går langsomt gjennom området og noterer alle individer med territorieindikerende adferd i en avstand av ca. 50 meter til hver side for "takseringslinjen".

I det kvantitative fuglètakseringsarbeidet var prøveflatetakseringene prioritert slik at linjetakseringene ble foretatt når observatørene ikke var opptatt med taksering av prøveflatene, d.v.s. ofte midt på dagen og i slutten av takseringsperioden når flere av feltene var ferdig taksert. Dette forhold representerer en feilkilde i materialet. Det ble i hvert av de fire linjetakserings-habitatene foretatt minimum 10 timers taksering.

Taksering i løype.

Sommeren 1973 ble det oppmerket to linjetakseringsløyper, henholdsvis på Hindflya og Valdresflya. Hver av dem var 10 km lang (jfr. fig. 41 og fig. 42).

Taksering i løypene ble stort sett utført på samme måte som ved linjetaksering utenom løype. Ved å benytte løype kan en del tilleggsopplysninger innhentes. Løypene var merket for hver 100 meter med et tall (fig. 43). Avstanden fra fuglen til løypa ble beregnet som perpendikulæren fra fuglen til løypa og ble subjektivt bedømt av observatøren.



Fig. 43. Startpunkt (nr. 1) for den oppmerkede linjetakseringsløypa på Valdresflya.

Det er gjort flere forsøk, ad teoretisk veg, på å beregne fuglebestanden kvantitativt ut fra linjetakseringer (f.eks. Yapp 1956 a, Emlen 1971). Ut fra de erfaringer som ble høstet i Sjudalen, synes det som om en kombinasjon av flate- og linjetaksering kan være nyttig.

Ved å benytte et kodeskjema der det også gis plass for nøyaktig posisjonsangivelse for observasjonen innenfor en 50 x 50 meters rute til hver side for takseringslinjen, vil det være mulig å få

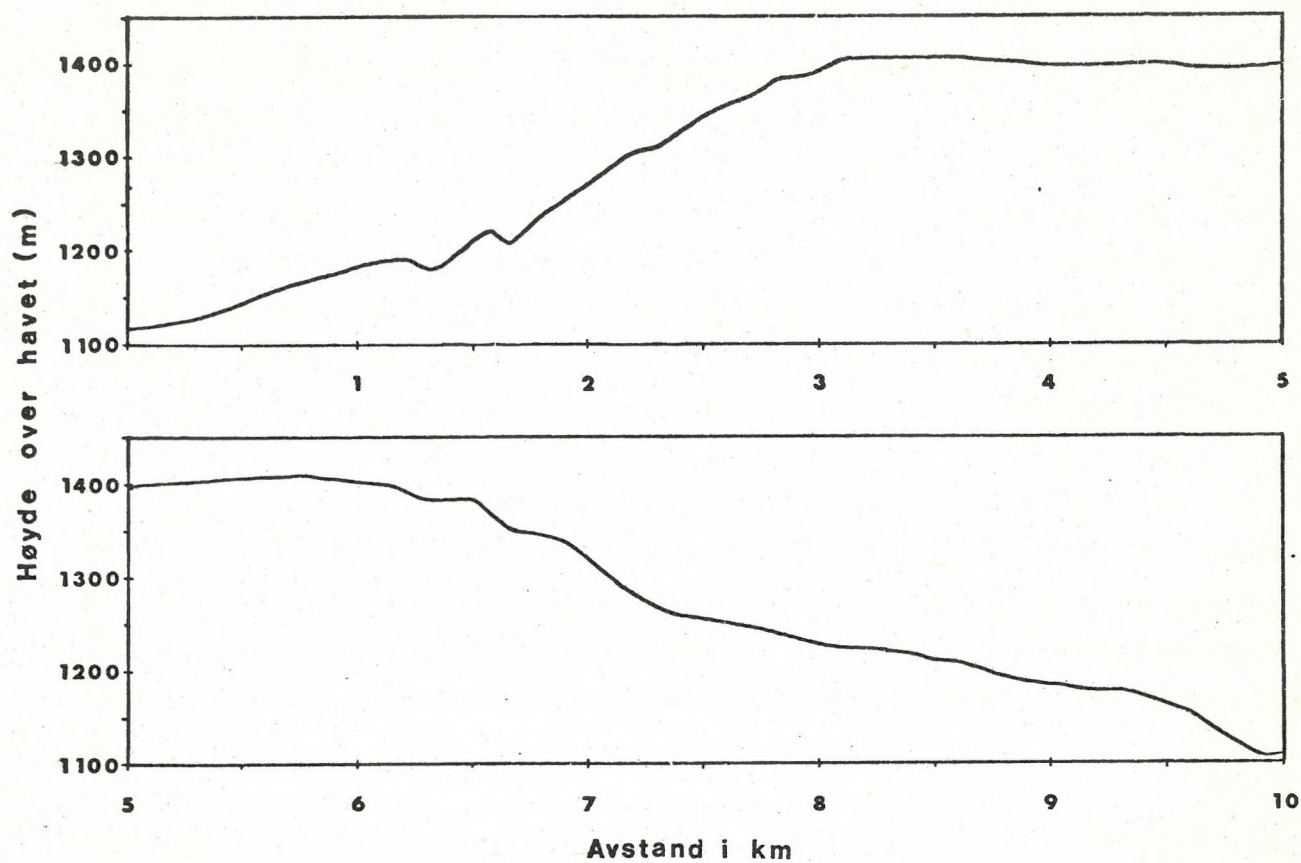


Fig. 41. Lengdesnitt av linjetakseringsløypa på Hindflya.

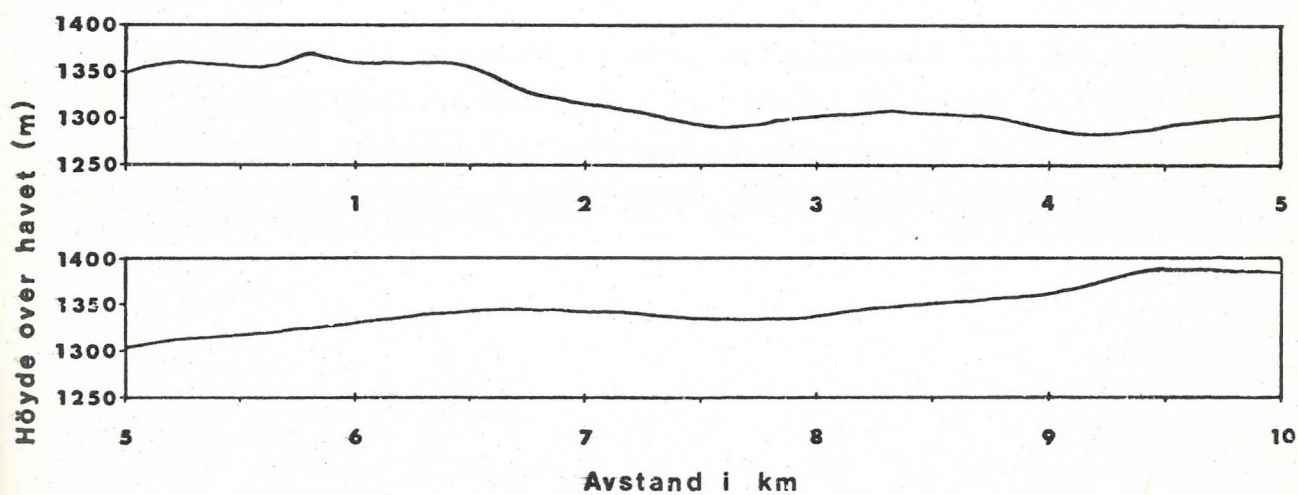


Fig. 42. Lengdesnitt av linjetakseringsløypa på Valdresflya.

kvantitative estimer i tillegg til de kvalitative. Posisjonsangivelsen kan f.eks. tenkes skje ved å dele 50-meterruten opp i fem deler slik at plottingen angis med to koordinater fra 1 til 5. Større nøyaktighet kan ikke kreves når det forutsettes at avstanden bedømmes subjektivt av observatøren fra takseringslinjen. Ved å takserer løypa et visst antall ganger vil det være mulig å beregne tettheten slik det blir gjort ved f.eks. kartmetoden. I Sverige har en begynt å la datamaskinen tegne artskartene (Lars Østerdahl pers. medd.) Ved å benytte EDB vil det være mulig å innhente og få bearbeidet langt flere data i forbindelse med hver observasjon. Slik kartmetoden stort sett er brukt, har det vært få opplysninger som er blitt innhentet ut over de som er nødvendig for å tegne artskartene. Den største svakhet ved å benytte en slik metode ligger sannsynligvis i de mange grenseterritoriene en vil få.

Selv om linjetakseringsresultatene fra Sjødalen bare brukes til å beregne dominansverdier for artene, vil det likevel være nødvendig ved vurdering av metode og materiale å ta i betraktning flere av de samme feilkildene som gjelder for kartmetoden (Enemar 1959). Dette blir behandlet inngående av bl.a. Enemar og Sjøstrand (1967) og Haukioja (1968), og blir ikke gått nærmere inn på her.

Linjetaksering om vinteren.

I bjørkeskogen på østsida av Øvre Sjødalsvatn, ble det merket opp en 10 km lang takseringsløype. For hver 100 meter ble det med vannfast tusj skrevet på en bjørkestamme e.l., tall fra 1 til 100 (fig. 44). Løypa er avmerket på flyfoto (fig. 45).



Fig. 44. Punkt nr. 9 i takseringsløypa i bjørkeskogen.

Takseringene ble utført av to observatører (Bevanger og Fagerhaug). Følgende prosedyre ble benyttet under takseringene:

Den av observatørene som gikk sist i løypa ventet minimum 30 min. med å starte etter at første observatør hadde gått ut. For å sikre mot at den som gikk sist skulle komme "nærmere" enn 30 min., skrev første observatør med faste mellomrom (ca. hver km) og ved faste plasser (pkt. 10, 20, 30 o.s.v.) i snøen, tidspunktet for når han passerte stedet.

Under vanlige, gunstige forhold, tok det hele dagen å takserer løypa én gang. Årsaken til at det ble brukt så lang tid var at terrenget tildels var kronglet og tett med skog. Spesielt var takseringen tidkrevende når det var nødvendig å brøyte løype i dyp nysnø.

Under takseringen ble det med jevne mellomrom stoppet og lyttet, ca. hver 25. meter. Hver stopp kunne variere litt i tid, men overskred vanligvis ikke 1/2 min. hvis det ikke ble observert lyder som kunne stamme fra fugl. Mellom hver stopp avanserte observatøren hurtigst mulig.

Fuglen ble plottet ned der den først ble oppdaget, også fugler som

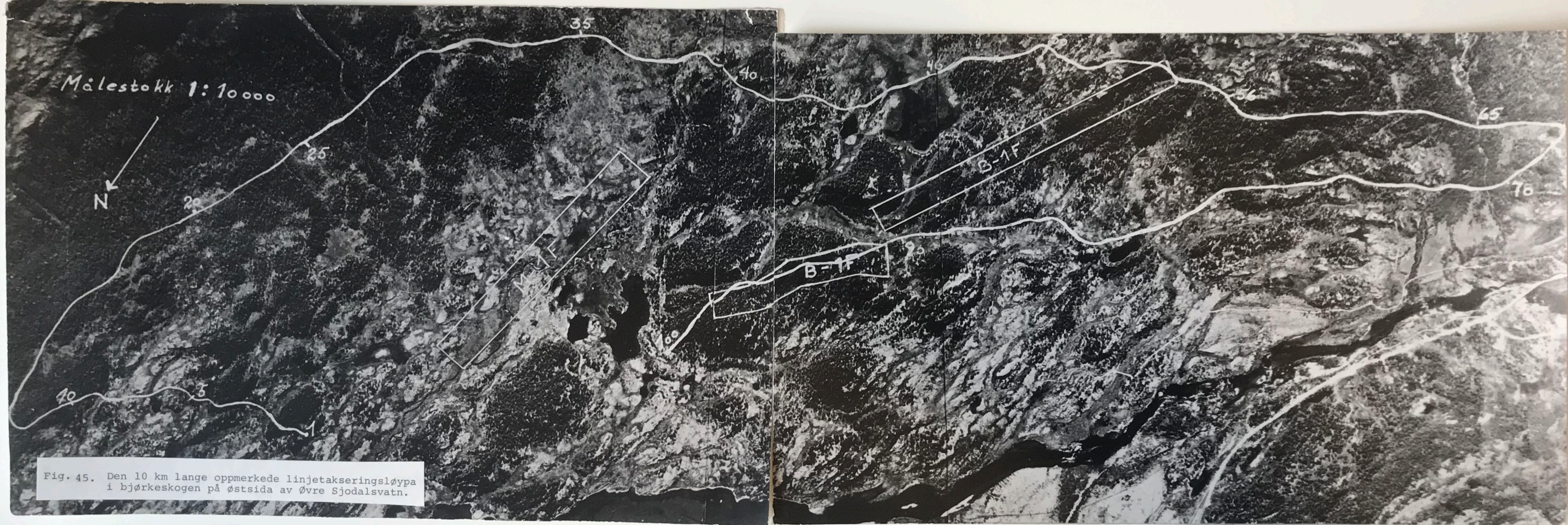


Fig. 45. Den 10 km lange oppmerkede linjetakseringsløypa i bjørkeskogen på østsida av Øvre Sjødalsvatn.

befant seg f.eks. 50 meter foran observatøren i løypa eller som observatøren ble oppmerksom på bak seg og som han altså hadde passert uten å oppdage. Faren for dobbelttakseringer var vanligvis liten da tettheten vinters tid ikke er særlig stor. Kartreferansen for hvor fuglen var sett, ble notert. Det ble i minst mulig utstrekning foretatt avstikkere fra løypa, men for å undersøke f.eks. flokkstørrelse hos gråsisik, kunne dette være nødvendig. I enkelte tilfeller ble granmeis og dompap lokket inn til løypa ved at observatøren etterlignet artens lokkelyd. Dette ble gjort enten når det var mistanke (ved svake lydobservasjoner) om at det like i nærheten befant seg fugl eller når det var problemer med å bestemme størrelsen av f.eks. en meiseflokk. Men lokkingen ble begrenset slik at sannsynligheten for at fugler langt utenfor løypa skulle komme, ikke ble for stor.

Takseringene ble ikke begynt på pkt. 1 hver gang. Dette hadde flere årsaker. Viktigst var at det ble spart tid ved å unngå at observatør nr. 2 var passiv en halv time før han kunne starte. Problemet ble løst ved å benytte forskjellige utgangspunkter. Det hendte også at det på grunn av sterk vind ble valgt å takserer de deler av løypa som var minst eksponert flere ganger, i stedet for å foreta én taksering rundt hele løypa. Været under takseringen kunne også skifte slik at videre taksering var verdiløst. Ofte økte vinden utover dagen og gjorde takseringsforholdene dårlige. Takseringsresultatene er derfor ikke basert på en taksering jevnt fordelt over hele løypa.

Populasjonsstørrelsen hos fugl om vinteren har vært gjenstand for flere studier, ikke minst i USA (f.eks. Kolb 1965), og flere metoder har vært benyttet. Linjetaksering har vært brukt av bl.a. Hogstad (1967 b). Metodikken brukt i Sjødalen avviker ikke vesentlig fra linjetaksering om sommeren bortsett fra at det her er snakk om taksering av fugl utenom hekketida. Det som i første rekke kan sies å være nytt, er den større datamengde det er forsøkt å få med. Likevel foreligger ikke nok data for å beregne tettheten av artene pr. arealenhet (jfr. Emlen 1971, Brewer 1972 og Nilsson 1974). I stedet er antall observasjoner pr. km taksert løype eller antall individer observert pr. km, beregnet.

Metoden som er anvendt i Sjødalen, er brukt til å skaffe et mål for bestandsvariasjonen gjennom vinterhalvåret samt få et bilde av om de ulike artene er knyttet til bestemte habitater. Feilkilder i det foreliggende materialet ligger bl.a. i den personlige faktor. Takseringer til forskjellige tider på dagen medfører sannsynligvis ikke alt for stor feilkilde i og med at fuglene vinters tid stort sett er opptatt med furasjering så lenge det er dagslys. Som eventuell feilkilde kan dette i større grad unngås hvis lengden av takseringsløypa settes til f.eks. 5 km. Etter vår erfaring er 10 km for langt. Dette ikke minst på grunn av at værforholdene kan variere mye i løpet av dagen. Særlig vanskelige observasjonsforhold er det når det blåser. Aktiviteten på fuglene syntes imidlertid å være like stor i stille snøvær som i stille klarvær.

Svakheter ved linjetakseringsmetoder for vintertaksering er diskutert av flere forfattere, f.eks. Kolb (1961 og 1962), Emlen (1971), Brewer (1972) og Nilsson (1974). Det vil derfor ikke bli gått nærmere inn på her.

Resultater fra flatetakseringene.

Resultatene fra prøveflatetakseringene er satt opp i tabellene 9 - 16. Resultatene fra linje- og flatetakseringene er dessuten sammenfattet i fig. 48 til 50. Da det ikke foreligger grunnlag for å foreta linjetaksering i tilknytning til områdene M-1F, M-2F og M-3F, er det heller ikke mulig å beregne avledet tetthet for disse feltene.

Gråtrost er konsekvent holdt utenfor takseringsmaterialet. Etter min mening har arten et oppførselsmønster som ikke gir grunnlag for å fastlegge dens territorium. Flere forfattere framholder at arten er problematisk å takserer, bl.a. på grunn av dens "streifende levevis" (Hogstad 1967 c). Hos f.eks. Enemar (1966), Fremming og Slagsvold (1967), Røv (1972), Moksnes (1973), bygges tetthetsbestemmelsene på systematisk reirleiting.

Systematisk reirleiting etter gråtrost er en meget omfattende oppgave, og nøyaktigheten av de resultater som kan oppnås gjennom

en slik innsats er tvilsom, spesielt ved prøvefelt i barskog. Skal feltet dessuten være av akseptabel størrelse sett fra et metodisk synspunkt, vil en slik oppgave lett bli vanskelig. I Sjudalen er gråtrost funnet hekkende i helt åpne habitater (reiret lagt direkte på bakken), på Valdresflya opp i 1380 m.o.h. Det er også funnet i vierregionen (reiret lagt i tette Salix-kratt, f.eks. på M-1F) i bjørke- og furuskogen. Det er ofte problematisk å finne reirene til de som hekker i de tette vierkrattene eller bygger på bakken i de lav- og mellomalpine områdene. I furuskogen er reirene observert tildels meget høyt i trærne og er på den måten vanskelig tilgjengelig for kontroll. Artens oppførsel ved reiret er varierende (jfr. Ølstad 1934) og enkelte individer trykker hardt og flyr ikke av reiret før observatøren er i umiddelbar nærhet.

Tidspunktet for egglegging varierer relativt mye i Sjudalen, noe som er naturlig sett ut fra områdets vertikale utstrekning. De individer som hekker i lav- og mellomalpine områder, vil ikke kunne bygge reir før bakken er snøfri, ofte ikke før i siste halvdel av juni. Individer som hekker i furuskogen, har på dette tidspunkt unger i reiret. Disse vil om kort tid begynne sin "nomadetilværelse" og bl.a. streife rundt i områdene over skoggrensa. Linjetakseringer ved flyfeltene, som vanligvis takseres i siste halvdel av juni, vil derved få inn både en stasjonær og en ikke stasjonær bestand.

Gråtrost regnes vanligvis som typisk koloniruger, noe som også medfører problemer i takseringssammenheng. Koloniene vil kunne forflyttes en del fra det ene året til det andre. Hvis kolonien det ene året ligger innenfor feltet og det neste utenfor (Moksnes 1973) vil dette bety en alvorlig feilkilde.

Ut fra dette utelates tallene for gråtrost både fra linje- og flatetakseringsmaterialet. Arten utgjør utvilsomt en feilkilde enten den velges holdt utenfor materialet eller ikke. Dette blir et skjønsspørsmål. I områder der den opptrer med høy tetthet, f.eks. i Nedalen (Moksnes 1973), vil det å utelukke arten medføre større feilkilde for resultatene totalt enn tilfellet er for Sjudalen, hvor arten forekommer relativt spredt.

Når det i det følgende snakkes om den "totale spurvefuglbestanden", menes kun arter tatt med i tabell 3.

Bjørkeskogsfeltet, B-1F.

Artssammensetningen (tabell 9).

Totalt er det registrert 32 arter på feltet under flatetakseringene; hvorav 19 anses å kunne estimeres kvantitativt ved hjelp av kartmetoden; hvorav 12 antas å ha opprettholdt territorium innenfor feltet. Artssammensetningen synes å være representativ for fennoskandiske subalpine "heibjørkeskoger". Løvsanger og bjørkefink er de to dominerende artene og utgjør tilsammen 63,5 % av bestanden. Gråsisik, rødstjert, sivspurv, rødvingetrost, trepip-lerke, jernspurv og blåstrupe utgjør tilsammen 33,6 %. Alt i alt representerer disse 9 artene 97,1 % av den totale spurvefuglbestanden på feltet. Artssammensetningen stemmer helt med det resultat Hogstad(1975a))kommer til i sin analyse av strukturen i spurvefuglsamfunnene i subalpin "heibjørkeskog" i Fennoskandia, og som bygger på 12 undersøkelser (resultatene fra Sjødalen inkludert). Hogstad(1975a))påpeker at denne artssammensetningen neppe beror på noen tilfeldighet. Han viser til at ingen av artene tilhører samme slekt og antar at nærbeslektede arter ikke kan leve sammen i den strukturelt enkle, subalpine fennoskandiske "heibjørkeskogen", og at dette samfunnet er "mettet" med arter tilhørende Passeri-formes som kan eksistere sammen. Videre viser han til undersøkelser i Budalen (Hogstad upubl.) som tyder på at "heibjørkeskogen" har begrensede matressurser, og at en av de viktigste faktorene som bestemmer samfunnsstrukturen hos de mindre spurvefuglene muligens er gjensidig konkurranse om matressursene.

Registrering av arter som steinskvett og lappspurv må ses i sammenheng med feltets mosaikk og at det grenser opp mot åpne områder overfor skoggrensa (jfr. Ytreberg 1972). Granmeis regnes normalt å forekomme hyppig i det subalpine bjørkeskogsamfunnet (Granit 1938, Bagge et al. 1963, Silvola 1966 og Ytreberg 1972). At arten ikke er registrert som territoriehevdende under flatetakseringene, skyldes at den hekker relativt tidlig. I omkringliggende

områder foreligger observasjoner av reir med unger. Registreringen av stør, kjøttmeis og hagefluesnapper må bl.a. ses i sammenheng med eksisterende hyttebebyggelse, bebyggelsen på Bessheim og oppsatte rugekasser.

Tetthet.

Kvantitative fugleregistreringer i vegetasjonstyper klassifisert til "heibjørkeskog", har vist at tettheten av Passeriformes varierer sterkt, fra 82 til 300 territorier pr. km² (Hogstad 1975a). Tallet 300 refererer til Sjødalen, og representerer den høyeste tetthet som er registrert i heibjørkeskog (jfr. fig. 46). En nøyere gjennomgåelse av artskartene har ført til at tallet er justert til 319 territorier pr. km². På grunn av feltstørrelsen i 1970 (6,5 ha), er tettheten estimert på grunnlag av tallene fra årene 1971 - 1973 (feltstørrelse 17,0 ha). Tas tallene for 1970 med blir den gjennomsnittlige tettheten 334 terr. pr. km², et tall som sannsynligvis ligger noe for høyt. Dette understreker viktigheten av at prøvefeltet ligger over en viss minimumsstørrelse.

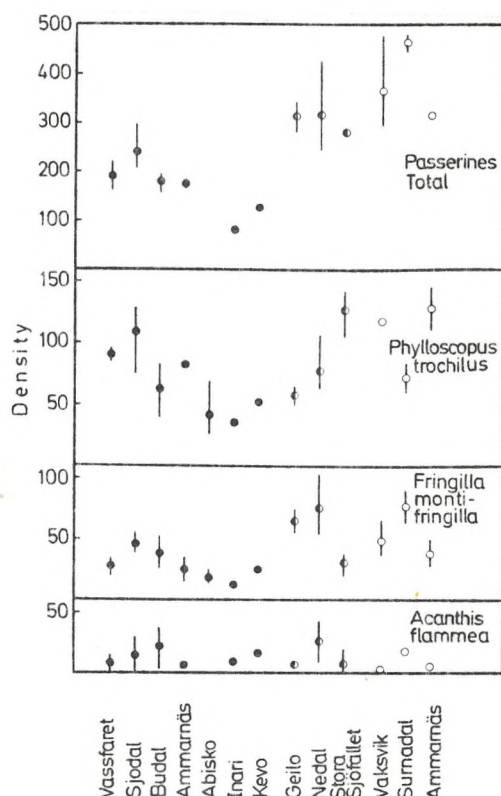


Fig. 3. Extent of variations (minimum and maximum values) and mean densities (terr. km⁻²) of the passerine communities and most abundant species. Filled circles represent heath birch forests; half filled, mixed heath and meadow birch forests; open circles, meadow birch forests

Fig. 46. (Etter Hogstad 1975 a).

Selv om en ser bort fra resultatene i 1970, er tettheten på B-1F stor. Følgende forhold kan være av betydning:

1. Feltstørrelsen.

Feltstørrelsen i 1971-73 (17,0 ha) er sannsynligvis også i minste laget, spesielt når feltet er lagt som en 100 meter bred og 1700 meter lang stripe. Dette medfører mange grenseterritorier, noe som lett kan føre til overestimering av bestanden.

2. Feltets geografiske beliggenhet.

Av de undersøkelsene som inngår i Hogstads (1975a) arbeid, ligger bare to områder på omtrentlig samme breddegrad som Sjødalen, nemlig Vassfaret og Geilo, de andre ligger betydelig lenger nord. Skal en derfor sammenligne avifaunaen i Sjødalen med den en finner i andre områder, bør dette i første rekke skje i forhold til disse. Områdene Vassfaret og Geilo skiller seg på mange måter vesentlig fra Sjødalen. De ligger lenger vest og tilhører klimatisk og vegetasjonsmessig andre områder. Gudbrandsdalen har et utpreget kontinentalt klima (Gjærevoll 1974), og enkelte steder kommer kontinentaliteten fram ved at bjørkeskogsbeltet mangler, noe som lokalt også er tilfellet i deler av Sjødalen, der furu danner skoggrensa (jfr. fig. 17). Typisk for bjørkebeltet i områder med kontinentalt klima, er at det har en smal vertikal utstrekning (Gjærevoll 1974). Områdets kontinentalitet viser seg også i arts-sammensetningen av billefaunaen samt i enkelte arters forplantningssyklus (Refseth pers. medd.). Området i Vassfaret som undersøkelsen refererer til (Hogstad 1975a) er noe spesielt da bjørkeskogen som er inventert ligger som en "øy" i granskogen (Selboe pers. medd.). Gran går dessuten inn som element både i den undersøkte bjørkeskogen på Geilo og i Vassfaret mens furu går inn i bjørkeskogen i Sjødalen.

Sjødalen kan på denne måten vanskelig direkte sammenlignes med feltene i Vassfaret og på Geilo, spesielt når en vet at den skandinaviske fjellbjørkeskogen er bundet til kystklima (Gjærevoll 1974). Med hensyn til de andre områdene Hogstad (1975a) refererer til, ligger disse betydelig lengre nord enn Sjødalen, det nordligste (Kevo) på $69^{\circ} 20' N$, $27^{\circ} O$. Det er også relativt stor spredning

i beliggenheten øst-vest for områdene undersøkelsen (Hogstad 1975a) omfatter. Dette er faktorer som er av betydning både klimatisk og vegetasjonsmessig og som kan virke inn på fuglefaunaens tetthet og sammensetning.

3. Vegetasjon.

Det er også grunn til å påpeke vegetasjonsforholdene på B-lF. Tradisjonelt deles den fennoskandiske fjellbjørkeskogen i en oligotrof og eutrof hovedtype. Den oligotrofe typen deles videre inn i flere assosiasjoner og plasseres innenfor de tre forbundene Dicrano-Pinion Libbert 1933, Phyllodoco-Vaccinion Nordhagen 1936 og Vaccinio-Piceion Braun-Blanquet et al. 1939. Den eutrofe hovedtypen er innlemmet i Mulgedion alpini Nordhagen 1943, med viktigste assosiasjon Betuletum geraniosum subalpinum Nordhagen 1943 (jfr.s.16).

Fysiognomisk er en oligotrof bjørkeskogstype som regel enkel og strukturelt lite kompleks. Bjørkeskogen på B-lF er preget av mosaikk der tre oligotrofe og én eutrof assosiasjon inngår (jfr. vegetasjonskart, fig. 32). De oligotrofe assosiasjonene utgjør tilsammen ca. 82 % av feltets totalareal (jfr. tabell 26). Det kan derfor være grunnlag for diskusjon om hvorvidt feltet i Sjødalen skal regnes som et blandingsfelt av "hei-" og "engbjørkeskog".

I fig. 46 ser en at blandingskogstypene kommer ut med en tetthet på ca. 320 terr. pr. km², men det går ikke fram av undersøkelsen (Hogstad 1975a) hva som regnes for "mixed heath and meadow birch forest" m.h.t. andel av oligotrofe og eutrofe assosiasjoner.

Fuktige drag gir grunnlag for en tett undervegetasjon av Salix. Dette gjør området strukturelt mer komplekst. Den økotone effekten vil også virke inn. Tettheten i fuglesamfunnene øker i områder hvor flere habitattyper går over i og veksler med hverandre (Lay 1938, Beecher 1942, Johnston 1947, Sammalisto 1957, Hogstad 1967 a).

Løvsangerbestanden ser ut til å fluktuere i langt større grad enn

bestanden av bjørkefink (fig. 48). Hogstad (1975 b) påpeker at flere undersøkelser viser en negativ korrelasjon i bestandsfluktuationene hos de to artene. Undersøkelser fra Røros (Selboe pers. medd.) over en 8-års periode, viser likt antall år med positiv og negativ korrelasjon. Undersøkelser i Vefsn (Stuvland 1975) viser positiv korrelasjon i hele undersøkelsesperioden (3 år). Resultatene fra Sjødalen viser en svak negativ korrelasjon i perioden 1970-71 og perioden 1972-73 mens det er svak positiv korrelasjon i perioden 1971-72. Hogstad (1975 b) påpeker at det tydeligvis er store lokale variasjoner med hensyn til populasjonsfluktuationene, men hevder at den motsatte fluktuation hos løvsanger og bjørkefink er av generell gyldighet i oligotrofe bjørkeskogsforbund. De ovenfor refererte undersøkelsene kan ikke fullt ut støtte denne antagelsen.

Betrakter en derimot den avledete tettheten (fig. 48), er fluktuationene mellom løvsanger og bjørkefink negativt korrelert gjennom hele takseringsperioden (1970-73). Den avledete tettheten for løvsanger viser heller ikke så høye verdier som den absolutte mens verdiene for avledet tetthet hos bjørkefink ligger betydelig høyere enn verdiene for absolutt tetthet. Det kan derfor diskuteres hvorvidt den avledete tettheten bør anses som mer korrekt enn den absolutte. For enkelte av de andre artene som er tatt med i fig. 48, finnes også en viss divergens mellom avledet og absolutt tetthet, men i gjennomsnitt (1970-1973) er det relativt god overensstemmelse mellom verdiene (jfr. tabell 9), og den gjennomsnittlige totale avledete og absolutte tettheten på B-1F stemmer godt overens.

Bestanden av gråsisik viser også store variasjoner fra et år til et annet. Mens arten i 1970 er estimert til å ha 54 territorier pr. km², er den i 1973 ikke registrert som territoriehevdende. Store svingninger i populasjonen hos gråsisik er kjent fra andre steder (Enemar 1969, Hilden 1969, Braae 1975). Enemar (1969) nevner muligheten av at bestandsfluktuationene hos arten kan settes i forbindelse med frøsetting hos bjørk.

Sivspurv er i 1970 ikke funnet territorial på feltet. Dette må ses i sammenheng med prøvefeltets størrelse. I og med utvidelsen fra 1971 ble flere fuktige områder med bl.a. Salix-kratt innlemmet.

Manglende observasjoner av blåstrupe samme år må også ses på denne bakgrunn. I tillegg ble takseringen foretatt sent og blåstrupen er erfaringsmessig meget vanskelig å takserer sent i hekkesyklus.

Furuskogsfeltet, Fu-1F.

Artssammensetningen (tabell 10).

Av de 29 artene som er registrert på feltet, er 16 antatt å kunne estimeres kvantitativt ut fra kartmetoden . 13 arter er registrert som territoriale.

Bjørkefink, løvsanger og rødvingetrost utgjør 73,2 % av den totale spurvefuglbestanden på feltet mens jernspurv, trepiplerke, måltrost, granmeis og grønnsisik tilsammen utgjør 22,2 %. Totalt representerer disse artene 95,4 %.

Det foreligger få undersøkelser i andre områder som det er aktuelt å sammenligne med. Tabell 8 viser resultatene fra inventeringer i furuskog fra Vaksvik (Ytreberg 1972), Røros (Selboe pers. medd.) og Sjudalen. Områdene Vaksvik- Røros danner en vest-øst gradient. Vaksvik i vest kan betegnes som et typisk oseanisk område mens Sjudalen og Røros er typisk kontinentale strøk, i særdeleshet Sjudalen. I hvor stor grad dette øst-vest/kontinentalt-oseaniske forholdet avspeiler seg i den avifaunistiske artssammensetningen, er det foreløpig vanskelig å si noe sikkert om. Ut fra tabell 8 kommer tydelige forskjeller fram både med hensyn til tetthet og artssammensetning. Dette skyldes flere faktorer, ikke minst forskjeller i vegetasjonen som indirekte avspeiler de klimatiske forholdene. De ulike furuskogstypene det her er snakk om, vil sannsynligvis gi ulike habituelle muligheter med hensyn til faktorer som mat, skjul og hekkemuligheter. Antall stasjonære arter er høyest i Vaksvik med 15 og lavest på Røros med 12. Sjudalen har 13. Tildels store forskjeller i feltstørrelse kan også være medvirkende årsak til forskjellene i artssammensetningen.

Det er interessant å legge merke til at bjørkefinken dominerer som art både i Sjudalen og på Røros mens løvsangeren dominerer i

Tabell 8. Gjennomsnittlig antall territorier pr. km² i tre høyereliggende furuskogsområder.

	Vaksvik (Ytreberg 1972)	Sjodal	Røros (Selboe pers. medd.)
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	11	64	27
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	23	55	13
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	1	28	2
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	6	14	-
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	11	9	4
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	1	7	2
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	9	7	4
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	2	7	3
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	4	4	13
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	1	2	-
Møller, <u>Sylvia curruca</u>	-	1	-
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	-	1	1
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	4	1	-
Bokfink, <u>Fringilla coelebs</u>	4	-	-
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	3	-	2
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	2	-	-
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	1	-	7
Såerle, <u>Motacilla flava</u>	-	-	2
Totalt	83	200	80
Antall arter	15	13	12
Feltareal (ha)	33,0	14,0	10,6
Antall år taksert	3	3	8

Vaksvik. Dette stemmer godt med det bilde en tidligere har hatt av utbredelsen for de to artene (Haftorn 1971), nemlig at løvsangeren er utbredt over hele landet, mens bjørkefinken i hekketiden i stor grad er knyttet til høyereliggende områder i Sør-Norge.

For å forstå forskjellen i antall arter observert på Fu-lF og i den oseaniske furuskogen i Vaksvik, må en også ta de topografiske forholdene med i betraktningen. Avstanden fra lavlandet til skoggrensa, er her langt mindre enn i mer kontinentale strøk. Dette medfører at en rekke "lavlandsarter" som f.eks. bokfink blir "dratt" opp i de høyereliggende områdene. Dette gjelder for både oseaniske bjørke- og furuskoger.

Tetthet.

Påfallende er den gjennomgående høye tettheten som er registrert for mange arter i Sjodalen (jfr. tabell 8). Årsaken kan være underestimering i Vaksvik og Røros eller overestimering i Sjodalen, men sannsynligvis er andre faktorer av større betydning. Beliggenheten rent geografisk og de spesielle klimatiske og vegetasjonsmessige forholdene, slik det er påpekt under behandlingen av B-lF, gjør seg også gjeldende for Fu-lF. Feltet er mer mosaikkartet med hensyn til vegetasjonsstrukturen enn det som går fram av vegetasjonskartet (fig. 20). Inngrep i form av hogst går f.eks. ikke fram på dette. Kanteffekten vil sannsynligvis også være av betydning. I sør grenser feltet mot en gammel hogstflate der gjenvekst ikke har funnet sted og som derfor bærer preg av lynghei. I feltets nordre del er det også foretatt plukkhogst. Deler av feltets nedre (østre) del grenser mot en 10-15 år gammel hogstflate og en liten setervoll. Selv om det mellom takseringsfeltets yttergrenser og de refererte åpne områdene er en "bufferzone" med en gjennomsnittlig bredde på ca. 100 meter, vil den økotone effekten likevel gjøre seg gjeldende, ikke minst fordi det innenfor feltet er ungplanter av furu og bjørk (fig. 47 og 21). Furuskogen er her skoggrensedannende (jfr. fig. 4) og feltet er lagt tett opp mot denne grensa. Vegetasjonsstrukturen og fysiognomien blir atskillig mer kompleks i Fu-lF enn hva vi finner i de "rene" furuskogstypene; bl.a. er det i deler av feltet et godt utviklet

busksjikt av vier, einer og dvergbjørk (jfr. fig. 18). Det miljø en slik overgangssone mot snaufjellet kan tilby, er derfor noe spesielt.



Fig. 47. Det er på furuskogsfeltet Fu-1F stedvis betydelig gjenvekst av ung skog.

Det høye estimatet for jernspurv skyldes sannsynligvis forekomst av ungfuru (jfr. fig. 47) og einer som gir arten fordeler, ikke minst m,h,t, reirplass. Den høye tettheten kan ikke sies å være representativ for furuskogen i området forøvrig (jfr. forskjellen i absolutt og avledet tetthet, fig. 49).

Om rødstjert sier Haftorn (1971) at arten foretrekker "åpne, lite produktive skoger". Det høye estimatet for arten fra Røros, gir inntrykk av at dette feltet ligger i en "fattigere" furuskogstype enn feltene i Vaksvik og Sjodalen. Estimatet fra Sjodalen er ikke representativt for furuskogen i området forøvrig, noe som skyldes faktorene nevnt ovenfor. Resultatene fra linjetakseringene (tabell 17) viser at arten gjennomgående er mer vanlig i området enn hva en kan få inntrykk av bare ved å betrakte resultatene fra flatetakseringene.

Grønnsisiken er registrert som territorial bare i to av de tre årene undersøkelsen pågikk. Arten er kjent for å variere sterkt i antall fra år til år (Karvik 1964, Haapanen 1965 og 1966).

Hogstad (1967 d) mener at årsakene til populasjonsfluktuasjonene i stor grad har sammenheng med produksjonen av granfrø. Haapanen (1966) viste bl.a. at når kongleskjellene i furukonglene åpnes og frøene derved blir tilgjengelige, går en del av grønnsisikpopulasjonen over på furu. Dette må tydeligvis ha skjedd i Sjudalen 1971-72. Det er flere mil til nærmeste grantreforekomst. Det ble i 1971 også gjort reirfunn av arten på Fu-1F.

Feltene M-1F, M-2F og M-3F.

Disse feltene ble opprettet i spesielle habitater som ut fra et ornitologisk synspunkt syntes interessante. Nyttige har feltene vært gjennom at de rent vegetasjonsmessig er sammensatt av en rekke, tydelig atskilte, plantesosiologiske enheter. Dette har vært til stor hjelp ved de forsøk som er gjort på å finne sammenheng mellom de ulike fuglearters habitatvalg i hekkeperioden og vegetasjonen på stedet. Ved beregning av tettheten for feltene er antall territorier pr. km² satt i gåseøyne. Dette fordi det egentlig ikke foreligger grunnlag for en slik beregning i og med at områdene er av så begrenset omfang og spesiell karakter. Når det likevel er gjort, er det bl.a. for å kunne sammenligne tettheten innenfor de ulike feltene.

Mosaikkfeltet, M-1F, Hoska.

Artssammensetning og tetthet (tabell 11).

7 av artene som er tatt med i tabell 11 er registrert som territoriale. I tillegg kommer observasjoner av tre arter hvor det ikke har vært grunnlag for å fastslå territorium. Bare fire arter er registrert som territoriale gjennom alle fire årene og disse utgjør 92,3 % av den totale spurvefuglbestanden på feltet.

Feltet er en mosaikk, noe som gjenspeiler seg i artssammensetningen. På grunn av det godt utviklede Salix-krattet langs Hoska, dominerer sivspurv, løvsanger og blåstrupe. De små og spredte forekomstene av fjellbjørk synes å gjøre området spesielt attraktivt for løvsangeren som gjerne benytter de enslige trærne som sangposter. De

tørre partiene av feltet gjør at heipiplerke og steinskvett kommer inn. Deler av feltet består av lite produktive myrområder. Fuglefaunaen må i vesentlig grad ses i sammenheng med vegetasjonen i tilknytning til Hoska (jfr. fig. 20).

Lavheia, M-2F.

Artssammensetning.

10 arter er registrert som territoriale, derav 7 årvisst hekkende, mens to er tilfeldig observert (tabell 12).

Heipiplerke dominerer og utgjør ca. 40 % av den totale bestanden. Den ser i stor grad ut til å preferere den tørre lavheia; en habitattype som også såerle, lappspurv og steinskvett foretrekker, skjønt det tuete og noe fuktige området i feltets nordvestlige hjørne synes spesielt attraktivt for lappspurv og såerle. I tilknytning til flomløpet fra Sjoa (jfr. fig. 16), er det utviklet en tett buskvegetasjon av Salix spp., einer og dvergbjørk. Sivspurv, blåstrupe, løvsanger, rødvingetrost og jernspurv, er knyttet hit. Området med buskvegetasjon er relativt lite og få par vil kunne hekke her. Men det ble registrert at selve reiret kan være plassert langt fra det eller de steder arten benytter som sangpost(er). Dette kunne iakttas både for løvsanger og blåstrupe. Sangpostene var i Salix-krattet mens redene var plassert langt ute på den åpne lavheia. Avstanden mellom sangpost og rede kunne være over 100 meter.

Tetthet.

Sammenlignet med M-1F og M-3F, er tettheten liten, noe som må ses i sammenheng med den strukturelt enkle lavheia som dominerer feltet. Lappspurv er registrert som territorial i 1970 og 1972, mens den ikke er observert i 1971 og 1973. En lignende svingende tendens i bestanden er også registrert fra andre felt, f.eks. F-2F, Valdresflyfeltet. Disse feltene kan representere marginale områder for arten, og det kan være av interesse å nevne at Kluyver og Tinbergen (1953) hos kjøttmeis fant at bestandstettheten fluktuerte i større grad i marginale enn i optimale områder.

Elvedeltaet, M-3F.

Artssammensetning.

I alt er 7 arter registrert som territoriale på feltet (tabell 13), 6 av disse i alle tre årene undersøkelsen pågikk.

Feltet kan på mange måter sammenlignes med M-1F, men arealet av områder med busksjikt er langt større på M-3F. Sett fra et botanisk synspunkt er også M-3F mer homogent enn M-1F, især strukturelt. Den viktigste forskjellen i artssammensetning mellom M-1F og M-3F består i at lappspurv kommer inn på M-3F. Løvsanger, heipiplerke, sivspurv, lappspurv og blåstrupe utgjør tilsammen 95,8% av den totale spurvefuglbestanden på feltet. Som det vil gå fram av tabell 13, er en lang rekke vadefugler og ender funnet hekkende eller årvisst blitt observert. Spesielt kan nevnes at det i en av feltets oxbow-lakes, hvert år oppholdt seg minimum fem par svømmesniper.

Tetthet.

Den registrerte tettheten på M-3F er den nest største som er registrert på noen av feltene; B-1F, bjørkeskogsfeltet, har større tetthet. Løvsangeren er mest tallrik, hvilket har sammenheng med buskvegetasjonen. Hvorvidt den relativt konstante populasjonstettheten fra år til år skyldes at området er å betrakte som optimalt for de enkelte artene (jfr. Kluyver og Tinbergen 1953), skal være usagt, men ingen av de andre takseringsfeltene viser så stor stabilitet i populasjonstettheten.

Hindflyfeltet, F-1F.

Artssammensetningen.

8 spurvefuglarter er registrert under taksering av feltet (tabell 14), 5 som årlig territoriale på eller i nær tilknytning til feltet. Heipiplerke, steinskvett, blåstrupe og lappspurv utgjør hele 98,1 % av den totale spurvefuglbestanden og de to førstnevnte artene alene utgjør 77,2 %. Den relativt høye tettheten

av blåstrupe må ses på bakgrunn av at feltet er lavalpint med stedvis godt utviklet buskvegetasjon. Både fjellerke og sivspurv forekommer spredt i omkringliggende områder.

Tetthet.

Den gjennomsnittlige tettheten i årene 1970-73 er estimert til 74 territorier pr. km². I forhold til inventeringer foretatt på Hardangervidda (Lien et al. 1974), Nedalen (Moksnes 1973), Ammar-näs (Alm et al. 1966) ligger den estimerte bestanden stort sett høyere i Sjudalen. Botanisk er F-1F meget rikt, for en stor del Dryas-hei (jfr. side 16). Det er foreløpig usikkert hvorvidt dette influerer på avifaunaen, men insektfaunaen synes meget rik på dette feltet i forhold til de andre feltene i undersøkelsesområdet (Refseth pers.medd.). Sammenlignet med tettheten på F-2F, Valdres-flyfeltet, som botanisk er fattig, ligger bestanden på Hindflyfeltet noe høyere (74 territorier pr. km² på F-1F mot 64 på F-2F). Differansen kan likevel skyldes at F-2F ligger i den mellomalpine sonen, ca. 200 meter høyere enn F-1F.

Valdresflyfeltet, F-2F.

Artssammensetning.

Artssammensetningen på F-2F (tabell 15), er ikke vesentlig forskjellig fra F-1F. Da feltet ligger i den mellomalpine region, har en art som snøspurv kommet inn "istedet for" blåstrupe. Fem arter er registrert som territoriale, også på dette feltet. Heipiplerke og steinskvett utgjør tilsammen 82,1 % av tettheten, 5 % mer enn for F-1F. Fjellerke kommer inn som bortimot fast hekkende art, men bestanden svinger noe.

Tetthet.

Registrert tetthet ligger på 64 territorier pr. km². Dette er noe lavere enn estimatet fra F-1F, men ligger relativt høyt i forhold til de fleste feltene på Hardangervidda (Lien et al. 1974). En del av feltet er vanligvis dekket av snø ved takseringsperiodens begynnelse, og tilgjengelig areal som kan benyttes som hekkeplass er noe mindre enn feltets totalareal.

Tabell 9. Resultater fra flatetakseringsfelt B-1F, bjørkeskogsfelt.

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

	1970				1971				1972				1973				1970 - 1973		
	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet
Løvsanger, <i>Phylloscopus trochilus</i>	12,5	193	51,0	114	15,5	91	32,3	125	27,0	159	45,8	134	28,0	165	50,0	121	152	44,8	124
Bjørkefink, <i>Fringilla montifringilla</i>	4,0	62	16,3	100	11,0	64	22,9	98	11,5	67	19,5	92	9,0	53	16,1	103	62	18,7	98
Gråsisik, <i>Acanthis flammea</i>	2,5	54	14,3	60	3,0	18	6,3	3	4,0	23	6,8	19	+	-	-	2	24	6,8	21
Rødstjert, <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1,0	15	4,1	10	3,0	18	6,3	19	3,0	18	5,1	10	5,5	32	9,8	10	21	6,3	12
Sivspurv, <i>Emberiza schoeniclus</i>	-	-	-	17	4,0	23	8,3	25	3,0	18	5,1	29	5,0	29	8,9	30	18	5,6	25
Rødvingetrost, <i>Turdus iliacus</i>	1,5	23	6,1	17	2,5	15	5,2	23	5,5	32	9,3	20	0,5	3	0,9	21	18	5,4	20
Trepierke, <i>Anthus trivialis</i>	+	-	-	5	2,0	12	4,2	18	3,0	18	5,1	14	3,0	17	5,3	17	12	3,6	14
Jernspurv, <i>Prunella modularis</i>	1,0	15	4,1	4	2,5	15	5,2	16	1,0	6	1,7	8	1,0	6	1,8	10	10	3,2	10
Blåstrupe, <i>Luscinia svecica</i>	-	-	-	19	4,0	23	8,3	11	+	-	-	6	1,5	9	2,7	3	8	2,7	10
Måltrost, <i>Turdus philomelos</i>	1,0	15	4,1	2	+	-	-	5	0,5	3	0,8	7	1,0	6	1,8	6	6	1,7	5
Steinskvett, <i>Oenanthe oenanthe</i>	+	-	-	6	0,5	3	1,0	-	0,5	3	0,8	-	0,5	3	0,9	-	2	0,7	1
Hagefluesnapper, <i>Ficedula hypoleuca</i>	-	-	-	2	+	-	-	8	-	-	-	1	1,0	6	1,8	3	1	0,5	3
Star, <i>Sturnus vulgaris</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Møller, <i>Sylvia curruca</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Granmeis, <i>Parus montanus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Kjøttmeis, <i>Parus major</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Grønnsisik, <i>Carduelis spinus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dompap, <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lappspurv, <i>Calcarius lapponicus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALT	24,5	377	100,0	356	48,0	282	100,0	351	59,0	347	100,0	340	56,0	329	100,0	326	334	100,0	343
ANTALL TERRITORIALE ARTER	7	-	-	-	10	-	-	-	10	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-
Andre arter observert eller funnet hakkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Krikkand, <i>Anas crecca</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dvergalk, <i>Falco columbarius</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tårnfalk, <i>Falco tinnunculus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lirype, <i>Lagopus lagopus</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	+	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Vipe, <i>Vanellus vanellus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gluttsnipe, <i>Tringa nebularia</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rugde, <i>Scolopax rusticola</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Enkeltbekkasin, <i>Gallinago gallinago</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Gjåk, <i>Cuculus canorus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hornugle, <i>Asio otus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vendehals, <i>Jynx torquilla</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kråke, <i>Corvus corone</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gråtrost, <i>Turdus pilaris</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Tabell 10. Resultater fra flatetakseringsfelt Fu-1F, furuskogsfelt.

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

	1971				1972				1973				1971 - 1973		
	Antall territorier	Antall ter- ² ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter- ² ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter- ² ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall ter- ² ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	13,0	93	38,8	77	4,0	29	16,0	60	10,0	71	39,2	72	64	31,3	70
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	6,5	46	19,4	49	8,5	60	34,0	35	8,0	57	31,4	54	55	28,3	46
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	5,0	36	14,9	34	4,0	29	16,0	11	2,5	18	9,8	8	28	13,6	18
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	1,5	11	4,4	6	2,0	14	8,0	1	2,5	18	9,8	4	14	7,4	4
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	1,0	7	3,0	5	2,5	18	10,0	9	+	-	-	4	9	4,3	6
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	1,0	7	3,0	6	1,0	7	4,0	12	1,0	7	3,9	3	7	3,6	7
Granneis, <u>Parus montanus</u>	1,0	7	3,0	15	1,0	7	4,0	18	1,0	7	3,9	13	7	3,6	15
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	2,0	14	5,9	21	1,0	7	4,0	13	-	-	-	-	7	3,3	11
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	1,5	11	4,4	13	+	-	-	5	-	-	-	12	4	1,5	10
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	1,0	7	3,0	1	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1,0	1
Møller, <u>Sylvia curruca</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	4	2,0	2	1	0,7	1
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	+	-	-	-	0,5	4	2,0	4	+	-	-	-	1	0,7	1
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	+	-	-	2	0,5	4	2,0	-	+	-	-	3	1	0,7	1
Hagesanger, <u>Sylvia borin</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Svartmeis, <u>Parus ater</u>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kjöttmeis, <u>Parus major</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
TOTALT	33,5	239	100,0	229	25,0	179	100,0	168	25,5	182	100,0	176	200	100,0	191
ANTALL TERRITORIALE ARTER	10	-	-	-	10	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-
Andre arter observert eller funnet hekkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):															
Storfugl, <u>Tetrao urogallus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rugde, <u>Scolopax rusticola</u>	+	-	-	-	1	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Enkeltebekkasin, <u>Gallinago gallinago</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Ringdue, <u>Columba palumbus</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Gjøk, <u>Cuculus canorus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perleugle, <u>Aegolius funereus</u>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vendehals, <u>Jynx torquilla</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Tretåspett, <u>Picoides tridactylus</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Lavskrike, <u>Perisoreus infaustus</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Kråke, <u>Corvus corone</u>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	10	-	-	-	6	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
Korsnebb, <u>Loxia sp.</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-

Tabell 11. Resultater fra flatetakseringsfelt M-1F, mosaikkfelt.

Antall territorier (relativ tetthet i %) og gjennomsnittlig relativ tetthet (%).

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

ART	1970	1971	1972	1973	1970 - 1973 Rel. tetthet
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	4,0 (25,8)	5,0 (27,8)	3,5 (33,3)	6,0 (29,2)	29,0
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	3,5 (22,6)	4,5 (25,0)	2,5 (23,8)	5,5 (26,8)	24,6
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	3,5 (22,6)	4,0 (22,2)	2,5 (23,8)	3,5 (17,1)	21,4
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	2,5 (16,1)	3,0 (16,7)	2,0 (19,1)	3,5 (17,1)	17,3
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	2,0 (12,9)	+	+	-	3,2
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	+	1,0 (5,5)	-	1,0 (4,9)	2,6
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	-	0,5 (2,8)	-	1,0 (4,9)	1,9
Såerle, <u>Motacilla flava</u>	+	-	-	-	
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	-	+	-	-	
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	-	-	+	-	
TOTALT	15,5 (100,0)	18,0 (100,0)	10,5 (100,0)	20,5 (100,0)	100,0
"TERRITORIER/KM ² "	115	133	78	152	
ANTALL TERRITORIALE ARTER	5	6	4	6	
Andre arter observert eller funnet hekkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):					
Lirype, <u>Lagopus lagopus</u>	-	-	+	-	
Rødstilk, <u>Tringa totanus</u>	+	+	-	1	
Gluttsnipe, <u>Tringa nebularia</u>	-	+	-	-	
Strandsnipe, <u>Tringa hypoleucos</u>	-	-	+	-	
Enkeltbekkasin, <u>Gallinago gallinago</u>	+	+	+	+	
Gjøk, <u>Cuculus canorus</u>	-	+	+	-	
Varsler, <u>Lanius excubitor</u>	-	+	-	-	
Kråke, <u>Corvus corone</u>	-	+	-	-	
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	+	+	+	+	

Tabell 12. Resultater fra flatetakseringsfelt M-2F, lavhei.

Antall territorier (relativ tetthet i %) og gjennomsnittlig relativ tetthet (%).

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

ART	1970	1971	1972	1973	1970 - 1973 Rel. tetthet
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	7,0 (33,3)	6,0 (38,7)	6,0 (44,5)	6,5 (42,0)	39,6
Såerle, <u>Motacilla flava</u>	1,5 (7,1)	2,0 (12,9)	2,0 (14,8)	2,0 (13,0)	12,0
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	3,0 (14,3)	3,0 (19,3)	+	1,0 (6,4)	10,0
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	2,0 (9,5)	1,0 (6,5)	1,5 (11,1)	2,0 (13,0)	10,0
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	1,0 (4,8)	2,0 (12,9)	1,0 (7,4)	1,0 (6,4)	7,9
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	1,5 (7,1)	1,0 (6,5)	1,5 (11,1)	1,0 (6,4)	7,8
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	1,0 (4,8)	0,5 (3,2)	0,5 (3,7)	1,0 (6,4)	4,5
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	2,0 (9,5)	-	1,0 (7,4)	-	4,2
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	1,0 (4,8)	+	-	1,0 (6,4)	2,8
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	1,0 (4,8)	+	+	-	1,2
Møller, <u>Sylvia curruca</u>	+				
Linerle, <u>Motacilla alba</u>				+	
TOTALT	21,0 (100,0)	15,5 (100,0)	13,5 (100,0)	15,5 (100,0)	100,0
"TERRITORIER/KM ² "	115	85	74	85	
ANTALL TERRITORIALE ARTER	10	7	7	8	
Andre arter observert eller funnet hekkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):					
Krikkand, <u>Anas crecca</u>	-	-	-	+	
Lirype, <u>Lagopus lagopus</u>	+	1	1	+	
Heilo, <u>Pluvialis apricaria</u>	+	1	-	1	
Rødstilk, <u>Tringa totanus</u>	+	+	1	+	
Strandsnipe, <u>Tringa hypoleucos</u>	3	2	1	+	
Enkeltbekkasin, <u>Gallinago gallinago</u>	+	+	-	+	
Gjøk, <u>Cuculus canorus</u>	+	-	1	-	
Skjære, <u>Pica pica</u>	-	+	-	-	
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	+	+	+	+	

Tabell 13. Resultater fra flatetakseringsfelt M-3F, elvedelta.

Antall territorier (relativ tetthet i %) og gjennomsnittlig relativ tetthet (%).

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

ART	1971	1972	1973	1971 - 1973 Rel. tetthet
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	9,0 (27,7)	10,0 (30,8)	8,0 (27,1)	28,5
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	8,0 (24,6)	6,5 (20,0)	8,0 (27,1)	23,9
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	6,0 (18,4)	6,0 (18,4)	6,0 (20,3)	19,1
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	5,0 (15,4)	4,0 (12,3)	5,0 (17,0)	14,9
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	3,5 (10,8)	4,0 (12,3)	1,5 (5,1)	9,4
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	1,0 (3,1)	1,0 (3,1)	1,0 (3,4)	3,2
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	-	1,0 (3,1)	-	1,0
Linerle, <u>Motacilla alba</u>	+	-	-	
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	-	+	-	
TOTALT	32,5 (100,0)	32,5 (100,0)	29,5 (100,0)	100,0
"TERRITORIER/KM ² "	271	271	246	
ANTALL TERRITORIALE ARTER	6	7	6	

Andre arter observert eller funnet
hekkende på feltet
(tallene angir antall reirfunn):

Krikkand, <u>Anas crecca</u>	+	+	+
Toppand, <u>Aythya fuligula</u>	1	-	-
Bergand, <u>Aythya marila</u>	-	1	-
Lirype, <u>Lagopus lagopus</u>	+	+	+
Brushane, <u>Philomachus pugnax</u>	+	-	-
Rødstilk, <u>Tringa totanus</u>	+	+	+
Skogsnipe, <u>Tringa ochropus</u>	-	+	-
Grønnstilk, <u>Tringa glareola</u>	+	+	-
Strandsnipe, <u>Tringa hypoleucos</u>	2	3	1
Enkeltbekkasin, <u>Gallinago gallinago</u>	+	+	+
Dobbeltbekkasin, <u>Gallinago media</u>	+	-	-
Svømmesnipe, <u>Phalaropus lobatus</u>	2	+	1
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	3	+	+

Tabell 14. Resultater fra flatetaksringsfelt F-1F, Hindflya.

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

	1970				1971				1972				1973				1970 - 1973		
	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall ter-2 ritorier/km	Relativ tetthet	Avledet tetthet
Haipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	6,5	43	72,2	34	8,0	53	61,5	52	6,0	40	57,1	41	6,0	40	50,2	50	44	60,2	44
Steinskivett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	1,5	10	16,7	7	2,0	13	15,4	17	2,0	13	19,1	14	2,0	13	16,6	9	12	17,0	12
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	1,0	7	11,1	6	1,0	7	7,7	2	1,0	7	9,5	2	2,0	13	16,6	6	9	11,2	3
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	+	-	-	1	1,0	7	7,7	6	1,5	10	14,3	4	2,0	13	16,6	3	7	9,7	4
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	+	-	-	-	1,0	7	7,7	3	+	-	-	2	+	-	-	1	2	1,9	2
Fjellerke, <u>Bremophila alpestris</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
TOTALT	9,0	60	100,0	48	13,0	87	100,0	80	12,0	70	100,0	63	12,0	79	100,0	69	74	100,0	65
ANTALL TERRITORIALE ARTER	3				5				4				4						
Andre arter observert eller funnet hekkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):																			
Lirype, <u>Lagopus lagopus</u>	+				+				+				+						
Boltit, <u>Eudromias morinellus</u>	-				-				+				-						
Heilo, <u>Pluvialis apricaria</u>	2				3				2				2						
Gjåk, <u>Cuculus canorus</u>	-				-				2				-						
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	+				+				+				+						

Tabell 15. Resultater fra flatetakseringsfelt F-2F, Valdresflya.

+ = arten observert, - = arten ikke observert.

	1970				1971				1972				1973				1970 - 1973		
	Antall territorier	Antall ter- ritorier/km ²	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter- ritorier/km ²	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter- ritorier/km ²	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall territorier	Antall ter- ritorier/km ²	Relativ tetthet	Avledet tetthet	Antall ter- ritorier/km ²	Relativ tetthet	Avledet tetthet
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	7,0	47	77,8	38	4,5	30	39,1	37	4,0	27	57,1	28	6,0	40	54,6	41	36	57,2	36
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	2,0	13	22,2	8	3,0	20	26,1	16	2,0	13	28,6	11	2,5	16	22,7	12	1,6	24,9	12
Snøspurv, <u>Plectrophenax nivalis</u>	-	-	-	14	1,0	7	8,7	5	1,0	7	14,3	1	1,0	7	9,1	2	5	8,0	5
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	-	-	-	1	2,0	13	17,4	16	-	-	-	4	1,0	7	9,1	14	5	6,6	9
Fjellerke, <u>Eremophila alpestris</u>	-	-	-	-	1,0	7	8,7	2	-	-	-	2	0,5	3	4,5	3	2	3,3	2
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALT	9	60	100,0	61	11,5	77	100,0	76	7,0	47	100,0	46	11,0	73	100,0	72	64	100,0	65
ANTALL TERRITORIALE ARTER	2				5				3				5						
Andre arter observert eller funnet hekkende på feltet (tallene angir antall reirfunn):																			
Lirype, <u>Lagopus lagopus</u>	-				-				+				-						
Boltit, <u>Endromias morinellus</u>	+				+				+				2						
Heilo, <u>Pluvialis apricaria</u>	+				1				+				1						
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	+				+				+				+						

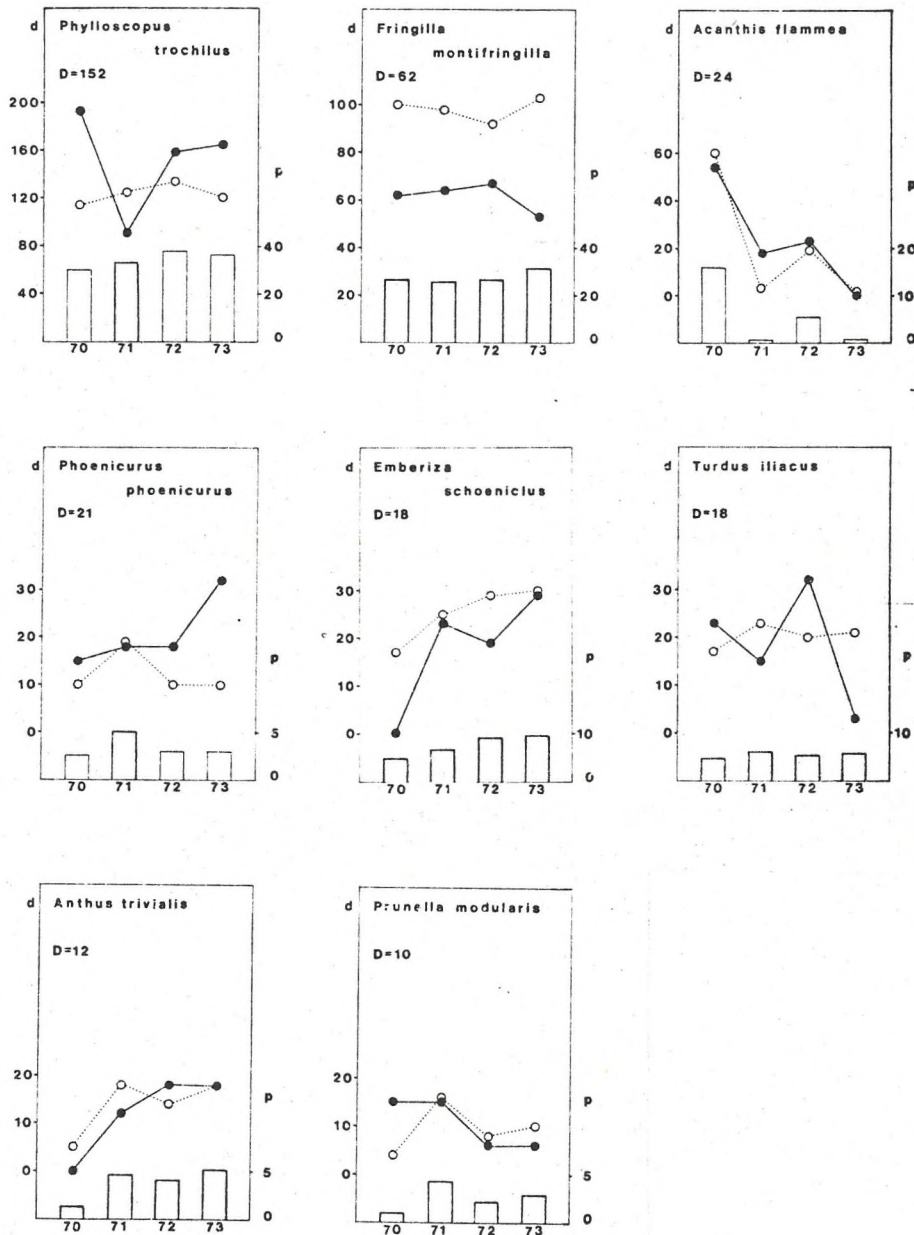


Fig. 48. Populasjonsfluktuasjonene hos 8 arter i bjørkeskogen. Histogram = relativ tetthet fra linjetakseringene, —●— = estimert tetthet på grunnlag av flate-takseringene, .○.2.... = avledet tetthet, d = antall territorier pr. km², p = prosent, D = gjennomsnittlig tetthet fra flatetakseringene.

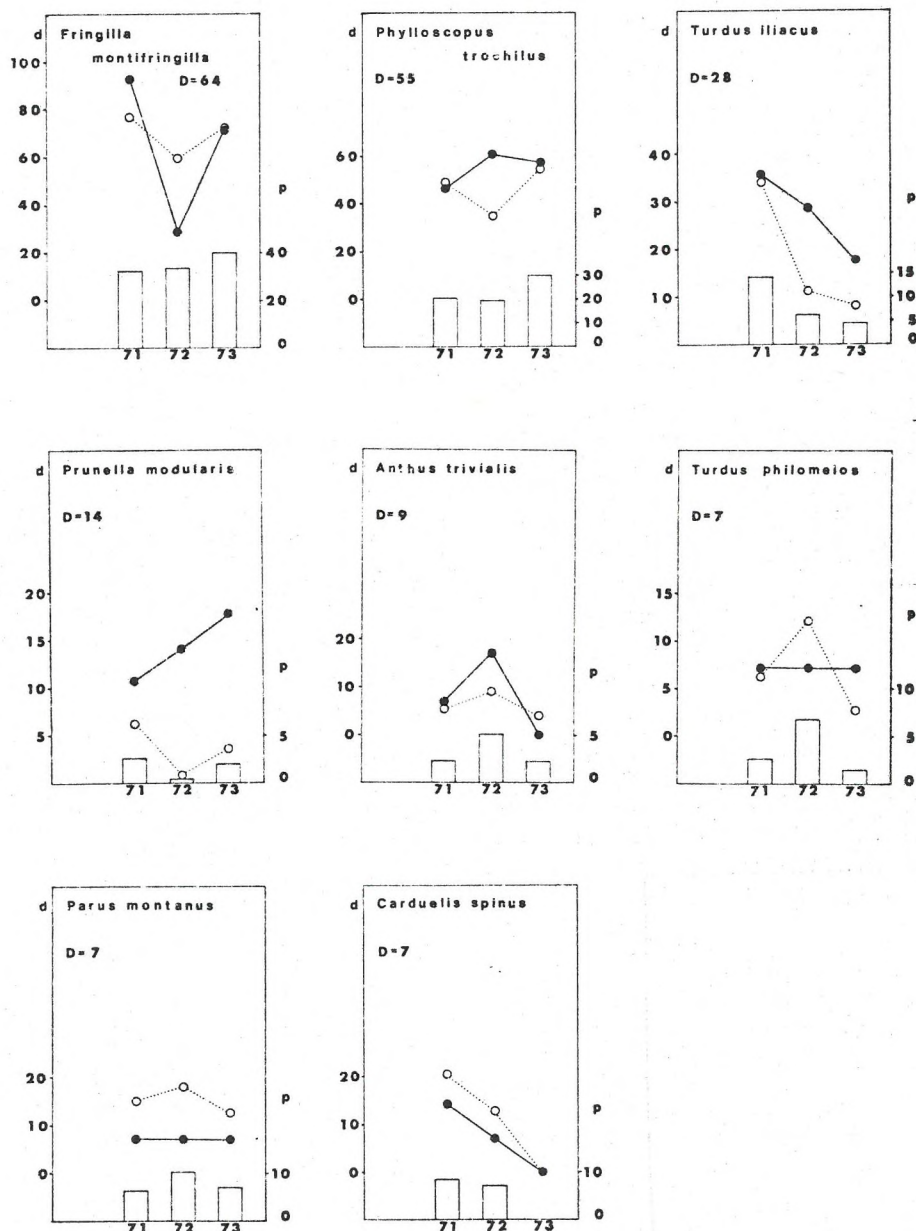


Fig. 49. Populasjonsfluktuasjonene hos 8 arter i furuskogen. Histogram = relativ tetthet fra linjetakseringene, —●— = estimert tetthet på grunnlag av flate-takseringene, ..○₂.... = avledet tetthet, d = antall territorier pr. km², p = prosent, D = gjennomsnittlig tetthet fra flatetakseringene.

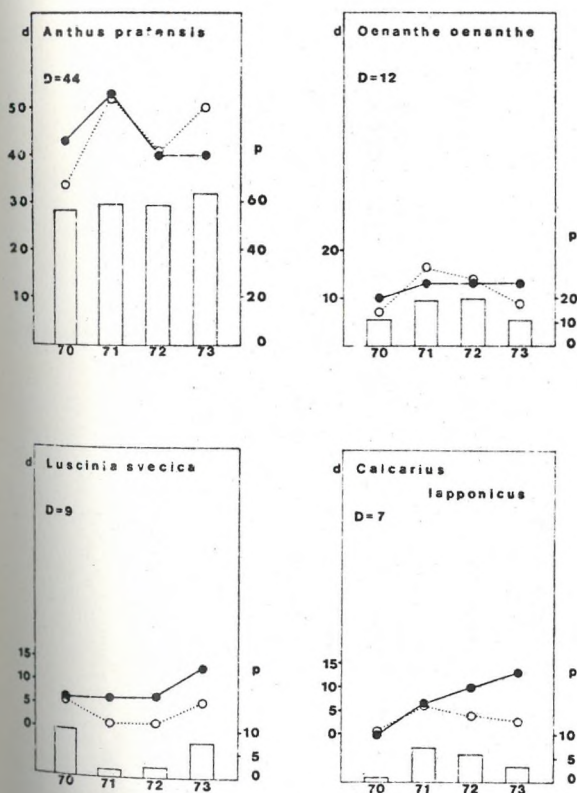


Fig. 50.

Populasjonsfluktuasjonene hos fire arter på Hindflya. Histogram = relativ tetthet fra linjetakseringene, —●— = estimert tetthet på grunnlag av flatetakseringene,○.... = avledet tetthet, d = antall territorier pr. km², p = prosent, D = gjennomsnittlig tetthet fra flatetakseringene.

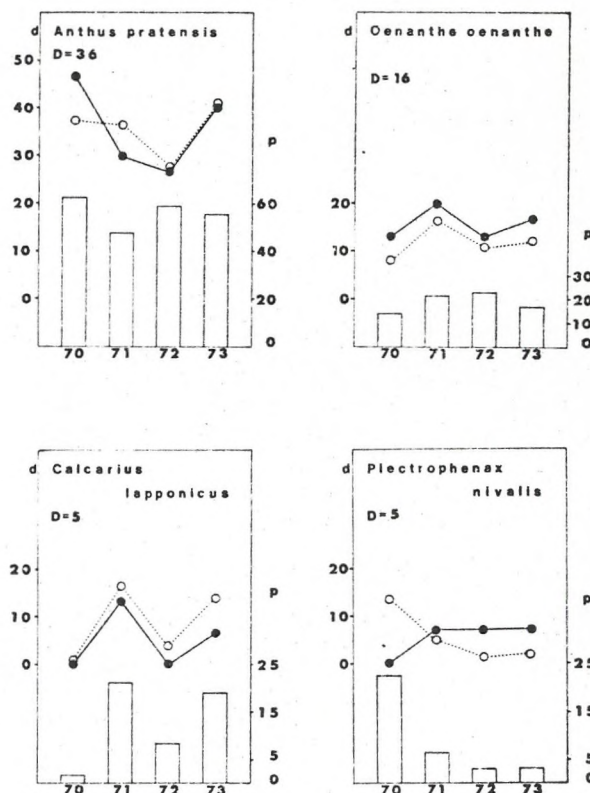


Fig. 51.

Populasjonsfluktuasjonene hos fire arter på Valdresflya. Histogram = relativ tetthet fra linjetakseringene, —●— = estimert tetthet på grunnlag av flatetakseringene,○.... = avledet tetthet, d = antall territorier pr. km², p = prosent, D = gjennomsnittlig tetthet fra flatetakseringene.

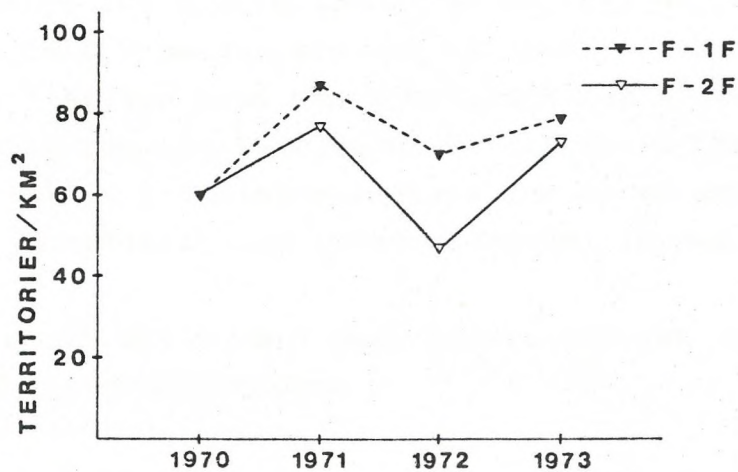
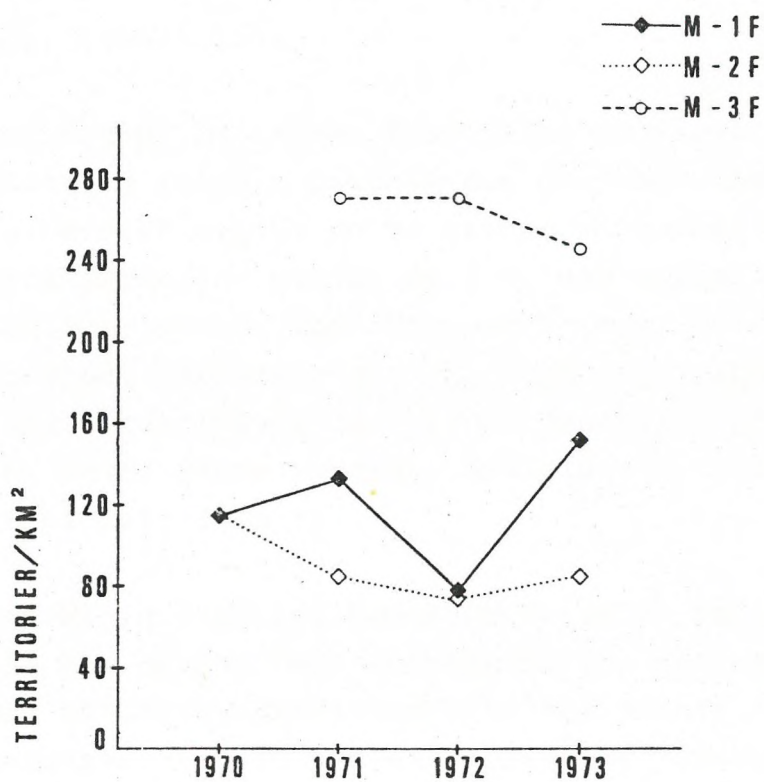
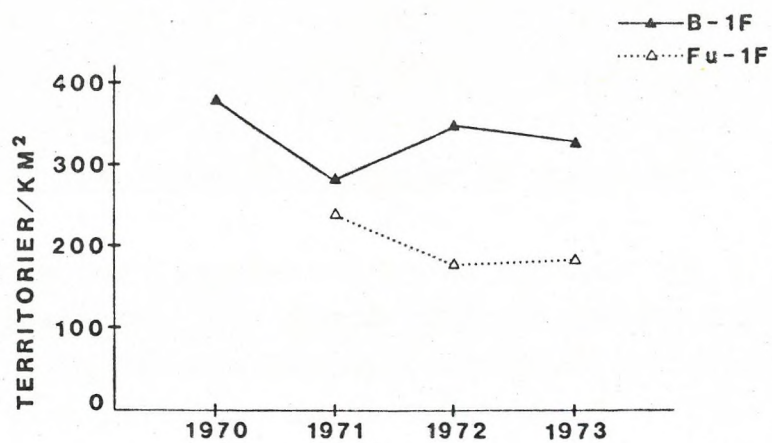


Fig. 52. Fluktuasjonene i spurvefuglpopulasjonens totale tetthet på de 7 flatetakseringsfeltene.

Resultater fra linjetakseringene om sommeren.

Resultatene fra linjetakseringene er satt opp i tabell 16 til 19. I resultatene fra 1973 inngår både linjetakseringer foretatt utenom løype og i løype. Fra løypetakseringene er bare tatt med observasjoner gjort inntil 50 meter fra løypa.

Bjørkeskog (tabell 16).

Ved sammenligning av tabell 9 og 16 er spesielt forskjellen i gjennomsnittlig relativ tetthet for løvsanger og bjørkefink iøynefallende. På B-1F utgjør de to artene tilsammen 63,5 %, mens de fra linjetakseringene utgjør 62,2 %, med andre ord meget godt samsvar mellom artenes opptreden sett under ett. Gjennomsnittlig relativ tetthet for løvsanger fra flatetakseringene er 44,8 % og fra linjetakseringene 36,9 %, en forskjell på ca. 8 %. For bjørkefink er de samme verdiene henholdsvis 18,7 % og 31,2 %, en forskjell på hele 12,5 %.

Det er vanskelig å si hva denne forskjellen har sin årsak i, men to forhold bør nevnes. For det første ble det under flatetakseringene lagt merke til at bjørkefinken ofte kom senere i gang med hekkingen enn løvsangeren. Derved ble estimatet for løvsangerbestanden høyere enn estimatet for bjørkefinkbestanden. For det andre er det sannsynlig at B-1F representerer en habitattype som prefereres av løvsanger i større grad enn bjørkefink (se s. 131). Ved at linjetakseringene som nevnt er foretatt i flere bjørkeskogsforbund, vil forskjellen i dominansverdiene for de to artene på grunn av en eventuell forskjell i habitatpreferanse, jevnnes ut noe.

Forøvrig synes det å være godt samsvar mellom resultatene fra linje- og flatetakseringene.

Furuskog (tabell 17).

Resultatene fra linjetakseringene og prøveflatetakseringene stemmer godt overens. Bjørkefink, løvsanger og rødvingetrost utgjør tilsammen 73,1 % av observasjonene fra linjetakseringene, mens de

samme artene har en gjennomsnittlig dominansverdi på 73,2 % ved flatetakseringene.

For en del arter er det blitt forskyvninger i forhold til flate- takseringene. Dette gjelder f.eks. granmeis. At arten er observert hyppigere under linjetakseringene skyldes bl.a. takseringstids- punktet. Linjetakseringene er delvis utført sent i hekkesesongen og tidlige arter som granmeis ble observert med utfløyne unger og opererte tildels i flokk på næringssøk.

Ni av spurvefuglartene observert under linjetakseringene er ikke registrert under flatetakseringene. Spesielt kommer spredte og fåtallige arter med under linjetakseringene, f.eks. gulsanger, munk, rødstrupe og dompap. Svartmeis er den eneste arten observert under flatetakseringene som ikke er registrert under linjetaksering.

Hindflya (tabell 18).

De to dominerende artene på Hindflya (og Valdresflya), er som tidligere nevnt heippiplerke og steinskvett. Dominansverdiene fra linjetakseringene stemmer svært godt med flatetakseringsresultatene. Størst avvik finnes for blåstrupe. Den er fra flatetakseringene registrert med en gjennomsnittlig relativ tetthet på 11,2 %, men kommer på linjetakseringene ut med bare 5,4 %. To årsaker kan især nevnes. For det første ligger takseringsfeltet på Hindflya i den lavalpine region som blåstrupen prefererer framfor høyereliggende områder med mer sparsom vegetasjon. Linjetakseringene burde ideelt sett vært utført i samme høydenivå som prøvelfeltet, men dette ville ført til en alvorlig innsnevring av det område som kunne benyttes til linjetaksering. Linjetakseringer er derfor også foretatt i områder som tildels ligger betydelig høyere enn F-1F, (jfr. fig. 41). For det andre synker sangaktiviteten hos blåstrupen betraktelig ut gjennom hekkesesongen og arten blir stadig mer anonym. Som tidligere nevnt er linjetakseringene tildels utført senere i hekkesyklus enn flatetakseringene.

Årsaken til at løvsanger er registrert med hele 4,5 % på linje- takseringene er at takseringene er utført delvis i Salix-kratt (Hindkjørri). Hindflya gjennomskjæres av flere bekker (f.eks. Vesl- og Stor-Hindi). I disse bekkdalene går tette Salix-kratt

(fig. 53), enkelte steder sammenhengende opp til 1280 m.o.h. Spredte kratt går opp til 1320 m.o.h. Løvsanger ble funnet hekkende opp til 1270 m.o.h.



Fig. 53. Hindkjørri. Salix-krattet strekker seg i disse bekkdalene opp mot 1300 m.o.h.

Valdresflya.

De relative tetthetene for heipiplerke fra linje- og flatetakseringene stemmer godt overens. Steinskvett har høyere verdi på flatetakseringene, og årsaken(e) til dette må her, som tilfellet var for Hindflya, bl.a. søkes i at linjetakseringene er foretatt i et større høydeintervall. Derved er arter fra et mer heterogent område enn F-2F kommet inn. Registrering av løvsanger, blåstrupe, ringtrost og sivspurv har sammenheng med linjetakseringer i noe lavereliggende områder. Årsaken til at lappspurv er registrert med 12,5 % på linjetakseringene og bare 6,6 % på flatetakseringene, må søkes i at store deler av F-2F ikke representerer noe typisk habitat for arten mens deler av Valdresflyplataet er vanlig hekkeplass. I det lavalpine området er den også vanlig.

Diskusjon.

Spurvefuglbestanden på de ulike feltene har variert gjennom undersøkelsesperioden (fig. 52). Det er gjort mange forsøk på å klarlegge problemene omkring fluktuasjonene som finner sted innen spurvefuglbestanden i bl.a. den fennoskandiske subalpine bjørkeskogen (f.eks. Enemar 1966). Minimumsstørrelsen hos den rugende spurvefuglpopulasjonen i et område inventert over en tiårsperiode, kan enkelte år innen samme periode fordobles (Enemar 1966). Undersøkelser fra en subalpin heibjørkeskog ved Røros (Selboe pers. medd.) over en 8-årsperiode, viser at høyeste totalbestand av spurvefugl var på 201 territorier pr. km² (1968) mens den laveste var på 109 (1972). Sett på denne bakgrunn er det av stor viktighet at en undersøkelse som har til formål å skaffe tilveie opplysninger om den kvantitative spurvefuglbestanden i et område, strekker seg over flere år, minimum 3-4.

Et flatetakseringsfelt må av praktiske årsaker være av begrenset utstrekning. At en ved linjetakseringene har observasjoner av flere arter enn ved flatetakseringene beror bl.a. på at en rekker over et langt større område og at disse områdene representerer en større variasjon i habitater (Nordberg 1947). Stenøke arter som er knyttet til bestemte økologiske forhold vil på den måten ha større sjanse til å bli registrert. Hvis resultatene fra linje- og flatetakseringene viser alt for stor uoverensstemmelse med f.eks. hensyn til antall arter registrert og relativ tetthet, kan det tyde på at flatetakseringsfeltet er for lite arealmessig eller plassert i et habitat som er lite representativt for det øvrige område. Dette synes f.eks. til en viss grad å gjelde for furuskogsfeltet, Fu-lF. Ser en på bjørkeskogene i Øvre Sjødalen, består disse av en mosaikk av flere bjørkeskogsforbund (jfr. side 16), hvert med sitt bestemte fuglesamfunn knyttet til seg (jfr. fig. 62). Ca. 82 % av B-lF's areal består av oligotrofe forbund. Når det blir foretatt linjetaksering vil det vanligvis ikke bli tatt hensyn til om en krysser områder som hører til eutrofe forbund, som mye av linjetakseringene i bjørkeskogen utvilsomt har vært utført i. Ofte vil en zoolog heller ikke ha stor nok botanisk kunnskap til å skille de ulike bjørkeskogstypene. Det samme forhold

Tabell 16. Antall registreringer (relativ tetthet) og gjennomsnittlig relativ tetthet fra linjetakseringene i bjørkeskogen. *Tallene i parentes angir*

gjennomsnittlig (1. for det enkelte år)

ART	1970	1971	1972	1973	1970-1973 Rel. tetthet
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	118 (30,3)	92 (33,1)	178 (38,6)	378 (36,9)	34,7
Bjørkefink, <u>Eringilla montifringilla</u>	103 (26,4)	72 (25,9)	122 (26,5)	319 (31,2)	27,5
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	18 (4,6)	19 (6,8)	39 (8,5)	94 (9,2)	7,3
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	17 (4,4)	17 (6,1)	26 (5,7)	67 (6,5)	5,7
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	62 (15,9)	2 (0,7)	25 (5,4)	6 (0,6)	5,6
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	5 (1,3)	13 (4,7)	19 (4,1)	53 (5,2)	3,8
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	10 (2,6)	14 (5,0)	14 (3,0)	31 (3,0)	3,4
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	20 (5,1)	8 (2,9)	8 (1,7)	10 (1,0)	2,7
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	4 (1,0)	12 (4,3)	10 (2,2)	30 (2,9)	2,6
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	4 (1,0)	15 (5,4)	2 (0,4)	-	1,7
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	2 (0,5)	4 (1,4)	9 (2,0)	20 (1,9)	1,4
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	11 (2,8)	3 (1,1)	5 (1,1)	5 (0,5)	1,4
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	2 (0,5)	6 (2,2)	2 (0,4)	9 (1,0)	1,0
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	6 (1,5)	-	-	1 (0,1)	0,4
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	6 (1,5)	-	-	-	0,4
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	1 (0,3)	-	1 (0,2)	-	0,1
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	-	1 (0,4)	-	-	0,1
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	1 (0,3)	-	-	-	0,1
Gulsanger, <u>Hippolais icterina</u>	-	-	1 (0,2)	-	0,1
TOTALT	390 (100,0)	278 (100,0)	461 (100,0)	1023 (100,0)	100,0
ANTALL ARTER OBSERVERT	17	14	15	13	
TAKSERINGSTID (I MINUTTER)	798	749	580	1761	

Tabell 17. Antall registreringer (relativ tetthet) og gjennomsnittlig relativ tetthet fra linjetakseringene i furuskoen.

ART	1971	1972	1973	Tot.	1971-1973 Rel. tetth.
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	97 (32,1)	79 (33,3)	160 (39,8)	336	35,1
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	62 (20,5)	46 (19,4)	120 (29,8)	228	23,3
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	43 (14,2)	15 (6,3)	18 (4,5)	76	8,3
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	19 (6,3)	24 (10,1)	28 (6,9)	71	7,8
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	26 (8,6)	17 (7,2)	- -	43	5,3
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	16 (5,3)	7 (3,0)	26 (6,4)	49	4,9
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	8 (2,7)	16 (6,8)	6 (1,5)	30	3,6
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	7 (2,3)	12 (5,1)	9 (2,2)	28	3,2
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	8 (2,7)	1 (0,4)	8 (2,0)	17	1,7
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	- -	5 (2,1)	7 (1,7)	12	1,3
Toppmeis, <u>Parus cristatus</u>	- -	5 (2,1)	1 (0,3)	6	0,8
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	7 (2,3)	- -	- -	7	0,8
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	- -	6 (2,5)	- -	6	0,8
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	3 (1,0)	- -	6 (1,5)	9	0,8
Gulsanger, <u>Hippolais icterina</u>	- -	4 (1,7)	- -	4	0,6
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	1 (0,3)	- -	2 (0,5)	3	0,3
Møller, <u>Sylvia curruca</u>	- -	- -	4 (1,0)	4	0,3
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	1 (0,3)	- -	3 (0,7)	4	0,3
Linerle, <u>Motacilla alba</u>	2 (0,7)	- -	- -	2	0,2
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	2 (0,7)	- -	- -	2	0,2
Hagesanger, <u>Sylvia borin</u>	- -	- -	1 (0,3)	1	0,1
Munk, <u>Sylvia atricapilla</u>	- -	- -	1 (0,3)	1	0,1
Rødstrupe, <u>Erithacus rubecula</u>	- -	- -	1 (0,3)	1	0,1
Dompap, <u>Pyrrhula pyrrhula</u>	- -	- -	1 (0,3)	1	0,1
TOTALT ANTALL ARTER OBSERVERT TAKSERINGSTID (I MINUTTER)	302 (100,0) 15 844	237 (100,0) 13 480	402 (100,0) 18 1060	941 24 2384	100,0

Tabell 18. Antall registreringer (relativ tetthet) og gjennomsnittlig relativ tetthet fra linjetakseringene på Hindflya.

ART	1970	1971	1972	1973	Tot.	1970-1973 Rel. tetthet
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	57 (57,0)	75 (59,5)	101 (59,0)	211 (63,6)	444	59,8
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	11 (11,0)	24 (19,1)	34 (19,9)	36 (10,9)	105	15,2
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	10 (10,0)	2 (1,6)	4 (2,3)	25 (7,5)	41	5,4
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	2 (2,0)	8 (6,3)	7 (4,1)	18 (5,4)	35	4,5
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	1 (1,0)	9 (7,1)	10 (5,9)	11 (3,3)	31	4,3
Fjellerke, <u>Eremophila alpestris</u>	- -	3 (2,4)	10 (5,9)	6 (1,8)	19	2,5
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	5 (5,0)	- -	1 (0,6)	15 (4,5)	21	2,4
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	- -	4 (3,2)	4 (2,3)	3 (0,9)	11	1,6
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	5 (5,0)	- -	- -	2 (0,6)	7	1,4
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	5 (5,0)	- -	- -	1 (0,3)	6	1,3
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	2 (2,0)	- -	- -	1 (0,3)	3	0,6
Såerle, <u>Motacilla flava</u>	2 (2,0)	- -	- -	- -	2	0,5
Snøspurv, <u>Plectrophenax nivalis</u>	- -	- -	- -	2 (0,6)	2	0,2
Sanglerke, <u>Alauda arvensis</u>	- -	- -	- -	1 (0,3)	1	0,1
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	- -	1 (0,8)	- -	- -	1	0,2
TOTALT	100(100,0)	126(100,0)	171(100,0)	332(100,0)	729	100,0
ANTALL ARTER OBSERVERT	10	8	8	13	15	
TAKSERINGSTID (I MINUTTER)	245	562	800	1586	3193	

Tabell 19. Antall registreringer (relativ tetthet) og gjennomsnittlig relativ tetthet fra linjetakseringene på Valdresflya.

ART	1970	1971	1972	1973	Tot.	1970-1973 Rel. tetth.
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	50 (62,5)	74 (47,7)	98 (50,1)	201 (55,7)	423	56,2
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	11 (13,7)	33 (21,3)	38 (22,9)	61 (16,9)	143	18,7
Lappspurv, <u>Calcarius lapponicus</u>	1 (1,3)	33 (21,3)	14 (8,4)	69 (19,1)	117	12,5
Snøspurv, <u>Plectrophenax nivalis</u>	18 (22,5)	10 (6,5)	5 (3,0)	12 (3,3)	45	8,8
Fjellerke, <u>Eremophila alpestris</u>	- -	3 (1,9)	6 (3,6)	17 (4,7)	26	2,6
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	- -	- -	2 (1,2)	- -	2	0,3
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	- -	2 (1,3)	- -	- -	2	0,3
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	- -	- -	1 (0,6)	- -	1	0,2
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	- -	- -	1 (0,6)	1 (0,3)	2	0,2
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	- -	- -	1 (0,6)	- -	1	0,2
TOTALT	80 (100,0)	155 (100,0)	166 (100,0)	361 (100,0)	762	100,0
ANTALL ARTER OBSERVERT	4	6	9	6	10	
TAKSERINGSTID (I MINUTTER)	140	608	660	1360	2768	

gjelder for linje- og flatetakseringer generelt, og må tas i betraktning når resultatene blir vurdert.

Resultater fra linjetakseringene om vinteren.



Fig. 54. Utsikt over Gjende fra Gjendehalsen.

Fig. 55 til 59 viser hvordan bestanden av de fem vanligste "vinterartene" fluktuerer i vinterhalvåret. Andre arter er også observert, men i et så lite antall at tallberegninger er lite hensiktsmessig. Slike observasjoner er tatt med i avsnittet om kvalitative fugleregistreringer (tabell 20). For å eliminere eventuelle feilkilder knyttet til den personlige faktor, er resultatene fra observatør A og B behandlet separat. Dette er også å foretrekke da A takserte alene i august 1973 og B alene i april 1974. A har totalt taksert 288,3 km og B 243,5 km, fordelt med 20-30 km pr. periode.

Enkeltstående linjetakseringer av fugl gir et øyeblikksbilde av bestanden. Ved månedlige takseringer har det til en viss grad vært mulig å følge bestandsvariasjonen av de ulike artene i undersøkelsesområdet gjennom vinterhalvåret. For lirype, dvergspett, granmeis og dompap, er antall individer observert pr. km, beregnet (fig. 56 til 60). Hos gråsisik (fig. 55) varierer flokkstørrelsen mye i tillegg til at det er vanskelig å telle antall individer i flokken nøyaktig. For denne arten er derfor observasjonsfrekvensen beregnet. Det betyr at en flokk, uansett størrelse (også enslige individer), regnes som én observasjon.

Fig. 55 viser en topp i observasjonsfrekvensen for gråsisik i oktober. Dette stemmer godt med den kjennskap en har til artens trekkvaner, med størst trekkaktivitet fra september til november (Haftorn 1971). Den lave verdien i januar har sammenheng med at været/observasjonsforholdene var meget dårlige.

Resultatene for lirype (fig. 56), er ikke direkte sammenlignbar for de to observatørene. Den som går først i løypa vil opplagt støkke flest fugler. Da vi var klar over problemet, gikk samme observatør (B) alltid først (unntatt januar 1974). Dette, i tillegg til det dårlige været i januar 1974, må tas i betraktning ved vurderingen av histogrammet. Bestanden synes å være relativt stabil fra november til februar. Oppgangen fra mars til april henger sammen med adferdsforandringen når hekkesesongen nærmer seg.

Den lave oktoberverdien for dvergspett (fig. 57) er tydelig hos begge observatører, uvisst av hvilken grunn. Januarverdien må også her anses som underestimat. Det foreligger få observasjoner av arten om sommeren, noe som har sammenheng med dens oppførselsmønster i hekkesesongen (jfr. f.eks. Haftorn 1971). Trekk- og vandringsforholdene hos dvergspett er foreløpig lite kjent, men flere iakttagelser tyder på at det foregår et visst trekk både høst og vår (Haftorn 1971). Resultatene fra Sjødalen indikerer størst trekkaktivitet i september.

Dompap (fig. 58) er observert i størst antall i november. Det ble imidlertid ikke foretatt noen taksering i desember (p.g.a. oljekrisen). Januarverdiene for 1974 er sannsynligvis også for denne

arten underestimat. I hekkesesongen forsvinner dompapen ut av området. I årene 1970-1973 ble det gjort én observasjon av arten i Øvre-Sjodalen i hekkesesongen.

Resultatene for granmeis (fig. 59) viser flest observasjoner i september, noe som vel kan ses i sammenheng med at hamstringsaktiviteten er størst utover ettersommeren og høsten (Haftorn 1971). Den reelle bestanden er rimeligvis også størst i denne perioden før vinterdødligheten gjør seg gjeldende. Oppgangen fra mars til april skyldes sannsynligvis at oppdagelsessjansen øker på grunn av økt sangaktivitet.

Observasjonsfrekvensen totalt i de ulike løypeavsnittene av lirype, gråsisik, dompap, dvergspett og granmeis er vist i fig. 60. Det er altså her sett bort fra individantallet i flokkene på samme måte som beskrevet for gråsisik. Materialet fra A og B er slått sammen. Da de ulike løypeavsnittene ikke har vært taksert like mange ganger, er det korrelert for dette. Den delen av løypa som var taksert færrest antall ganger, var mellom pk. 92 og 100 (48 ganger). Pk. 1 til 20 var taksert mest, med 56 ganger. Alle verdiene i fig. 60 er justert på grunnlag av 48 gangers taksering.

Som det går fram av fig. 60, er det markerte forskjeller i observasjonsfrekvensen på ulike steder i løypa. Det kan være betraktelige variasjoner i løpet av 100 meter. Enkelte hovedavsnitt av løypa synes "rikere" enn andre selv om det innenfor disse finnes betydelige variasjoner. Da det foreløpig ikke er foretatt noen detaljert vegetasjonsskartlegging i løypa med henblikk på trærnes tetthet, vegetasjonssjiktning, aldersfordeling o.s.v., foreligger det ikke grunnlag for annet enn en grov og subjektiv analyse av resultatene. Takseringsløypa er tegnet inn på flyfoto (fig. 45) og dette kan være til en viss hjelp ved vurderingen av resultatene, spesielt i forhold til tettheten av skogen.

Diskusjon.

Det synes å være en tydelig sammenheng mellom tettheten av trærne og observasjonsfrekvensen (jfr. fig. 45 og 60). Der løypa passerer mer eller mindre åpne områder med glissen og spredt vegetasjon,

går observasjonsfrekvensen ned mens det er tydelig økning i de partiene hvor tettheten av trærne er stor. Flere faktorer kan være av betydning. Et gammelt tre med sprukken bark kan f.eks. tenkes å gi større muligheter for hamstringsgjemmer for arter som granmeis. Slike trær har rimeligvis også flere insektlarver liggende i barksprekkene enn et ungt tre og gir på den måten et bedre ressurstilbud til insektetende fuglearter. Ofte er frøsettingen bedre hos gamle enn hos unge trær (R. Elven pers. medd.) Det kan også tenkes at næringsinnholdet i knopper og frø kan variere med trærnes alder. Dette vil eventuelt være av betydning for arter som gråsisik og dompap. Alt dette er spørsmål en bør søke å få svar på. Blir svarene positive må følgen bli at gammel bjørkeskog er mer verdifull og verneverdig enn ung skog, sett fra et ornitologisk synspunkt.

Det punkt i løypa som har kommet ut med den største observasjonsfrekvens, er 70, med over 13 observasjoner. Dette punktet ble tidlig lagt merke til, ikke bare fordi det ofte ble gjort observasjoner her, men også på grunn av at det var meget vanskelig å legge løypa gjennom den tette bjørkeskogen som i tillegg hadde et tett busksjikt av Salix-arter. Andre steder ble lignende iakttagelser gjort. Betydningen av vegetasjonsstrukturen og stratifiseringen av denne blir diskutert nærmere i avsnittet om "diversitet", side 135.

Vinterundersøkelsene viser at det er få arter i området om vinteren. Men det bør understrekes at et område som sommers tid kan synes lite produktivt og som kanskje kommer langt ned på "lista" over verneverdige områder, om vinteren kan tjene en viktig funksjon som overvintringssted for enkelte arter. Det har liten hensikt å bevare en arts hekkeområde hvis det ikke finnes livsgrunnlag for den om vinteren. Det er rimelig at en fugleart, om vinteren, setter helt andre krav til størrelsen av et område enn den gjør sommers tid på grunn av den begrensede ressurstilgangen. I Øvre Sjødalen er det riktignok et fåtall arter som er avhengig av området om vinteren. Fossekall kan tjene som eksempel. Arten overvintrer langs Sjoa på grunn av åpne råker i elva. Den er helt avhengig av vann for å leve da den i stor utstrekning ernærer seg av vanninsekter og småfisk (Haftorn 1971). Ved en

vassdragsregulering i området som f.eks. medfører fullstendig islegging eller uttørring av elva, vil dette sannsynligvis medføre en trusel for fossekallbestanden.

En art som regelmessig utnytter området i furasjeringsøyemed om vinteren, er dompap. Våre undersøkelser viser at arten til en viss grad kan sies å invadere området på næringssøk om vinteren (jfr. fig. 58) mens den forsvinner når hekkesesongen nærmer seg. Det synes derfor klart at området har betydning som matkammer for arten.

Granmeis er enklere å vurdere. Arten synes relativt stabil, og den anses for å være en typisk standfugl (Haftorn 1958). Vet vi at et visst antall kvadratkilometer subalpin bjørkeskog skal legges under vann, kan vi også med relativt stor grad av sikkerhet fastslå, ved kvantitative registreringer, at livsgrunnlaget for et bestemt antall par blir borte. Hvorvidt de individene som derved blir fortrengt etablerer seg i omkringliggende områder, er ikke undersøkt, men synes tvilsomt.

Det bør undersøkes nærmere hvilke kvaliteter i den subalpine bjørkeskogen som "vinterartene" er avhengig av. Ut fra våre undersøkelser synes det å foregå en form for "furasjeringstrekk" etter bestemte ruter i bjørkeskogen, men dette trenger nærmere undersøkelse. Hvis dette skulle vise seg å være tilfellet, bør en forsøke å kartlegge hva som er spesielt ved skogen/terrenget i disse trekkrutene. Derved vil det være mulig å bevare de områdene som er viktigst for at vinterpopulasjonen av de ulike fugleartene skal kunne overleve.

Et siste og viktig punkt er at Sjødalen ligger i en viktig posisjon rent geografisk når det gjelder høsttrekket (muligens også vårtrekket) for en rekke fuglearter. Linjetakseringene utført i september og oktober viser dette. Resultatene fra disse observasjonene vil ikke bli dratt fram her, men artene er tatt med i artslista (tabell 20).

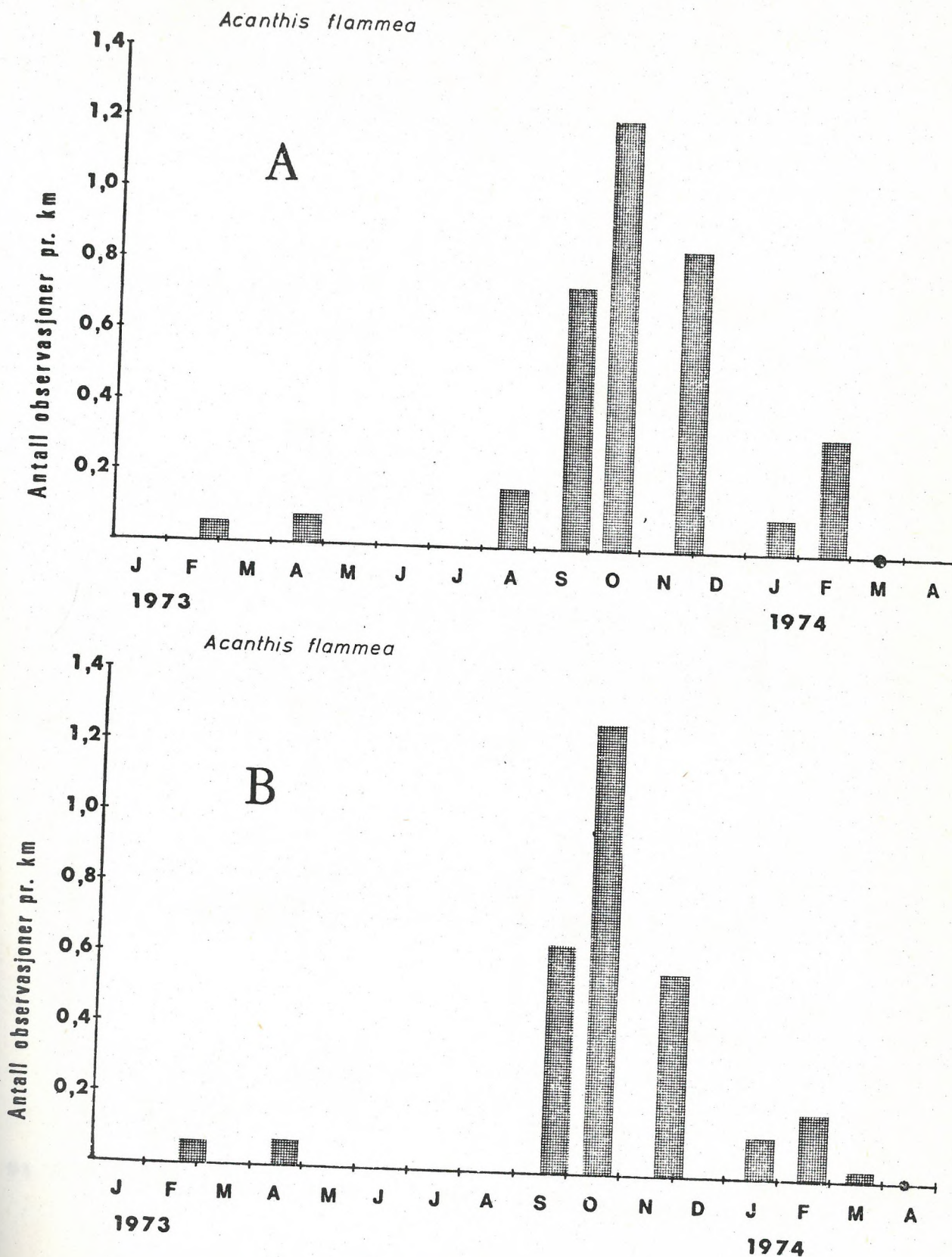


Fig. 55. Antall observasjoner av gråsisik, *Acanthis flammea* (enkeltindivider og flokk regnes likt = 1 observasjon) pr. km i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Ca. 25 km taksert pr. periode. A og B representerer to forskjellige observatører. ● = ingen observasjon.

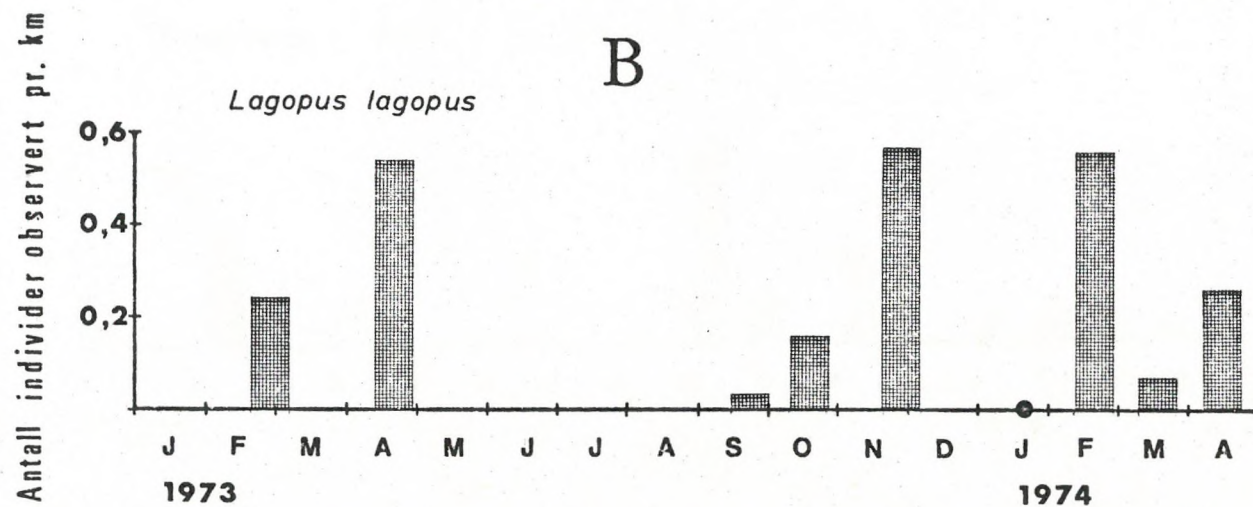
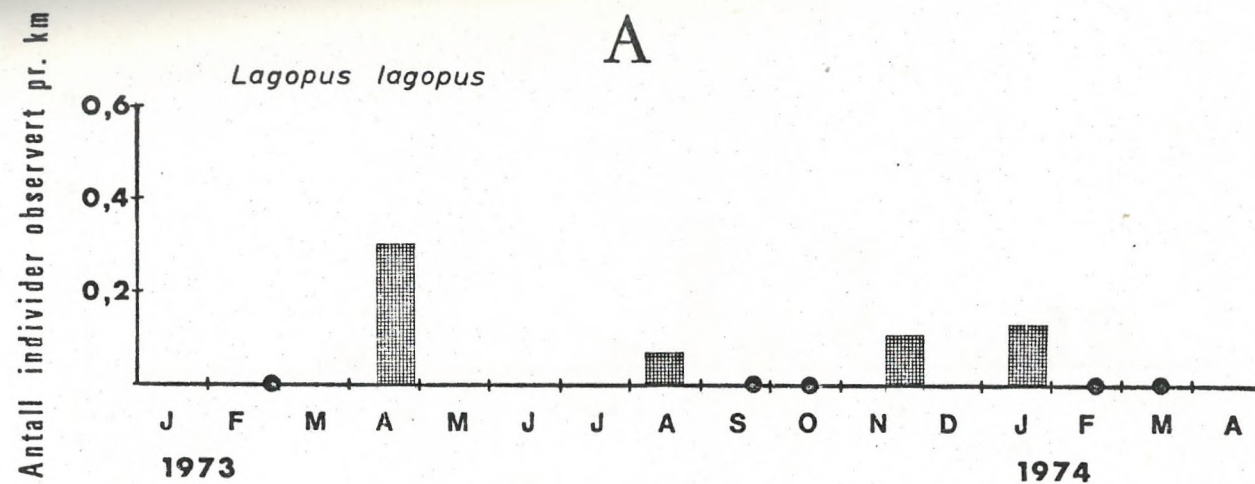


Fig. 56. Antall lirype, *Lagopus lagopus*, observert pr. km i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Ca. 25 km taksert pr. periode. A og B representerer to forskjellige observatører. ● = ingen observasjon.

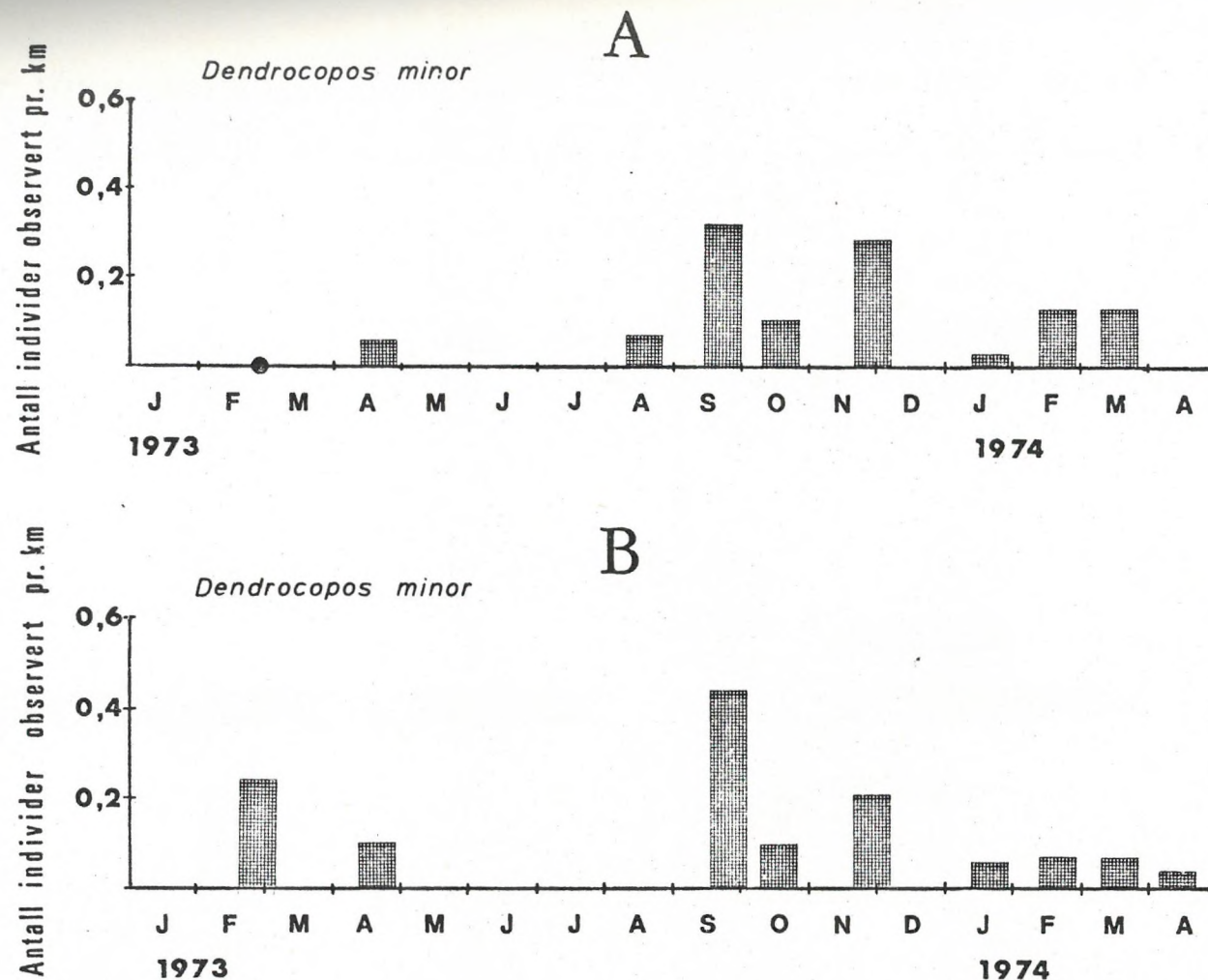
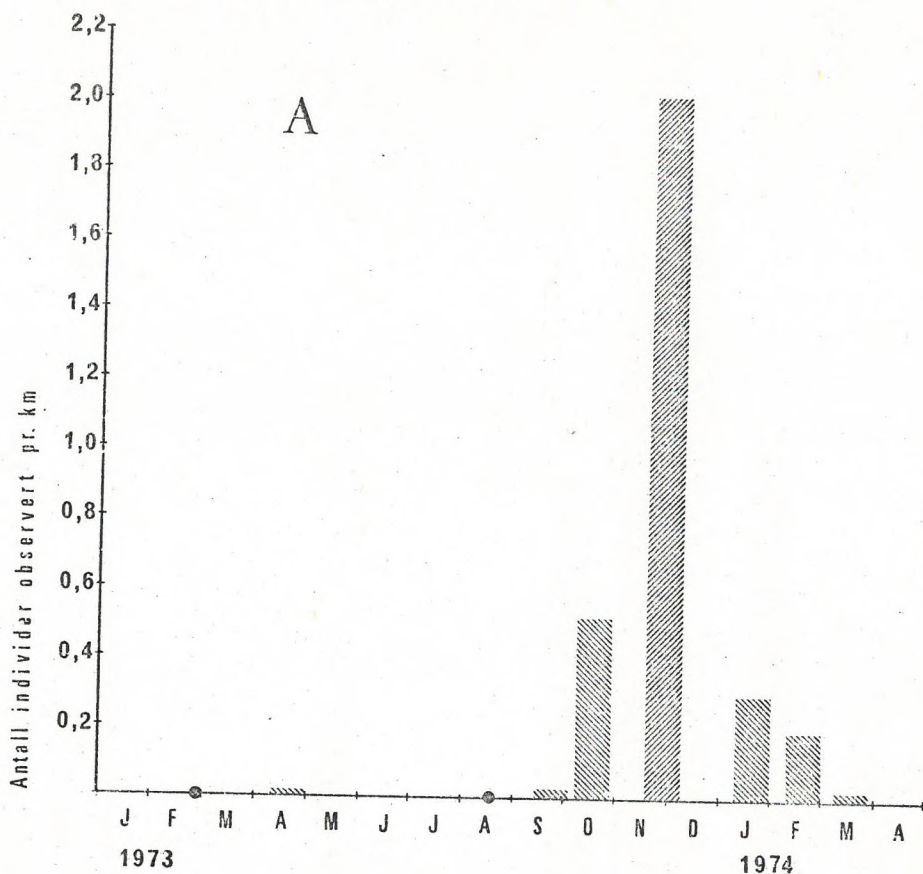


Fig. 57. Antall dvergspett, *Dendrocopos minor*, observert pr. km i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Ca. 25 km taksert pr. periode. A og B representerer to forskjellige observatører. ● = ingen observasjon.

Pyrrhula pyrrhula



Pyrrhula pyrrhula

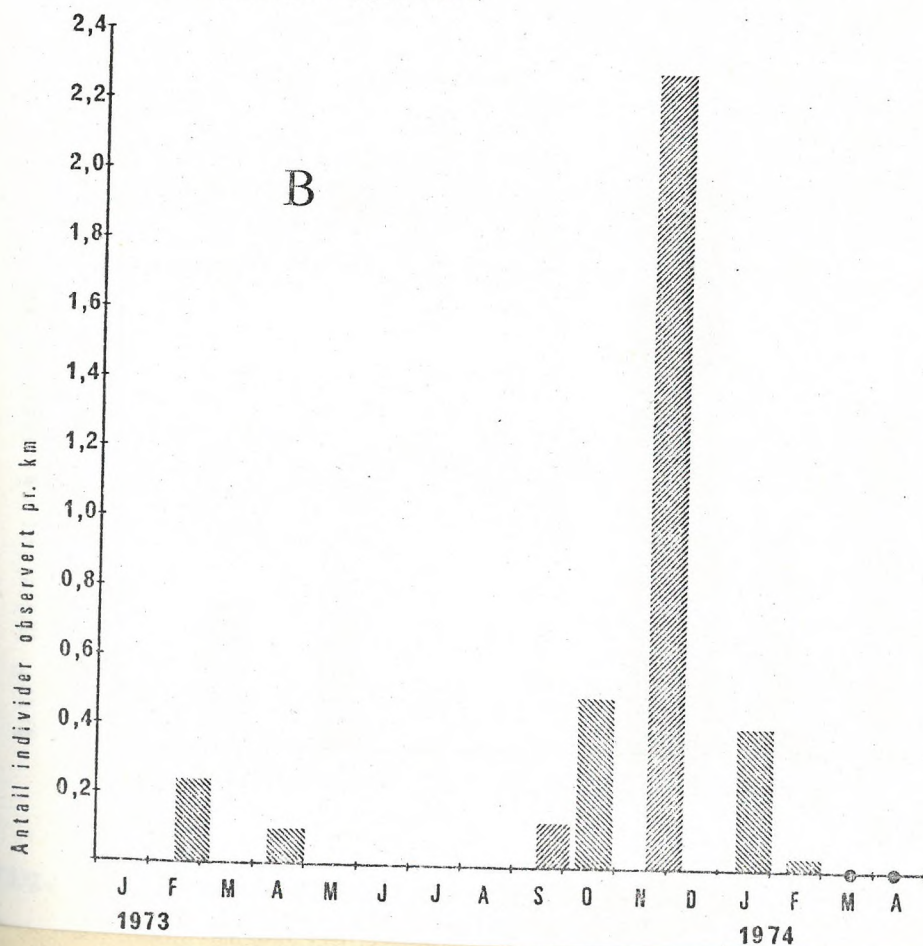


Fig. 58. Antall dompap, *Pyrrhula pyrrhula*, observert pr. km i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Ca. 25 km taksert pr. periode. A og B representerer to forskjellige observatører. ● = ingen observasjon.

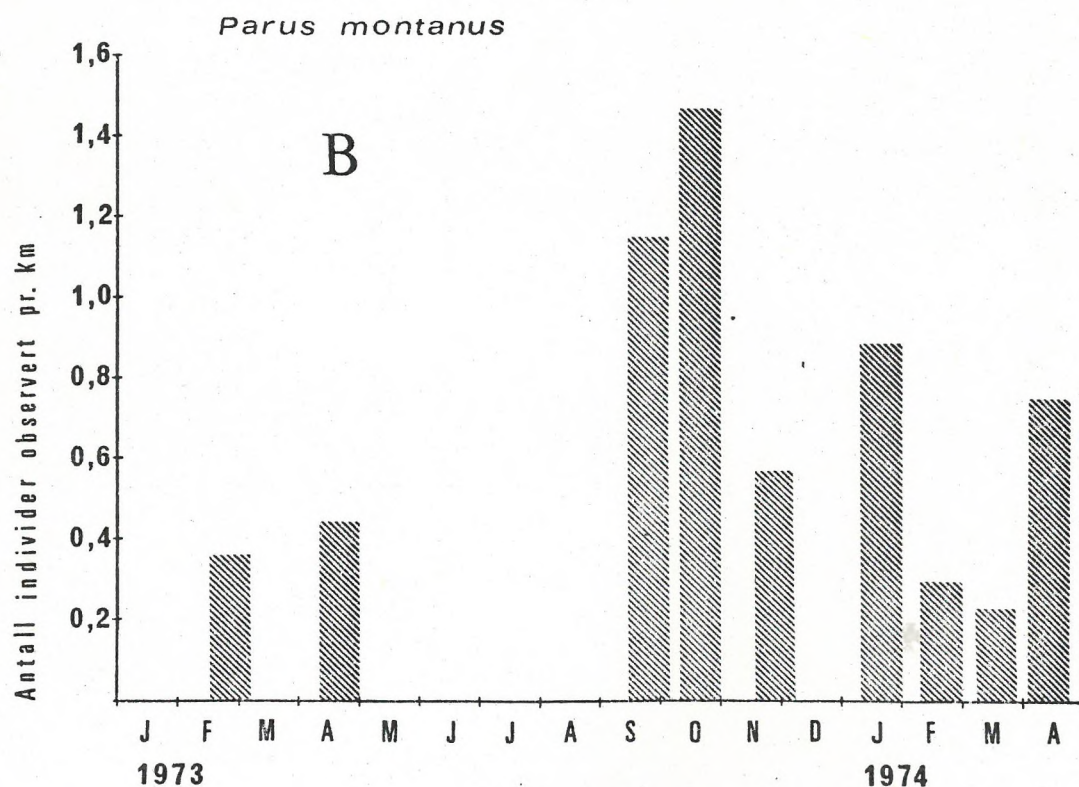
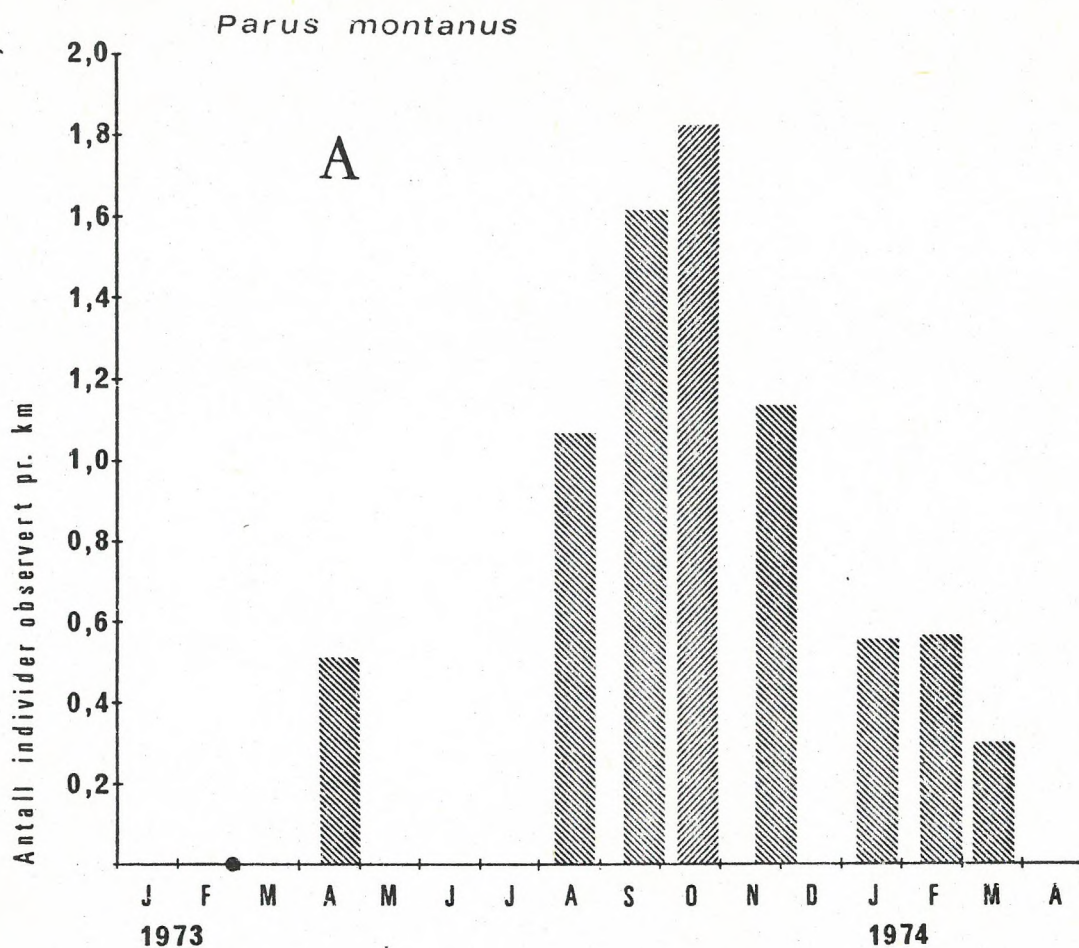


Fig. 59. Antall granmeis, *Parus montanus*, observert pr. km i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Ca. 25 km taksert pr. periode. A og B representerer to forskjellige observatører. ● = ingen observasjon.

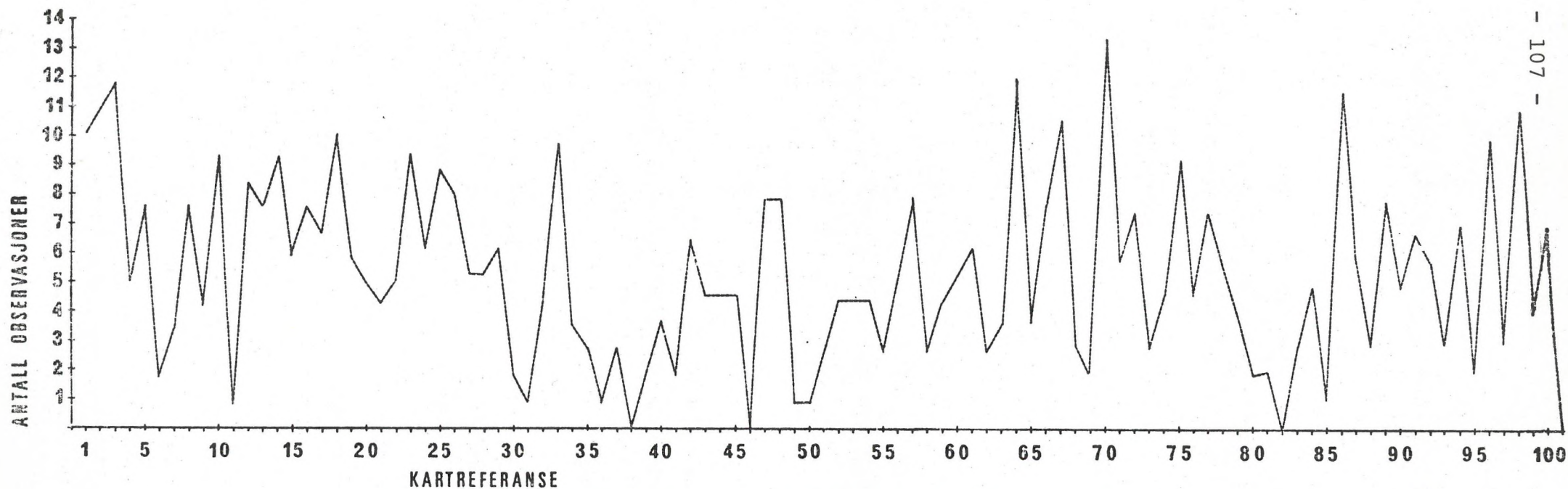


Fig. 60. Observasjonsfrekvens (enkeltindivider og flokk regnes likt = 1 observasjon) av lirype, Lagopus lagopus, dvergspett, Dendrocopos minor, granmeis, Parus montanus, gråsisik, Acanthis flammea og dompap, Pyrrhula pyrrhula, i en 10 km lang takseringsløype i bjørkeskog. Antall takseringer = 48.

I B. KVALITATIVE FUGLEREGISTRERINGER.

Metoder.

I tillegg til at linjetakseringer er et godt hjelpemiddel for å få et sikrere kvantitativt estimat av fuglebestanden, kan de også gi verdifulle kvalitative opplysninger. Det ble i tillegg foretatt undersøkelser av spesielle habitater som fra et ornitologisk synspunkt syntes interessante. Ved siden av egne observasjoner er opplysninger fra lokalbefolkningen og litteraturdata til en viss grad benyttet ved utarbeidelsen av artslista.

Resultater.

I tabell 20 er gitt en oversikt over de fugleartene som er registrert i Sjødalen. Det er holdt strengt på kun å ta med arter som er observert innenfor Sjoas nedslagsfelt sør for Hindseter/Veodalen (ca. 300 km², jfr. også side 6).

Diskusjon.

Vanligvis vil avifaunistiske rapporter inneholde en artsliste, presentert i lignende form som tabell 20. Spørsmålet er i hvor stor grad en slik liste kan fortelle en arealplanlegger og ikke-biolog noe om verneverdien for undersøkelsesområdet. Uten kommentarer kan vi si at den nærmest er verdiløs. Artslista sier ingen ting om "verneverdien" for de enkelte artene. Det vil forøvrig være meget vanskelig å angi en slik verneindeks da den vil være avhengig av artens utbredelse og relative forekomst - lokalt og nasjonalt. Det måtte i så fall bli en slags "flytende verneindeks" for den enkelte art hvor det var korrelert for dens særegenhet i det enkelte område. Foreløpig synes dette å være en rent teoretisk mulighet.

Ofte blir antall arter i artslista holdt fram som indikasjon på at en har med et "rikt" område å gjøre, vanligvis uten at undersøkelsesområdets areal angis. Men lengden av en avifaunistisk artsliste vil i stor grad være avhengig av størrelsen på området den er hentet fra (fig. 61) samt hvor lang tid det har vært drevet

observasjon. En artsliste i seg selv er derfor til liten nytte ved en verne vurdering av et område.

Ved siden av at det er vesentlig å angi undersøkelsesområdets areal, bør det presiseres hvilken funksjon det har for de enkelte artene, f.eks. om arten er påtruffet i hekkeperioden, under trekk eller om vinteren.

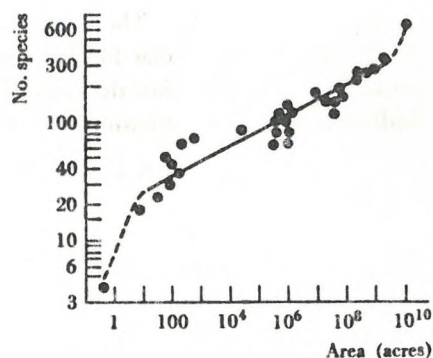


Fig. 61.

Ser en på artslista fra Sjødalen (tabell 20) vil

enkelte av artene være mer egenartede enn andre. Jaktfalk er f.eks. mer egenartet enn løvsanger og alle arter kan derfor ikke rangeres likt. Vi ønsker å verne/bevare et så

bredt spektrum som mulig av arter slik at de særegne prioriteres høyere enn de mindre spesielle artene. I dagens situasjon hvor flere dyr- og fuglearter trues med fullstendig utryddelse bl.a. p.g.a. forgiftning av miljøet og ødeleggelse av artenes spesielle habitater, kan det også av denne årsak være nødvendig å gi enkelte arter større "verneverdi" enn andre.

Arts-arealkurve for Nord-Amerikanske fugler. Områdene punktene omfatter, varierer i utstrekning fra et 0,5 acre stort felt i Pennsylvania med 3 arter, til hele USA og Kanada (4,6 milliarder acre) med 625 arter. (Etter Preston 1960).

Ut fra behovet for å bevare mangfoldet i naturen (jfr. side 138), er det viktigere å bevare artsrike enn artsfattige områder. Det kan være naturlig for en ornitolog å spørre: Hvis vi, ved å bevare lokaliteten, antar at vi også bevarer arten, hvordan skal vi så med minst mulig antall arealer kunne bevare størst mulig antall arter? Vi kan også spørre slik: Hvor stort må et areal være for at en f.eks. skal kunne bevare 90% av områdets totale artsinventar?

Foreløpig har vi ikke funnet noe hjelpemiddel som kan gi noe fullgodt svar på disse spørsmålene, men det moderne diversitetsbegrepet (se side 137), synes å åpne en mulighet for å komme et skritt videre.

Temmincksnipe, <u>Calidris temminckii</u>	H	++		
Fjæreplytt, <u>Calidris maritima</u>	H	++		
Myrsnipe, <u>Calidris alpina</u>	H	++		
Brushane, <u>Philomachus pugnax</u>	h	+		
Sotsnipe, <u>Tringa erythropus</u>				t
Rødstilk, <u>Tringa totanus</u>	H	+++		
Gluttsnipe, <u>Tringa nebularia</u>	h	++		
Skogsnipe, <u>Tringa ochropus</u>	H	++		
Grønnstilk, <u>Tringa glareola</u>	h	+		
Strandsnipe, <u>Tringa hypoleucos</u>	H	+++		
Storspove, <u>Numenius arquata</u>				t
Småspove, <u>Numenius phaeopus</u>		-		
Rugde, <u>Scolopax rusticola</u>	H	+++		
Enkeltbekkasin, <u>Gallinago gallinago</u>	H	+++		
Dobbeltbekkasin, <u>Gallinago media</u>	h	+		
Svømmesnipe, <u>Phalaropus lobatus</u>	H	++		
Fjelljo, <u>Stercorarius longicaudus</u>	h	++		
Gråmåke, <u>Larus argentatus</u>				t
Fiskemåke, <u>Larus canus</u>	H	++		
Terne, <u>Sterna sp.</u>		-		
Ringdue, <u>Columba palumbus</u>	H	++		
Gjøk, <u>Cuculus canorus</u>	H	+++		
Snøugle, <u>Nyctea scandiaca</u>				o
Hubro, <u>Bubo bubo</u>		-		
Hornugle, <u>Asio otus</u>	h	+	v	
Jordugle, <u>Asio flammeus</u>		-		
Perleugle, <u>Aegolius funerus</u>	H	++	v	
Haukugle, <u>Surnia ulula</u> ¹				1
Kattugle, <u>Strix aluco</u> ¹			v	1
Tårnseiler, <u>Apus apus</u>		+		
Vendehals, <u>Jynx torquilla</u>	h	++		
Dvergspett, <u>Dendrocopos minor</u>	h	++	v	
Tretåspett, <u>Picoides tridactylus</u>	h	++	v	
Låvesvale, <u>Hirundo rustica</u>	h	++		
Taksvale, <u>Delichon urbica</u>	H	+++		
Fjellerke, <u>Eremophila alpestris</u>	H	++		
Sanglerke, <u>Alauda arvensis</u>	h	+		
Trepiplerke, <u>Anthus trivialis</u>	h	+++		
Heipiplerke, <u>Anthus pratensis</u>	H	+++		

(Tabell 20, forts.)

Såerle, <u>Motacilla flava thunbergi</u>	H	++		
Linerle, <u>Motacilla alba</u>	H	++		
Varsler, <u>Lanius excubitor</u>		+	v	
Stær, <u>Sturnus vulgaris</u>	H	++		
Lavskrike, <u>Perisoreus infaustus</u>	h	++	v	
Nøtteskrike, <u>Garrulus glandarius</u>				o
Skjære, <u>Pica pica</u>	H	++	v	
Kråke, <u>Corvus corone</u>	H	+++	v	
Ravn, <u>Corvus corax</u>	H	+++	v	
Sidensvans, <u>Bombycilla garrulus</u>		-	v	
Fossefall, <u>Cinclus cinclus</u>	H	++	v	
Gjerdessmette, <u>Troglodytes troglodytes</u>		-		
Jernspurv, <u>Prunella modularis</u>	H	+++		
Gulsanger, <u>Hippolais icterina</u>		+		
Hagesanger, <u>Sylvia borin</u>		+		
Munk, <u>Sylvia atricapilla</u>		+		
Tornsanger, <u>Sylvia communis</u>		+		
Møller, <u>Sylvia curruca</u>		+		
Løvsanger, <u>Phylloscopus trochilus</u>	H	+++		
Fuglekonge, <u>Regulus regulus</u>	h	++	v	
Hagefluesnapper, <u>Ficedula hypoleuca</u>	H	++		
Grå fluesnapper, <u>Muscicapa striata</u>	h	++		
Buskskvett, <u>Saxicola rubetra</u>	h	+		
Steinskvett, <u>Oenanthe oenanthe</u>	H	+++		
Rødstjert, <u>Phoenicurus phoenicurus</u>	H	+++		
Rødstrupe, <u>Erithacus rubecula</u>		-		
Blåstrupe, <u>Luscinia svecica</u>	H	+++		
Gråtrost, <u>Turdus pilaris</u>	H	+++		
Ringtrost, <u>Turdus torquatus</u>	H	++		
Svarttrost, <u>Turdus merula</u>				t
Rødvingetrost, <u>Turdus iliacus</u>	H	+++		
Måltrost, <u>Turdus philomelos</u>	H	++		
Granmeis, <u>Parus montanus</u>	H	+++	v	
Lappmeis, <u>Parus cinctus</u> ¹				1
Toppmeis, <u>Parus cristatus</u>		+	v	
Svartmeis, <u>Parus ater</u>	h	+	v	
Blåmeis, <u>Parus caeruleus</u>	h	+	v	
Kjøttmeis, <u>Parus major</u>	H	++	v	
Spettmeis, <u>Sitta europaea</u>				t
Trekryper, <u>Certhia familiaris</u>	h	+	v	

¹ (Haftorn 1971)

Tabell 20, forts.)

Bokfink, <u>Fringilla coelebs</u>				t
Bjørkefink, <u>Fringilla montifringilla</u>	H	+++		
Grønnfink, <u>Carduelis chloris</u>				t
Grønnsisik, <u>Carduelis spinus</u>	H	++		
Bergirisk, <u>Acanthis flavirostris</u>	h	++	v	
Gråsisik, <u>Acanthis flammea</u>	H	+++		
Korsnebb, <u>Loxia sp.</u>		+		
Dompap, <u>Pyrrhula pyrrhula</u>		++	v	
Sivspurv, <u>Emberiza schoeniclus</u>	H	+++		
✓ Lappspurv, ^{Calcanus} <u>Emberiza lapponicus</u>	H	+++		
Snøspurv, <u>Plectrophenax nivalis</u>	H	+++		

Antall sannsynlig hekkende arter 81

Antall "vinterarter" 22

Arter observert bare under trekk 10

Andre arter (litteraturdata og opplysninger fra lokalbefolkningen)

6

Nomenklatur ifølge Haftorn (1971). Unntak: hegre = gråhegre, tårnsvale = tårnseiler, lerke = sanglerke og svarthvit fluesnapper = hagefluesnapper (se Ree 1976).

II. AVIFAUNISTISK KARTLEGGINGSARBEID I AREALPLANLEGGINGEN.

Hvordan presentere avifaunistiske data?

Er opplysningene om Sjødalens fuglefauna, slik de foreligger i del I, framstilt på en måte som gir planleggeren en forståelse av den ornitologiske verneverdien i området? Svaret må her uten videre bli negativt. En slik vurdering krever bl.a. meget grundig kjennskap til vårt lands fuglefauna, både lokalt og regionalt. Det er derfor aktuelt å spørre: Kan de foreliggende data om Sjødalens fuglefauna bearbeides og framstilles på annet vis slik at de blir tilgjengelige for planleggeren på en hensiktsmessig måte? Eventuelt - bør avifaunistisk kartleggingsarbeid utføres annerledes for å kunne tjene dette formålet?

Kartframstilling av biologisk informasjon.

Et vesentlig siktemål ved biologisk kartleggingsarbeid er å få kartlagt biologiske ressurser og hvilke områder som er mest produktive og å få beskyttet disse mot ødeleggelse. I miljøvernsammenheng bør ressursvern være biologens stikkord.

Når en stilles overfor problemene med å presentere biologisk informasjon for ikke-biologer, synes det naturlig å søke etter visuelle framstillingsmetoder som f.eks. kartframstilling i stedet for tall og tabeller.

Vegetasjonskart.

Vegetasjonskartlegging og framstilling av vegetasjonskart er de senere årene blitt en sentral oppgave for mange plantesosiologer i Norge. Årsakene til denne utviklingen er delvis de behov samfunnsplanleggerne har for informasjon om naturvitenskapelige verdier i forbindelse med utarbeidelsen av regionale og lokale reguleringsplaner.

Zoologiske kart.

Det er bare i liten grad utviklet metoder for kartframstilling i forbindelse med presentasjon av zoologiske data. Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske, har tatt i bruk kart

for å angi lokale viltområder som har betydning for småvilt- og storviltjakten. Det er vesentlig å merke seg at kartene ikke er basert på eksisterende vegetasjonskart.

Østbye (1974) har tatt i bruk begrepene vadermark, heipiplerkesteinskvettmark, lappspurv-lirypemark og snøspurv-fjellrype-mark for å karakterisere enkelte habitater. I prinsippet er en slik inndeling relativt informativ for en ornitolog, men f.eks. i spørsmål angående verneverdien for et område, blir den for mangelfull og lite nyansert.

Forslag til klassifiseringssystem for norske fuglesamfunn.

For å kunne overføre ornitologisk informasjon til kart synes det nødvendig å ha et klassifiseringssystem for fuglesamfunnene å gå ut fra, på samme måte som vegetasjonskartleggeren har plante-sosiologien å bygge på ved sin kartframstilling. For å kunne konstruere et slikt system kreves kunnskap om de ulike arters utbredelse og habitatpreferanse. Den norske fuglefaunaen må sies å være godt kartlagt med hensyn til de ulike arters utbredelse og forekomst (f.eks. Haftorn 1971). Når det gjelder fuglers habitatseleksjon er også flere grunnleggende arbeider utført, f.eks. Svärdson (1949), Udvardy (1951), Wasilewski (1961), Hildén (1965).

Det synes stort sett å være enighet om at hekkesesongen er gunstigst for å studere en fugls habitatpreferanse. Det er i denne perioden habitatpreferansen kommer tydeligst til uttrykk (Wasilewski 1961). Av de proksimate faktorer som har betydning for mange arters habitatpreferanse, er områdets vegetasjon. Ut fra litteraturen er vegetasjonspreferanse ved habitatvalg et område som synes å være relativt lite undersøkt. Mange zoologers manglende botaniske kunnskaper kan nok være noe av forklaringen på dette.

Beecher (1942) har foretatt en omfattende analyse av en del fuglearters vegetasjonspreferanse ved reirplasseringen og klassifisert enkelte biota ved hjelp av en for samfunnet karakteristisk plante og/eller fugleart. Yapp (1956b) stilte spørsmål om det er

forskjeller mellom de ulike fuglesamfunn i ulike skogstyper og kom fram til at forskjellige planteassosiasjoner har forskjellige karakteristiske fuglearter.

Et av siktemålene med undersøkelsene i Sjødalen var å få en nærmere forståelse for hvordan vegetasjonen er av betydning for dyrelivet, spesielt fuglefaunaen. At det er en reell sammenheng mellom vegetasjon og fugleliv synes klart, problemet er å få den kvantifisert. Dette var et av formålene med vegetasjonskartleggingen av undersøkelsesområdene i Sjødalen. Dette muliggjorde beregning av en preferanseindeks (se side 124) som uttrykker de ulike fuglearters preferanse for ulike vegetasjonstyper. I sin tur har dette lagt grunnlag for å konstruere et forslag til klassifiseringssystem for norske fuglesamfunn. Som tidligere nevnt er et slikt klassifiseringssystem en forutsetning for å kunne fremstille ornitologisk informasjon kartografisk, hvor dette skulle vise seg å være ønskelig.

Plantesosiologene har for lengesiden utviklet et hierarkisk system for klassifisering av plantesamfunn. "Plantesosiologiens utgangsmateriale, dens primære forskningsobjekt, kalles bestand og kan helt generelt defineres som en i naturen foreliggende + homogen artssammenslutning som i hvert enkelt tilfelle har tatt et visst areal i besittelse, og som gir dette et fysiognomisk ensartet utseende" (Nordhagen 1943). Moderne plantesosiologi benytter oftest følgende samfunnsnivå (fra mindre til større enheter): facies - subassosiasjon (sosiasjon) - assosiasjon - forbund - orden - klasse. Ved bedømmelsen av hvilke subassosiasjoner som hører til samme assosiasjon, hvilke assosiasjoner som hører til samme forbund o.s.v., med andre ord ved bedømmelsen av det floristiske/fysiognomiske slektskap, legges særlig vekt på indikatorplanter. Til samme forbund regnes f. eks. assosiasjoner (og derigjennom subassosiasjoner og bestand) som i floristisk henseende danner en utpreget slektskapskjede som holdes sammen ved visse lede- og skillearter (indikatorplanter) (Nordhagen 1943).

Klassifiseringssystemet for avifaunistiske samfunn er bygd på et lignende prinsipp. Ved utarbeidelsen av systemet (i den utstrekning det er vist i fig. 62), er i første rekke kunnskap om de ulike

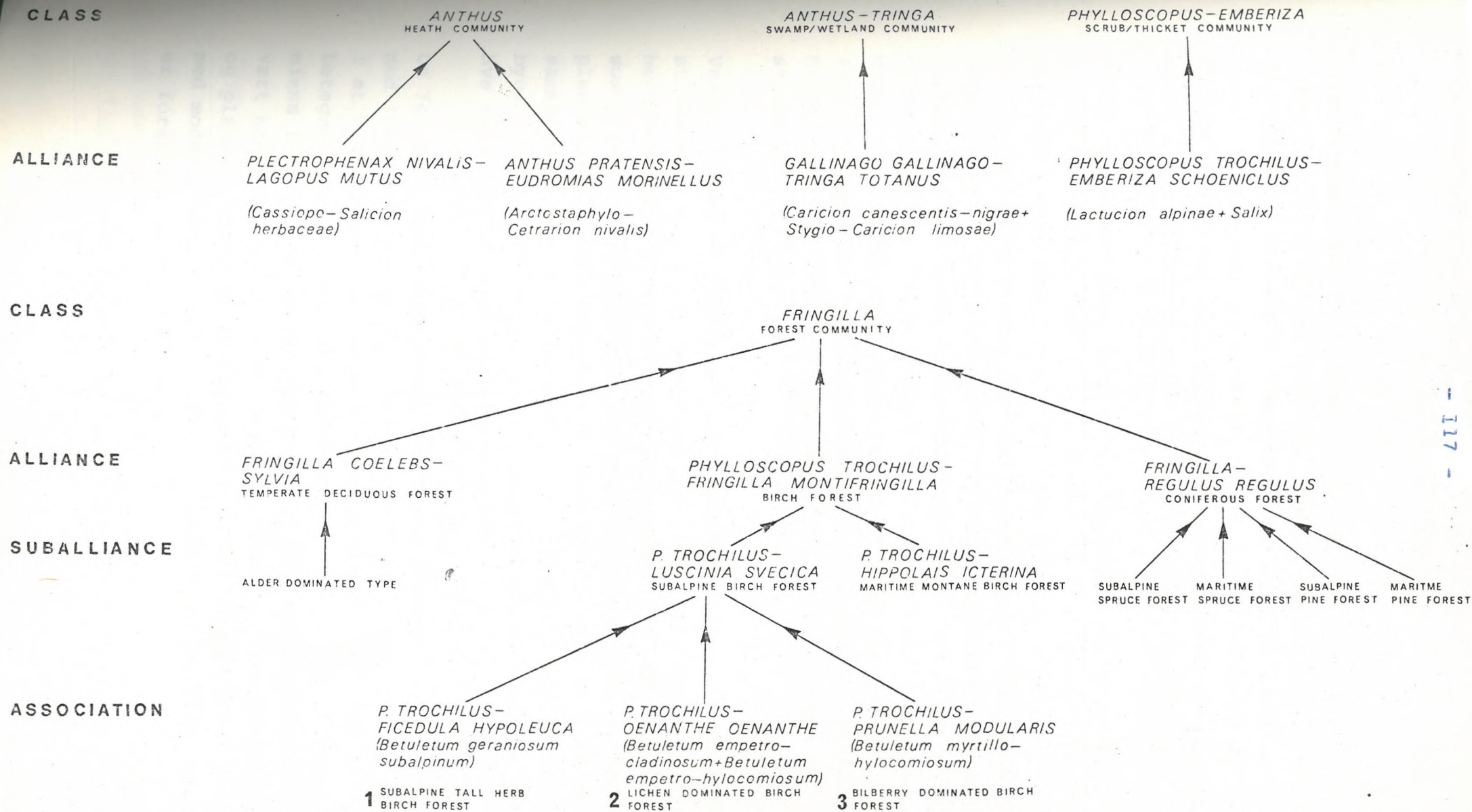


Fig. 1. Proposed classification of Norwegian bird communities with characteristic and distinguishing species (genus) listed. Some of the corresponding vegetation units are indicated beneath the community name.

arters utbredelse og økologi benyttet, men preferanseindeksen (jfr. s. 124) har også vært til støtte. Materialet er foreløpig for lite til at denne kan benyttes ved valg av karakter og skillearter. De konstruerte enhetene innen fuglesamfunnene er dessuten forsøkt korrelert med kjente plantesosiologiske enheter så langt dette i fra et ornitologisk synspunkt synes forsvarlig.

I fig. 62 er skissert forslag til oppbyggingen av systemet. Det er her stort sett ført til forbundsnivå ("alliance"). De lavere enhetene i et forbund kan skille seg noe fra hverandre med hensyn til de dominante artene, men det forutsettes å eksistere gjennomgående arter i de fleste nivå. Likedan forutsettes at de fleste forbund har den samme dominante slekt (art) - som er angitt på ordensnivå. For flere forbund vil det ikke være nødvendig med en videre klassifisering, spesielt hvor en har å gjøre med enkle samfunnstyper som f.eks. musøresnøleie, *Cassiopo-salicion herbaceae* Nordhagen 1936. Vegetasjonstypene for noen subforbund og assosiasjoner er også oppført.

Vesentlig for et fuglesamfunn er kompleksiteten i vegetasjonsstrukturen, d.v.s. fysiognomien (jfr. s. 140). Det er derfor ikke hensiktsmessig å føre klassifiseringen ut i et så nyansert system som plantesosiologene gjør for sine plantesamfunn. To forskjellige plantesosiologiske enheter kan strukturelt være så like at de har samme funksjon for en fugleart. Den foreslåtte klassifiseringen bygger derfor på strukturen i plantesamfunnene i større grad enn hva skandinavisk plantesosiologi gjør.

De første plantesosiologene, før Braun-Blanquet's tid, opererte med fysiognomiske betegnelser som eng, hei, kratt, myr, sump o.s.v. I et klassifiseringssystem for fuglesamfunn, er flere av disse betegnelsene å foretrekke på grunn av, som tidligere nevnt, fysiognomiens innflytelse på fuglesamfunnene. For skogssamfunnene har det vært nødvendig å foreta en hovedinndeling i ulike skogstyper og plassere disse på subforbundsnivå. Det er altså her ingen homologi med moderne plantesosiologisk skogklassifisering slik den f.eks. er foreslått av Kielland-Lund (1973).

Karakterisering og beskrivelse av samfunn på ordensnivå, og delvis også på forbundsnivå, kan gjøres relativt enkelt på grunnlag av generell kunnskap om den norske fuglefaunaen (f.eks. Haftorn 1971). Videre inndeling kan gjøres ved å benytte eksisterende vegetasjonskart, slik en f.eks. har for Sjødalen og så foreta punkttakseringer (Nils Røv pers. medd.) i de ulike vegetasjonstypene. På denne måten kan en hente kunnskap om artssammensetning og dominansforhold. Derved blir det mulig å velge ut nøkkelartene i samfunnene, karakterarter, typisk for de enkelte samfunn og skillearter, avhengig av bestemte økologiske betingelser. På grunnlag av slike undersøkelser kan det oppnås større forståelse for hvilke vegetasjonstyper og kombinasjoner som bevirker maksimal artsrikdom og tetthet; spørsmål som må besvares når det er snakk om arealprioritering i naturvernsammenheng.

De foreslåtte forbundene og assosiasjonene må bare betraktes som enkeltstående eksempler. Det må understrekes at de oppførte vegetasjonstypene er basert på data fra et meget begrenset område slik at andre vegetasjonstyper i sin tur må tilføyes under de ulike forbund og assosiasjoner.

Det synes foreløpig hensiktsmessig å foreta en hovedinndeling i 5 samfunn på ordensnivå ("class", jfr. fig. 62).

Hvert av de fire samfunnene som er oppført i fig. 62, er gitt navn etter en eller to fugleslekter. Det første navnet angir dominant spurvefuglslekt, mens det andre angir en annen karakteristisk, euryøk slekt som er typisk for flere av samfunnets forbund. Det første navnet på forbundsnivå indikerer karakterarten mens det andre indikerer skilleart som har som oppgave å skille mot andre forbund. Det samme prinsipp er brukt på de lavere nivåene. Som i plantesosiologien er karakter- og skilleartene ment å skulle være indikatorer på spesielle økologiske faktorer (Nordhagen 1943).

Plantesosiologene har plassert bestemte suffix til navnene på karakter- og skillearten på de ulike samfunnsnivåene: -alia for ordensnivå, -ion for forbundsnivå, -etum for assosiasjonsnivå og -etosum for subassosiasjonsnivå (sosiasjon) (Braun-Blanquet 1951). Et lignende system kan vise seg å være nyttig for fuglesamfunn.

Som en kan se av fig. 62 er både hei- og sump/våtmarkssamfunnet gitt navn etter slekten Anthus. Heipiplerke, Anthus pratensis, er en karakterart for svært mange av disse samfunnene og er både tallrik og euryøk, men skjærpiplerke, Anthus spinoletta, vil opptre i kystdistrikt. Sump/våtmarkssamfunnet er også gitt et annet slektsnavn, Tringa. Slekten Tringa inneholder mange arter som er mer eller mindre karakteristisk for de ulike våtmarksamfunnene. Samme prinsipp danner basis for samfunnene oppført i fig. 62.

Problemer ved et klassifiseringssystem.

Å lage et klassifiseringssystem for fuglesamfunn reiser en rekke problemer; problemer som for det meste er felles for både zoososiologen og plantesosiologen.

Innen all biologisk kartlegging er suksesjonsfenomener på grunn av silvikulturell og agrikulturell virksomhet et problem.

I Mellom-Europa har plantesosiologene løst problemet ved å kartlegge den potensielle klimaksvegetasjonen.

Et avifaunistisk klassifiseringssystem som f. eks. skal danne basis for framstilling av avifaunistiske kart, må rimeligvis formes på en måte som, så langt det er mulig, tar hensyn til suksesjonsfenomenene. Men et vesentlig poeng ved slike kart er å overføre informasjon til den arkitekt eller offentlige planlegger som skal forvalte arealene; i virkeligheten et kommunikasjonsproblem. Vi må huske at for planleggeren står den praktiske utnyttelsen av det biologiske kartet i fokus. Erfaring viser at det ønskes et forenklet kartbilde.

I et klassifiseringssystem synes det mest naturlig å føre opp klimakssamfunnene på hovednivåene (f.eks. forbund- og assosiasjonsnivå) for så på subnivåene å foreta korreksjoner for suksesjonsstadiet. "Suksesjons-arter" som f.eks. jernspurv og trepiplerke skulle kunne benyttes.

Plantesosiologene peker vanligvis på følgende vegetasjonstyper

hvor det enda ikke er enighet om klassifiseringen: 1. randkomplekser, 2. sump- og vannvegetasjon, 3. engvegetasjon og 4. heivegetasjon i oseaniske områder (Dahl 1973). Det er spesielt viktig å løse disse problemene da noen av disse samfunnene er spesielt verdifulle sett fra et naturvernsynspunkt.

Som nevnt er oppbyggingen av det foreliggende klassifiseringssystemet for en stor del bygd på plantesosiologiske klassifiseringsprinsipper. I virkeligheten synes det i mange tilfeller mer riktig å anvende en mer økologisk tankegang, f.eks. å skille ut et eget sump/våtmarkssamfunn, som på mange måter utgjør en økologisk enhet. Til tross for at slike komplekse samfunn kan være vanskelig å definere, vil de være nyttige i forbindelse med et klassifiseringssystem da det er flere framtreddende-egenskaper som er felles for sump- og våtmarksområdene. Det er derfor valgt å plassere et sump/våtmarkssamfunn på ordensnivå (fig. 62).

Økotoner kan også skape problemer. I et klassifiseringssystem må en primært føre opp de "rene" og idealiserte samfunnstypene (jfr. s. 133). I områder med spesiell mosaikkstruktur vil det bli overlapping mellom de faunistiske hovedtypene og artssammensetning og tetthet vil divergere fra den "rene" typen. I arealmessig store områder med utpreget mosaikkstruktur, kan det også være lønnsomt med "økologiske samfunnsenheter". Der økotoner utgjør små arealenheter kan en beskrive disse på lavere nivå og bruke de spesielle skilleartene som kommer inn, f.eks. gulspurv, Emberiza citrinella.

Problemer vil også åker/engsamfunnene by på (ikke tatt med i fig. 62). Fra et økologisk synspunkt synes det mest korrekt å plassere "farmlands" som eget samfunn på ordensnivå. Når en skal utarbeide klassifiseringssystem kan mosaikken i slike områder forårsake problemer, men i Norge synes vi å ha relativt få og karakteristiske arter knyttet til slike områder, f.eks. storspove, Numenius arquata, sanglerke, Alauda arvensis, vipe, Vanelus vanellus og åkerrikse, Crex crex.

Den geografiske faktor vil rimeligvis også forårsake problemer for flere arter, og hvis systemet skal bygges ut til å omfatte geografisk vide områder, vil det bli en uoversiktlig og kompleks situasjon på de laveste nivåene med mange parallelle samfunn på undernivåene hvor kanskje bare en eller to arter skiller samfunnene. Å bygge ut systemet i en slik grad synes bare å ha teoretisk verdi. For å kunne nyttes av en arealplanlegger må det forenkles og eventuelt brukes sammen med utbredelseskart for de ulike fugleartene. En kan her tenke seg flere løsninger, f.eks. i tabellform hvor det er korrigert for bredde/lengdegrad og høyde over havet.

Det vil opplagt være forskjeller i fuglesamfunnet i f.eks. en sørlig og nordlig subalpin bjørkeskog. Men det er også store fellestrekk og det synes forsvarlig å plassere dem på samme subforbund. Hogstad (1975 a) sier: "However, despite great annual density fluctuations of most of the species inhabiting the subalpine birch forest, the passerine communities found in the different study areas show great similarities and seem to have qualitative as well as quantitative patterns, characteristic for the subalpine birch forest as a region".

Variasjonen i tid med hensyn til fuglepopulasjoner kan også forårsake problemer for et klassifiseringssystem. F. eks. vet en at rovfuglbestanden har populasjonssvingninger som for en stor del følger svingningene i smågnagerbestanden (Hagen 1952). Undersøkelser de senere år har dog gitt visse indikasjoner på at disse svingningene forplanter seg i økosystemet på en måte som gjør at de også omfatter mange spurvefugler (Lien et al. 1974, Moksnes 1973). Enkelte arter fluktuerer sterkere enn andre, men lang-tids registreringer viser at en art bare unntaksvis vil forsvinne fullstendig fra sitt vanlige habitat.

Samfunnsnivåene, -- et eksempel.

FRINGILLA (orden)

Skogsamfunnene er gitt navn etter slekten Fringilla og er karakterisert ved arter fra familiene Fringillidae og Muscicapidae.

I flere skandinaviske skogssamfunn er en av de to vanlige Fringilla-artene dominerende, d.v.s. bokfink, Fringilla coelebs og bjørkefink, Fringilla montifringilla, men arter fra familien Muscicapidae kan også være tallrik, f.eks. løvsanger, Phylloscopus trochilus. I den subalpine bjørkeskogen i Sjødalen utgjør løvsangeren omlag 45% av tettheten i den totale spurvefuglbestanden. Bjørkefinken utgjør ca. 20%. I den prealpine furuskogen er bjørkefinken dominerende art og utgjør ca. 35% av den totale tettheten i spurvefuglsamfunnet. Løvsanger utgjør her ca. 25%.

PHYLLOSCOPUS TROCHILUS - FRINGILLA MONTIFRINGILLA (forbund)

Bjørkeskogsforbundet omfatter primært den subalpine bjørkeskogen, men andre typer så som den maritime fjellbjørkeskogen er også innlemmet her. Den subalpine bjørkeskogen er den dominerende type over store områder i Norge og løvsanger og bjørkefink er de to dominerende artene. Bjørkefink er brukt som skilleart i kontrast til andre løvskogstyper som også kommer inn på samme nivå.

PHYLLOSCOPUS - LUSCINIA SVECICA (subforbund)

Blåstrupe er valgt som skilleart for den subalpine bjørkeskogen mot den maritime bjørkeskogen, fordi den bare unntaksvis opptrer i den sisnevnte typen (Ytreberg 1972).

Den fennoskandiske subalpine bjørkeskogen representerer ikke en homogen vegetasjonstype og ennå i dag foreligger ikke noe fullstendig plantesosiologisk arbeid som behandler vegetasjonen under ett. Tradisjonelt blir den delt i en eutrof og oligotrof type (jfr. s. 16). Selv om disse hovedtypene klassifiseres langt unna hverandre plantesosiologisk, må de plasseres innen samme "ornitologiske subforbund" på grunn av sin strukturelle likhet.

PHYLLOSCOPUS TROCHILUS - FICEDULA HYPOLEUCA (assosiasjon 1)

Til tross for stor grad av strukturell konformitet innen de subalpine bjørkeskogstypene, synes det klart både fra mine egne og andres undersøkelser, at det er visse forskjeller i sammensetning og tetthet i fuglesamfunnene i de forskjellige bjørkeskogsforbundene. Dette blir tydelig når den eutrofe og oligotrofe typen sammenlignes. En art som hagefluesnapperen synes å preferere den eutrofe typen. Etter som arten opptrer nokså spredt er det meget

vanskelig å oppnå holdbare statistiske data for å beregne preferanseindeks. Til tross for dette er arten valgt som skilleart mot assosiasjon 2 og 3.

PHYLLOSCOPUS TROCHILUS - OENANTHE OENANTHE (assosiasjon 2)

Også blant de oligotrofe bjørkeskogstypene er det mulig å foreta en mer detaljert samfunnsinndeling. I Sjødalen er to hovedtyper utskilt. Særlig i den lav-dominerte, åpne typen (Betuletum empetro-cladinosum + Betuletum empetro-hylocomiosum Nordhagen 1943), er steinskvett observert. Arten er derimot ikke observert i den blåbærdominerte typen (Betuletum myrtillo-hylocomiosum Nordhagen 1943). Dessverre oppstår de samme vanskelighetene her som for forbund 1 når det gjelder holdbare statistiske data, men arten synes å skille godt mot forbund 3.

PHYLLOSCOPUS TROCHILUS - PRUNELLA MODULARIS (assosiasjon 3)

Den kontinentale blåbærbjørkeskogen omfatter einer, Juniperus communis og dvergbjørk, Betula nana (Nordhagen 1943). Busksjiktet som derved dannes gjør det mulig for f.eks. jernspurven å finne en nisje og arten kan derfor brukes til å skille dette forbundet fra de mer åpne bjørkeskogstypene, f.eks. Betuletum empetro-cladinosum + Betuletum empetro-hylocomiosum Nordhagen 1943.

Preferanseindeksen.

Som tidligere nevnt, er det for feltene M-1F, M-3F, B-1F, Fu-1F, F-1F og F-2F utarbeidet vegetasjonskart. Kartene for feltene M-1F, M-3F, B-1F og Fu-1F har jeg bearbeidet bl.a. ved å gi de ulike vegetasjonstypene fargekoder (jfr. fig. 20 og 32). Disse kartene har dannet grunnlaget for utarbeidelsen av en preferanseindeks. Vegetasjonskartene for F-1F og F-2F er ikke bearbeidet ut over slik de foreligger fra Marker, og heller ikke er det gjort forsøk på å beregne preferanseindekser for artene som opptrer på feltene. Årsaken er at mosaikken i vegetasjonen er så stor at plottingene fra flatetakseringene vil være for unøyaktig til at en sikkert kan fastslå i hvilken vegetasjonstype de er gjort. På F-2F foreligger det dessuten for alle arter, unntatt heippiplerke, for få observasjoner til at forsvarlige beregninger bør foretas

ut fra denne metoden. Heipiplerka har dessuten et oppførselsmønster som ikke er egnet til å fastslå hvilken vegetasjonstype den eventuelt måtte preferere. Analyse av beliggenheten av 23 heipiplerkereir viste at arten med hensyn til hekkeplass kan akseptere en rekke ulike vegetasjonstyper (Bevanger upubl.). Arten er derfor heller ikke behandlet i materialet fra de andre feltene.

Arealet av de ulike vegetasjonstypene innen de forskjellige feltene er målt ved hjelp av planimeter og vegetasjonstypenes prosentvise fordeling innen feltene er satt opp i tabell 26. Symboloversikt for de ulike vegetasjonsenheterne er gitt i tabell 2 og en nærmere beskrivelse av de ulike typene er gitt i appendiks 2.

For de arter hvor det foreligger en tilstrekkelig observasjonsmengde, er det beregnet preferanseindekser. Dette er gjort på følgende måte:

Ut fra artskartene er talt opp hvor mange plottinger som er gjort i de ulike vegetasjonstypene på feltene i løpet av de fire (tre) årene de er taksert. Det er bare for de mest dominante artene på hvert av de fire feltene at det foreligger materiale som er stort nok til å være statistisk holdbart. For sjeldne arter må andre metoder benyttes.

Feilkilder ved en slik preferanseindeks ligger bl.a. i "feilplottinger", d.v.s. at når en fugl blir plottet ned på takserings-skjemaet i felt, er nøyaktigheten av plottingen begrenset. Spesielt vil dette gi utslag når vegetasjonen er heterogen, d.v.s. når de ulike vegetasjonstypene forekommer spredt og i små arealer. Dessuten er avgrensningen og utstrekningen av vegetasjonstypene på vegetasjonskartet vanskelig å få helt nøyaktig.

Fra artskartene ble observasjonsfrekvensen i de ulike vegetasjonstypene estimert. Den estimerte preferanseindeksen, \hat{q}_i blir:

$$\hat{q}_i = \frac{\frac{x_i}{A_i}}{\sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}}$$

x_i = antall observasjoner av fuglearten når syngende i vegetasjonstype i.

A_i = prosenten av i sett i relasjon til feltets totale areal.

x_j og A_j betegner det samme som x_i og A_i , men indeksen skiftes fra i til j for å markere at x og A i nevneren går inn i summasjonen fra 1 til r .

x_i antas å være Poissonfordelt. For matematiske kalkuleringer, se appendiks 3, s. 162.

I tabell 21 til 25, er satt opp preferanseindekser for løvsanger, bjørkefink, lappspurv, sivspurv og blåstrupe.

Til tross for usikkerheten i materialet, skulle det være klart at dette er en metode for å vise at hver fugleart har bestemte preferanser for bestemte vegetasjonstyper på takseringsfeltet. Signifikansen i preferanseindeksene må ses i sammenheng med at vegetasjonstypen der arten er observert, ikke behøver å ha betydning som annet enn sangpost. Preferanseindeksen har altså sine absolutte begrensninger. Brukt isolert gir den kun et mål for sangpostpreferansen. Avgjørende for hvor stor vekt den skal kunne tillegges avhenger av hvor avgjørende en slik parameter er ved artens habitatseleksjon. Vegetasjonspreferansen må derfor betraktes som én faktor av flere i det komplekse sett av faktorer som den totale habitatdifferensieringen rommer, og som er avgjørende for artens habitatseleksjon.

LØVSANGER

B-1F. Som det går fram av tabell 21, er arten observert i alle vegetasjonstypene som er representert på feltet. Tre typer skiller seg ut med relativ høy preferanseindeks der standardavviket samtidig ligger på et akseptabelt nivå. Type 7 s, høgstaudesamfunn med Salix, ligger høyest. Dette er også den vegetasjonstypen som har størst fysiognomisk kompleksitet, med busksjikt av Salix i tillegg til tresjiktet. Det ser altså ut til at dette busksjiktet virker spesielt attraktivt på arten.

Vegetasjonstype 13, blåbær-småbregnebjørkeskog, har nest høyeste \hat{q}_i -verdi, mens 14, høgstaudebjørkeskogen, ligger litt lavere. Type 13b, den lavrike, åpne bjørkeskogstypen kommer ut med atskillig lavere preferanseindeks.

Tabell 21. Løvsanger, *Phylloscopus trochilus*. Artens preferanse for de ulike vegetasjonstypene (i) på feltene M-1F, M-3F, B-1F og Fu-1F, uttrykt ved indeksen \hat{q}_i . SD = standard avvik. x_i = antall sangobservasjoner av arten i vegetasjonstype i (se tabell 2).

B - 1 F			
i	x_i	\hat{q}_i	SD
1	5	$8,38 \cdot 10^{-2}$	$3,59 \cdot 10^{-2}$
7	2	$6,35 \cdot 10^{-2}$	$4,25 \cdot 10^{-2}$
7s	10	$15,21 \cdot 10^{-2}$	$4,81 \cdot 10^{-2}$
8	2	$5,64 \cdot 10^{-2}$	$3,81 \cdot 10^{-2}$
10	6	$8,65 \cdot 10^{-2}$	$3,41 \cdot 10^{-2}$
11	1	$5,89 \cdot 10^{-2}$	$5,57 \cdot 10^{-2}$
12	4	$11,79 \cdot 10^{-2}$	$5,46 \cdot 10^{-2}$
13	232	$14,72 \cdot 10^{-2}$	$2,65 \cdot 10^{-2}$
13b	82	$9,66 \cdot 10^{-2}$	$1,65 \cdot 10^{-2}$
14	40	$13,71 \cdot 10^{-2}$	$2,93 \cdot 10^{-2}$

M - 1 F			
i	x_i	\hat{q}_i	SD
1	14	$8,80 \cdot 10^{-2}$	$2,29 \cdot 10^{-2}$
1b	4	$2,35 \cdot 10^{-2}$	$1,15 \cdot 10^{-2}$
2b	3	$3,28 \cdot 10^{-2}$	$1,84 \cdot 10^{-2}$
7s	40	$38,90 \cdot 10^{-2}$	$8,27 \cdot 10^{-2}$
10s	13	$36,87 \cdot 10^{-2}$	$8,86 \cdot 10^{-2}$
11	3	$8,63 \cdot 10^{-2}$	$4,60 \cdot 10^{-2}$
12	1	$1,18 \cdot 10^{-2}$	$1,17 \cdot 10^{-2}$

Fu - 1 F			
i	x_i	\hat{q}_i	SD
7	68	$64,43 \cdot 10^{-2}$	$11,81 \cdot 10^{-2}$
11	2	$9,21 \cdot 10^{-2}$	$5,92 \cdot 10^{-2}$
17	83	$26,30 \cdot 10^{-2}$	$3,82 \cdot 10^{-2}$

M - 3 F			
i	x_i	\hat{q}_i	SD
2s	46	$22,80 \cdot 10^{-2}$	$3,46 \cdot 10^{-2}$
7s	187	$53,49 \cdot 10^{-2}$	$8,84 \cdot 10^{-2}$
10	8	$16,99 \cdot 10^{-2}$	$5,13 \cdot 10^{-2}$
11	3	$2,18 \cdot 10^{-2}$	$1,23 \cdot 10^{-2}$
12	3	$4,35 \cdot 10^{-2}$	$2,41 \cdot 10^{-2}$

Tabell 22. Bjørkefink, *Fringilla montifringilla*. Artens preferanse for de ulike vegetasjonstypene (i) på feltene Fu-1F og B-1F, uttrykt ved indeksen \hat{q}_i . SD = standard avvik, x_i = antall sangobservasjoner av arten i vegetasjonstype i (se tabell 2).

<u>B - 1 F</u>				<u>Fu - 1 F</u>			
i	x_i	\hat{q}_i	SD	i	x_i	\hat{q}_i	SD
1	1	$7,61 \cdot 10^{-2}$	$7,06 \cdot 10^{-2}$	7	28	$45,83 \cdot 10^{-2}$	$10,19 \cdot 10^{-2}$
7s	2	$13,82 \cdot 10^{-2}$	$8,58 \cdot 10^{-2}$	11	2	$15,91 \cdot 10^{-2}$	$9,51 \cdot 10^{-2}$
13	100	$28,82 \cdot 10^{-2}$	$6,63 \cdot 10^{-2}$	17	70	$38,32 \cdot 10^{-2}$	$7,87 \cdot 10^{-2}$
13b	32	$17,12 \cdot 10^{-2}$	$3,81 \cdot 10^{-2}$				
14	21	$32,69 \cdot 10^{-2}$	$8,76 \cdot 10^{-2}$				

Tabell 23. Sivspurv, *Emberiza schoeniclus*. Artens preferanse for de ulike vegetasjonstypene (i) på feltene M-3F og M-1F, uttrykt ved indeksen \hat{q}_i . SD = standard avvik, x_i = antall sangobservasjoner av arten i vegetasjonstype i (se tabell 2).

<u>M - 1 F</u>				<u>M - 3 F</u>			
i	x_i	\hat{q}_i	SD	i	x_i	\hat{q}_i	SD
1	4	$2,14 \cdot 10^{-2}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	2s	16	$13,46 \cdot 10^{-2}$	$4,44 \cdot 10^{-2}$
1b	10	$5,00 \cdot 10^{-2}$	$1,55 \cdot 10^{-2}$	7s	71	$35,04 \cdot 10^{-2}$	$14,35 \cdot 10^{-2}$
2b	10	$9,32 \cdot 10^{-2}$	$2,84 \cdot 10^{-2}$	10	1	$3,86 \cdot 10^{-2}$	$3,74 \cdot 10^{-2}$
7	1	$4,76 \cdot 10^{-2}$	$4,55 \cdot 10^{-2}$	11	6	$7,47 \cdot 10^{-2}$	$3,14 \cdot 10^{-2}$
7s	46	$38,09 \cdot 10^{-2}$	$8,64 \cdot 10^{-2}$	11s	1	$37,74 \cdot 10^{-2}$	$24,50 \cdot 10^{-2}$
10	5	$5,85 \cdot 10^{-2}$	$2,51 \cdot 10^{-2}$	12	1	$2,49 \cdot 10^{-2}$	$2,44 \cdot 10^{-2}$
10s	14	$33,81 \cdot 10^{-2}$	$8,57 \cdot 10^{-2}$				
12	1	$1,01 \cdot 10^{-2}$	$1,00 \cdot 10^{-2}$				

Tabell 24. Lappspurv, Calcarius lapponicus. Artens preferanse for de ulike vegetasjonstypene (i) på elvedeltafeltet, M-3F, uttrykt ved indeksen \hat{q}_i . SD = standard avvik, x_i = antall sangobservasjoner av arten i vegetasjonstype i (se tabell 2).

i	x_i	\hat{q}_i	SD
2s	26	$17,41 \cdot 10^{-2}$	$5,36 \cdot 10^{-2}$
7s	37	$14,52 \cdot 10^{-2}$	$4,04 \cdot 10^{-2}$
8	2	$5,79 \cdot 10^{-2}$	$3,95 \cdot 10^{-2}$
10	1	$3,07 \cdot 10^{-2}$	$2,99 \cdot 10^{-2}$
11	1	$0,99 \cdot 10^{-2}$	$0,98 \cdot 10^{-2}$
11s	2	$60,05 \cdot 10^{-2}$	$22,46 \cdot 10^{-2}$
12	2	$3,96 \cdot 10^{-2}$	$2,73 \cdot 10^{-2}$

Tabell 25. Blåstrupe, Luscinia svecica. Artens preferanse for de ulike vegetasjonstypene (i) på elvedeltafeltet, M-3F, uttrykt ved indeksen \hat{q}_i . SD = standard avvik, x_i = antall sangobservasjoner av arten i vegetasjonstype i (se tabell 2).

i	x_i	\hat{q}_i	SD
2s	5	$18,93 \cdot 10^{-2}$	$7,75 \cdot 10^{-2}$
7	29	$64,40 \cdot 10^{-2}$	$23,83 \cdot 10^{-2}$
11	1	$5,60 \cdot 10^{-2}$	$5,32 \cdot 10^{-2}$
12	1	$11,19 \cdot 10^{-2}$	$10,02 \cdot 10^{-2}$

Tabell 26. Prosentvis fordeling av vegetasjonstypene på M-1F, M-2F, B-1F og Fu-1F (for symbolforklaring, se tabell 2).

Veg.enh.				
nr.	M-1F	M-3F	B-1F	Fu-1F
1	19,41	-	1,97	-
1b	20,78	-	-	-
2b	11,14	-	-	-
2s	0,26	20,63	-	-
7	2,18	-	1,04	23,77
7s	12,54	35,18	2,17	-
8	4,86	4,77	1,17	-
10	8,87	4,50	2,29	0,17
10s	4,30	-	-	-
11	4,24	13,94	0,56	4,89
11s	-	0,46	-	-
12	10,30	6,98	1,12	-
13	-	-	52,03	-
13b	0,05	-	28,02	-
14	-	-	9,63	-
16	-	-	-	0,10
17	-	-	-	71,07
åpent vann	1,07	13,54	-	-
TOTALT	100,00	100,00	100,00	100,00

Ut fra dette må en kunne si at løvsangeren prefererer vegetasjonstyper med utviklet busksjikt eller høyt urtesjikt, framfor typer uten busksjikt. Dette stemmer godt med hva som er kjent om artens økologi (se f.eks. Haftorn 1971).

Fu-1F. I furuskogsfeltet hvor de dominerende vegetasjonstypene er type 7, høgstaudesamfunn og type 17, lyngfuruskog, ser arten ut til å ha overveiende preferanse for det eutrofe høgstaude-samfunnet framfor det mer oligotrofe furuskogsamfunnet. Arten synes også her å finne de beste betingelsene i områder med godt utviklet busksjikt og høyt urtesjikt.

M-1F. Vegetasjonstype 7s, høgstaudesamfunn med Salix og type 10s, gråstarr-slåttestarmyr med Salix, er preferert med \hat{q}_i -verdier som ligger langt over de andre typene. Dette bekrefter det som er sagt tidligere om artens preferanse for buskvegetasjon.

M-3F. Resultatene fra dette feltet viser også en preferanse for vegetasjonstyper med busksjikt, og da i særdeleshet for høgstaude-samfunn med Salix, type 7s. Artens opptreden på M-1F og M-2F, viser at tilstedeværelsen av tresjikt ikke er noen betingelse ved valg av habitat.

BJØRKEFINK

B-1F. Tabell 22 , viser at tresjiktet er avgjørende for artens vegetasjonspreferanse. Størst preferanse synes det å være for type 14, den eutrofe høgstaudebjørkeskogen. Men \hat{q}_i -verdien for type 13, blåbær-småbregnebjørkeskogen er også høy. Preferansen for 13b, den åpne lavdominerte typen, er forholdsvis mye mindre.

Fu-1F. Høyest \hat{q}_i -verdi finner en for vegetasjonstype 7, men usikkerheten i materialet er stor. Ser en på verdien for type 17, den rene lyngfuruskogen, ligger også denne meget høyt.

Observasjonene av bjørkefink og løvsanger er ulikt fordelt på de ulike vegetasjonstypene i B-1F. Løvsangeren er observert i langt flere vegetasjonstyper enn bjørkefinken. Dette må kunne tolkes

slik at løvsangeren i større grad kan utnytte bjørkeskogsområdet totalt sammenlignet med bjørkefinken. Løvsangerens nisje i den subalpine bjørkeskogen synes med andre ord å være bredere enn for bjørkefinkens vedkommende.

Sammenligner en observasjonsstedene og \hat{q}_1 -verdiene for de to artene i Fu-1F, synes bjørkefinken her å kunne utnytte flere nisjer enn løvsangeren. Dette styrkes av det generelle inntrykk jeg sitter igjen med fra feltarbeidet, nemlig at bjørkefinken også utnytter oligotrofe områder inne i lav- og lyngdominert furuskog, mens løvsangeren ikke går der furuskogen blir for homogen.

Iakttagelsene som er nevnt ovenfor kan være av interesse i forbindelse med diskusjonen på side 69, om hvorvidt konkurransen i den subalpine bjørkeskogen mellom løvsanger og bjørkefink er stor eller liten. For det undersøkte området i Sjødalen, er det som tidligere nevnt ikke funnet noen entydig negativ korrelasjon mellom bjørkefink- og løvsangerbestanden slik Hogstad (1975 b) har gjort i Budalen. I og med at de to artene synes å kunne utnytte så pass ulike habitater, er det rimelig å anta at den interspesifikke konkurransen vil variere etter hvor stor overlapping det er mellom artenes nisje. Vegetasjonsmosaikken og fordelingen av de ulike vegetasjonstypene innenfor området som velges for taksering kan med andre ord være av avgjørende betydning for det bilde en får av de to artenes opptreden.

SIVSPURV

M-1F. Arten har markert preferanse for de to vegetasjonstypene som har et busksjikt av Salix, nemlig typene 7s og 10s (tabell 23). Dette stemmer godt med hva en vet om den generelle økologi når det gjelder fjellpopulasjonen av sivspurv (se f.eks. Haftorn 1971).

M-3F. Type 7s, høgstaudesamfunn med Salix, er også her tydelig preferert, men det må understrekes at standardavviket er stor. Type 2s, inneholder Salix-kratt av tørr type, ofte med smyle og blåbær i feltsjiktet, samt noe skogrøyrkvein. Denne typen ser ikke

ut til å bli preferert på langt nær så ofte som type 7s på M-3F. Dette kan tyde på at sivspurven foretrekker vegetasjon hvor det er relativt høg fuktighet, framfor tørre typer, hvor slike representerer et alternativ.

LAPPSPURV

Også for denne arten synes de Salix-dominerte vegetasjonstypene å være gunstigst, mens det ser ut til å være en preferanse for det tørre Salix-krattet, type 2s, framfor den mer fuktige typen, 7s (tabell 24).

Lappspurv og sivspurv som systematisk er nært beslektet, ser altså begge ut til å utnytte vegetasjonstyper med Salix-kratt der slike finnes. Men ut fra registreringene fra M-3F synes lappspurven å ha større preferanse for tørre typer, mens sivspurven foretrekker mer fuktige kratt. I hvor stor grad dette er en signifikant preferanseforskjell er foreløpig vanskelig å si, men det ville være rimelig å anta at to nærstående arter er tilpasset forskjellige nisjer for å unngå konkurranse.

BLÅSTRUPE

Arten ser ut til å ha meget stor preferanse for type 7s, høgstaude-samfunn med Salix, mens type 2s, tørre Salix-kratt, ikke ser ut til å være like attraktivt (tabell 25).

Klassifiseringssystemet som multidimensjonal samfunnsmodell.

I naturen finnes sjelden store arealer med såkalt "homogen" vegetasjon. Den subalpine bjørkeskogen på B-1F er f.eks. satt sammen av tre ulike assosiasjoner. Men da to av de oligotrofe assosiasjonene utgjør ca. 82% av feltets totale areal, kan en tilnærmet si at dette er en oligotrof subalpin bjørkeskog. Ved utarbeidelsen av et klassifiseringssystem må en forsøke å definere "standard-samfunn" for de ulike vegetasjonstypene. Fuglesamfunnet på B-1F sett under ett, er ikke noe "rent" (oligotrof bjørkeskog)-fuglesamfunn. Her er f.eks. både hagefluesnapper, jernspurv og steinskvett representert (jfr. tabell 9). Tetthet og interspesifikk dominans i fuglesamfunnet vil alltid avhenge av, bl.a., de spesi-

elle vegetasjonstypene som er tilstede i området, arealet som er dekket samt utbredelsesmønsteret for de ulike typene. Tenker en seg derfor fuglesamfunnet på B-lF plassert i klassifiseringssystemet slik det er skissert i fig. 62, vil det måtte plasseres ett eller annet sted mellom subforbundet P. trochilus - L.svecica og de tre assosiasjonene som er oppført; skjønt det ligger nærmere de to oligotrofe typene. Dette medfører et behov for en multidimensjonal samfunnsmodell. Plantesosiologene har utviklet plexus- og matrix-teknikker (Mc Intosh 1973). Plexus kan brukes for å sammenligne og sammenstille økologiske parametre som f.eks. artsutbredelse og samfunnskarakteristika. Disse teknikkene har vist seg å være nyttig også for faunistiske samfunn (Whittaker og Fairbanks 1958). Plantesosiologene begynte tidlig å utarbeide såkalte fellesskapskoeffisienter som hjelpemiddel for å vise det floristiske slektskap mellom visse vegetasjonstyper (se f.eks. Jaccard 1908 og Sørensen 1948). Dette kan også vise seg nyttig i forbindelse med beskrivelsen av fuglesamfunn og ved konstruksjon av en flerdimensjonal samfunnsmodell. Materialet fra undersøkelserne i Sjødalen er for lite til at dette er gjort.

Bruken av klassifiseringssystemet.

Miljø- og ressursvern er i dag nøkkelbegrep for biologene, men utarbeidelse av økosystemkart er knapt begynt. Kanskje er det heller ikke hensiktsmessig, og kostbart ville det utvilsomt bli. Det er dyrt nok å lage vegetasjonskart i en passende målestokk (f.eks. 1:10 000). Det må kunne ses på som noe av et paradoks at det er takket være vassdragsutbyggerne at vi i Norge i dag har vegetasjonskart for enkelte områder av landet. Det vil sannsynligvis være dyrere å lage zoologiske kart hvis disse skal inneholde noen form for detaljopplysninger. Men først må store metodiske problemer løses. Zoososiologi er i dag på det samme stadium som plantesosiologien var på for 60 år siden.

Når det foreslåtte klassifiseringssystemet er utbygd vil det forhåpentligvis være mulig ut fra et vegetasjonskart, utformet med visse tilleggsopplysninger (se s.141), med ganske stor grad av sikkerhet å kunne forutsi plantesamfunnenes korresponderende ornitologiske samfunn.

Planleggeren er avhengig av at det biologiske kartet skal fortelle ham noe om områdets verneverdi. Det knytter seg ikke bare bestemte verneverdier til de ulike fuglesamfunnene, men fuglesamfunnet kan også brukes som indikator på andre zoologiske og biologiske kvaliteter i området. Det synes derfor nyttig slik det er antydnet på side 141, etter hvert å forsøke å modifisere vegetasjonskartet slik at det i større grad kan leses som et biologisk kart. For at det skal være mulig trenges enkle metoder for å beskrive og definere ulike plante- og dyresamfunn. Det vil gjøre det mulig å sammenligne områder på grunnlag av økologisk rikhet, lokalt så vel som regionalt. Botanikerne for sin del, har i virkeligheten løst dette problemet ved å benytte seg av "trofigraden" (næringsgraden), og derved indirekte, også gitt et mål for verneverdi av de ulike vegetasjonstypene. Trofigraden er på vegetasjonskartet vist ved hjelp av graderte fargeserier, i hvilke fargeintensiteten øker med økende trofigrad (Marker 1972).

Dessverre blir det ofte rettet størst oppmerksomhet mot en eller noen få sjeldne planter/dyr i et område der det planlegges ødeleggende inngrep. Av mange årsaker er dette en kortsiktig politikk. Hva som er av større interesse i økologisk sammenheng er hele samfunnet der arten lever. Men før vi kan avgjøre hvilke kriterier som kan legges til grunn ved verneprioriteringen av fugle- eller andre dyresamfunn, må vi vite mye mer om samfunnets arts-sammensetning og tetthet. Ideelt sett burde et hvert klassifiseringssystem for biologiske samfunn baseres, ikke bare på plantesamfunnet, fuglesamfunnet o.s.v. isolert, men på en kombinasjon, slik at et samfunn ble karakterisert ut fra en blanding av f.eks. flere plante-, fugle- og insektarter. For å muliggjøre dette kreves intensivt arbeid for å utarbeide spesifikke klassifiseringssystemer for ulike dyresamfunn.

Diversitet.

Hvilke kriterier skal legges til grunn for verdivurderingen av de enkelte fuglesamfunn innen et område eller for området sett under ett? Vi trenger her et mål for de biologiske verdiene. Grunnlaget for det er i større grad til stede når det foreligger klassifiseringssystemer for fauna og flora. Derved kan de forskjellige

samfunn og områder sammenlignes og en vurdering/prioritering av de ulike naturtypene foretas, om ikke annet, på et subjektivt grunnlag. Primært ønsker en ved slike verdisettinger å få bevart områder som er spesielt viktige for framtidig biologisk produksjon og som har stor diversitet eller mangfold. Men det er også viktig å bevare et størst mulig utvalg både av "fattige" og "rike" naturtyper. Årsaken til at det i dag snakkes mest om de høggproduktive og mest varierte naturtypene, er at disse for øyeblikket synes mest truet av menneskelig virksomhet.

Hvordan skal vi så foreta en naturvernprioritering på et mest mulig objektivt grunnlag? På den internasjonale botaniske kongress i Seattle i USA i 1968, uttalte kongressen seg også om naturvern og definerte naturvernets oppgave slik: "The aim of conservation is to preserve productivity and diversity in nature". Dahl (1974) sier at følgende prinsipper bør følges ved naturvern-prioriteringen:

"Utbygging av arealer til byutvidelse, boligområder o.l. bør fortrinnsvis skje på områder som ikke er biologisk produktive og som heller ikke representerer naturtyper som vi har små kapitaler av eller der det finnes arter av planter og dyr, eller geologiske forekomster, som vi har lite av".

Hva er så diversitet og på hvilken måte kan diversiteten være med å uttrykke verneverdien for et område?

Begrepet diversitet er i de senere årene stadig blitt mer vanlig å benytte i økologisk terminologi. Men ofte blir slike ord tillagt nytt meningsinnhold i forhold til hva de opprinnelig var brukt for å definere. Det er derfor viktig at en ved bruken av begrepet diversitet definerer hva en legger i det.

Opprinnelig ble diversitet brukt om det totale antall arter i en prøve eller på et område (Gleason 1922, Patrick 1949, Hutchinson 1959). Senere er i tillegg til antall arter, antall individer tatt med i betraktningen. Som matematisk-økologisk begrep ble det benyttet av Williams i 1943 (Fischer, Corbet og Williams 1943). Utgangspunktet var den såkalte Fisher-modellen som uttrykker en logaritmisk sammenheng mellom tallet på arter og antall individer

i en prøve:

$$S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$$

S står for antall arter, N er tallet på individer. Parameteren α ble av Williams kalt for diversitetsindeksen ("index of diversity"). Siden er en rekke diversitetsindekser blitt utviklet og tilpasset for å kunne benyttes i forbindelse med ulike former for biologisk prøvetaking. Oversikt over aktuelle diversitetsmål er gitt av bl.a. Aune (1972) og Whittaker (1972).

Margalef (1958) gjorde oppmerksom på at økologer kan ha nytte av begreper og formler fra den relativt unge matematiske disiplinen som kalles informasjonsteori (Shannon 1948). Siden har mange økologer benyttet formler fra informasjonsteorien som mål på diversitet (bl.a. Pielou 1967 og 1969, Orloci 1969). Enten statistisk fordeling, informasjonsteori eller sannsynlighetsberegning legges til grunn for diversitetsmålene, har de alle sine svake og sterke sider (se f.eks. Krebs 1972). Den diversitetsindeks som er mest benyttet ved ornitologiske populasjonsestimeringer, er Shannon-Wiener funksjonen. Dette er pionerarbeidet og grunnlaget for informasjonsteorien og formelen nedenfor:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log p_i$$

H' = informasjonsinnholdet i prøven = "index of diversity" (entropien), s = antall arter og p_i = arten i 's frekvens i prøven. I Shannon-Wiener funksjonen blir diversiteten uttrykt i såkalte informasjonsenheter ("information units"). Brukes \log_e kalles enheten en "nat", med \log_2 får vi en "bit" og med \log_{10} får vi en "decit". Informasjonsinnholdet er et mål for "mengden av usikkerhet" (Krebs 1972), d.v.s. dess større H' dess større usikkerhet. Informasjonsinnholdet i en biologisk prøve med hensyn til artene er lik den usikkerhet som er til stede (sannsynligheten for å støte på de samme artene i neste prøve). Hvis det er mange arter i et område og alle har samme tetthet, vil det være vanskelig å forutsi sannsynligheten for neste gang de blir påtruffet ("probability of prediction law") og det vil derved være stor usikkerhet (høgt informasjonsinnhold), høg kompleksitet og høg diversitet (Clifford og Stephenson 1975). H' -verdien vil,

foruten av antall arter og antall individer, avhenge av det innbyrdes antall individer av hver art ("evenness"). Høyest verdi får en når alle arter forekommer med en frekvens på 0,5, lavest når alle arter har en frekvens på 1,0 eller 0,0 (teoretisk).

Hvordan tolke diversiteten?

Spørsmålet blir nå: Kan diversiteten si oss noe om verneverdien av et område? Hvorfor er det eventuelt så viktig å bevare diversiteten i et område og hvilke funksjoner dekker diversiteten for oss mennesker? Svarene gis best ved å summere hva naturen betyr som ressurs for mennesket. For det første representerer naturen en produksjonsressurs. Den fungerer f.eks. som råstoffkilde for mat og klær. For det andre er den en opplevelsesressurs, f.eks. ved at den kan dekke et "rekreasjonsbehov". For det tredje er naturen en informasjonsressurs, (jfr. undervisning og forskning). Videre er den en genetisk ressurs. Det er vanskelig å si om - og når - det kan bli behov for de arveegenskapene ville planter og dyr bærer i seg. Ikke minst viktig er det å være klar over dette i dag da genetisk foredlingsarbeid er inne i en betydelig oppgangssperiode. Til slutt står ennå som et åpent, men viktig spørsmål i hvor stor grad diversiteten er nødvendig for å bevare stabiliteten i miljøet som vi mennesker er avhengige av (se nedenfor).

Det synes altså klart at begrepet diversitet kan dekke flere ting. Dahl (1974) skiller mellom morfologisk-, arts- og økosystemdiversitet i forbindelse med verneverdien for et område.

1. Morfologisk diversitet.

Enkelte plante- og dyrearter er mer egenartede enn andre (jfr.s.109). Ut fra behovet om å bevare diversiteten i naturen er det f.eks. viktigere å bevare bjørnen enn alle våre spissmusarter (selv om dette også, av andre grunner, kan være av betydning). Ut fra ønsket om å bevare den morfologiske diversiteten i et område vil ikke alle arter rangeres likt, det gjelder å bevare et så vidt spektrum som mulig av arter og tilpasningsformer. Særegne arter vil derfor prioriteres høyere enn mindre spesielle arter.

2. Artsdiversitet.

Innen enkelte områder kan det på et lite areal opptre mange ulike plante- og dyrearter (jfr. f.eks. flatetakseringsfeltet langs Flybekken, M-3F). Ut fra behovet om å bevare diversiteten i naturen synes det viktigere å bevare artsrike enn artsfattige områder.

Hvordan skal så artsdiversiteten vurderes? Biologer og matematikere har de senere år vært sterkt opptatt av om det finnes fundamentale sammenhenger mellom diversitet på den ene siden og stabilitet og produktivitet på den andre. Det finnes en rekke eksempler som gjør at man intuitivt synes det er rimelig at en slik sammenheng eksisterer; Plantearter som er innført fra fremmede områder med mennesket klarer sjelden å finne fotfeste i høyt diverse systemer som naturlige skoger, særlig de tropiske (som hører til de mest diverse). Derimot kan det hende at innførte arter overtar store områder på isolerte øyer der det på forhånd finnes få plantearter (Dahl 1974). Helt klarlagt er dette problemet foreløpig ikke, men hovedtendensen er at økt diversitet gir økt stabilitet. Problemet behandles grundig av Krebs (1972).

På botanisk hold er en kommet fram til kvantitative metoder for å bedømme hvilke områder som bør vernes for å bevare det størst mulige antall arter (Dahl 1974). Her ligger zoologene betraktelig etter. Zoologiske klassifiseringssystemer, som er nødvendig ved kvantitative sammenligninger, eksisterer så å si ikke. Det synes naturlig for zoologene å forsøke å forenkle problemene ved å ta utgangspunkt i produsentene, f.eks. i et vegetasjonskart. Dette er rimelig også fordi plantene danner livsgrunnlaget for alle dyr - mer eller mindre direkte.

3. Økosystemdiversitet.

I de senere årene har søkelyset i stadig større grad blitt rettet mot økosystemet som verneobjekt. For å bevare diversiteten må vi bevare et størst mulig utsnitt av variasjonen i økosystemene. Det vil si at en må ta hensyn til alle arter av både planter og dyr, d.v.s. lage klassifiseringssystemer for disse organismene og så lage klassifiseringssystemer for økosystemene. Foreløpig

synes dette som en utopisk oppgave. Igjen innser vi nødvendigheten av å forenkle.

Takket være utviklingen innen vegetasjonskartleggingen de senere årene, er det åpnet en mulighet til å vurdere den biologiske verneverdien av et område. Med et vegetasjonskart som grunnlag står også ornitologen langt bedre rustet til f.eks. å planlegge og foreta inventeringer. Det hadde likevel vært ønskelig i større grad å kunne lese zoologisk informasjon direkte ut fra vegetasjonskartene. Slik de utformes i dag, er det umulig. Kanskje kan klassifiseringssystemet for fugl bygges ut slik at det blir mulig, direkte ut fra en oppgitt vegetasjonstype, med en viss grad av sikkerhet å kunne forutsi det korresponderende fuglesamfunn. Men topografiske forhold vil for mange arter være av stor betydning, f.eks. for en del rovfugler. Viktig er dessuten de fysiognomiske forholdene i vegetasjonen.

Både i nordamerikanske og australske skogsområder er det utført flere arbeider som klart viser en sammenheng mellom diversiteten i vegetasjonsstrukturen ("foliage height diversity", FHD, d.v.s. dekningsgraden i de ulike sjikt eller høydenivå over bakken) og diversiteten til den hekkende fuglepopulasjonen (MacArthur og MacArthur 1961, MacArthur 1964, Recher 1969, Karr og Roth 1971). Derimot har det ikke vært mulig å finne noen korrelasjon med planteartsdiversiteten.

Å få et absolutt mål for FHD er umulig ut fra vegetasjonskartene slik de f.eks. er utformet for Sjødalen. Dette synes heller ikke å være hensiktsmessig for skandinaviske forhold. Røv (1975) konkluderer med at et annet mål for diversiteten i vegetasjonen, "vegetation strata diversity", VSD, er mer nyttig for å forutsi "bird species diversity", BSD. VSD defineres som informasjons-teorifunksjonen H' , beregnet etter vegetasjonsfordelingen i følgende strata:

1. feltsjiktet, med alle ikke-forvedete planter over bunnsjiktet.
2. busksjiktet, med alle forvedete planter som vokser mindre enn en bestemt høyde over bunnsjiktet.
3. tresjiktet, med alle trær over busksjiktet.

Røv (1975) sier videre i sin konklusjon at summen av dekning-verdiene for busk- og tresjiktet synes å være tilstrekkelig for å forutsi diversiteten i fuglesamfunnet. Hvis det derfor er mulig på vegetasjonskartet å ta med opplysninger om vegetasjonens sjiktning, åpnes også en mulighet til å få et begrep om den avifaunistiske diversiteten i området.

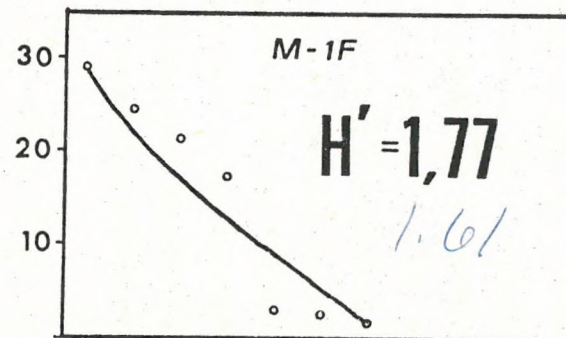
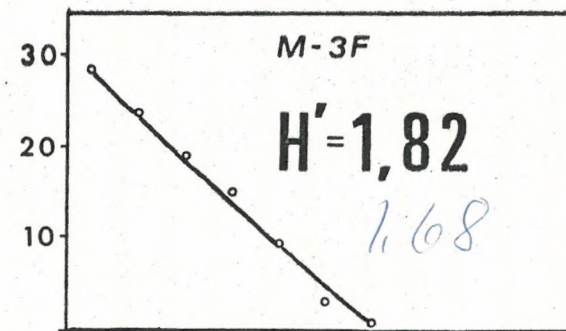
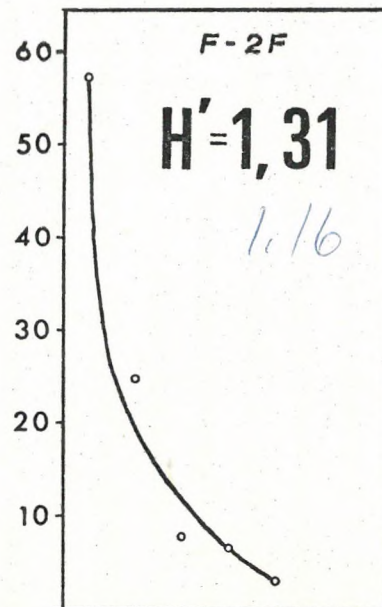
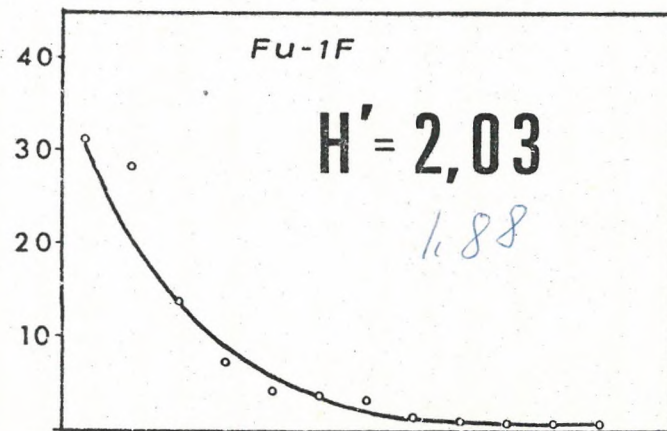
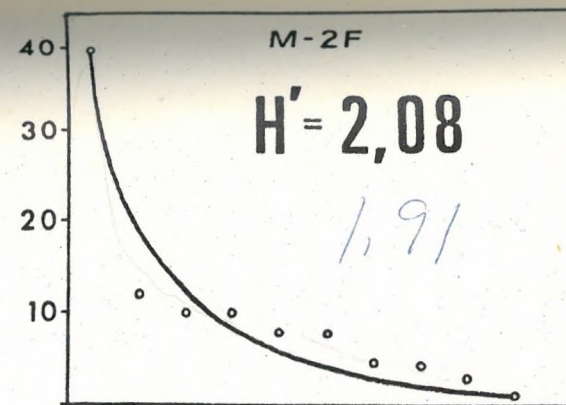
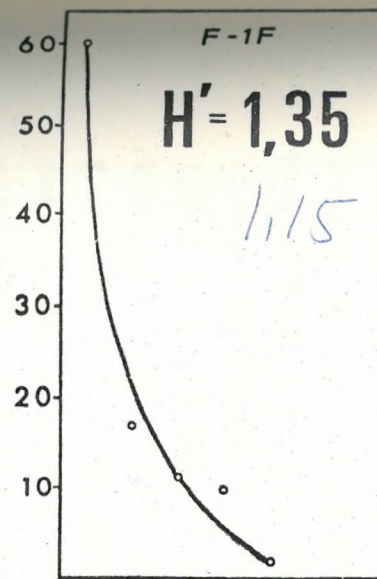
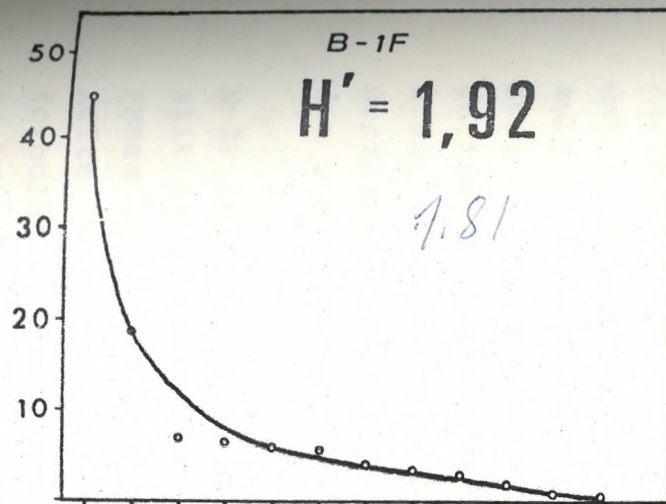
Når en etter hvert får flere undersøkelser som kan klarlegge nærmere hvilke fysiognomiske faktorer i vegetasjonen som er avgjørende for den faunistiske diversiteten, vil en ut fra vegetasjonskartet i større grad kunne uttale seg om faunaen. Oftest vil det være langt enklere å kartlegge vegetasjonsstrukturen over et større område enn de aktuelle dyrepopulasjonene. I mange tilfeller kan viktige hovedtrekk i vegetasjonsstrukturen kartlegges ved hjelp av flybilder (Aune 1972).

Artsdiversiteten på flatetakseringsfeltene.

Ved hjelp av Shannon-Wiener funksjonen er diversiteten på de ulike flatetakseringsfeltene beregnet (fig. 63). De to flyfeltene, F-1F og F-2F, kommer som ventet ut med laveste diversitet. Disse lav- og mellomalpine områdene vil naturlig nok kunne gi livsmuligheter bare for et begrenset antall arter spesielt tilpasset slike ekstreme miljøbetingelser. Men det må her understrekes at kun spurvefugler er tatt med i betraktningen. En stor svakhet ved å benytte artsdiversiteten som mål på verneverdien er at den kvantitative fuglebestanden kreves kjent. Disse lav- og mellomalpine områdene på Hindflya og Valdresflya har imidlertid knyttet til seg en rekke arter, spesielt vadefugler, arter som ofte er avhengige av bestemte habitater og som kan være spesielt utsatt ved menneskelig virksomhet. Foreløpig har vi ikke gode nok metoder for kvantitativ estimering av disse. Spredte forsøk er gjort. I Vassfaret ble f.eks. strandsnipebestanden forsøkt estimert ved å ro langs stranda og telle antall individer som derved ble støkket (Selboe pers. medd.).

Det synes klart at en ikke kan bruke et diversitetsmål som bare tar hensyn til et fåtall arter når en ønsker et mål for verne-

Gjennomsnittlig relativ tetthet [%]



Artssekvens

Fig. 63. Diversitetsindeksen H' beregnet etter Shannon-Wiener funksjonen (Shannon 1948) for populasjonen av mindre spurvefugl på flatetakseringsfeltene (kurvene er trukket for hånd).

verdien av et område. Skal derfor noen av de kjente diversitetsmålene benyttes til dette må de metodiske problemene angående den kvantitative estimeringen av ikke-spurvefugler løses. Dette illustreres også ved å betrakte feltene M-1F og M-3F. Som nevnt på side 76, har disse mange fellestrekk og diversiteten for de to feltene er også relativt lik. På grunn av bl.a. de topografiske forholdene, er de ornitologisk spesielt interessante. Elvene som meandrerer gjennom feltene gir livsbetingelser for en rekke ikke-spurvefugler, som ender og vadere (jfr. tabell 13). Igjen er det derfor vanskelig å dra noen konklusjon angående områdenes verneverdi ut fra diversiteten basert på de mindre spurvefuglsamfunnene. Områdene har langt større verneverdi enn hva som går fram av diversitetsindeksene.

Når det gjelder bjørkeskogsfeltet, B-1F, er det mer relevant å snakke om verneverdien ut fra diversitetsindeksene i fig. 63. Hogstad (1975 a) gir en oversikt over diversitetsvariasjonen innen samfunnene hos de mindre spurvefuglene i ulike områder, (jfr. s. 65). Han finner at H' i "heibjørkeskogen" varierer fra 1,68 til 1,96, mens verdien for H' i "engbjørkeskogen" varierer fra 2,08 til 2,35. Med en verdi for H' på 1,92 i bjørkeskogsfeltet skulle det indikere at skogen på B-1F representerer en "rik" oligotrof type sett fra et ornitologisk synspunkt. Årsakene til dette er diskutert tidligere (jfr. s. 67). Sett på bakgrunn av det en hittil vet om spurvefuglsamfunnene i den fennoskandiske subalpine bjørkeskogen, bør derfor bjørkeskogen i Sjødalen komme høyt i verneverdisammenheng. B-1F vil rent botanisk sannsynligvis få lav diversitet. Dette illustrerer også at det ikke behøver å være samsvar mellom zoologisk og botanisk "rikhet". Det kan derfor bli vanskelig å komme fram til løsninger for å kombinere den botaniske og zoologiske diversiteten.

197
M-2F illustrerer samme forhold. Rent botanisk er feltet fattig slik at "misforholdet" mellom botanisk og ornitologisk "rikhet" synes her å bli enda mer markert enn tilfellet er for B-1F. At feltet kommer ut med høyeste diversitetsindeks (fig. 63) skyldes flere forhold. Som beskrevet tidligere (side 75), representerer feltet to høyst forskjellige habitater. Den tørre lavheia gjør at arter som heippiplerke, steinskvett, lappspurv og sårle trives. I tillegg

kommer Salix-beltet i tilknytning til flomløpet fra Sjoa. Dette gjør at løvsanger, blåstrupe, sivspurv og rødvingetrost også blir dominerende arter. Dette illustrerer at H' ikke er spesielt avhengig av høyt artstall. Den høye H'-verdien for M-2F kommer av at feltet består av to hovedtyper med hensyn til vegetasjonen der mange arter kommer ut med middels p_i .

Det samme illustreres ved å betrakte furuskogsfeltet, Fu-1F som også kommer ut med høy diversitet (fig. 63). Regner vi ut H'-verdiene for furuskogsfeltene på Røros (Selboe pers. medd.), Vaksvik (Ytreberg 1972) og Sjødalen, finner vi at disse er henholdsvis 2,14, 2,41 og 2,03 (jfr. tab. 8). Feltet på Røros kommer ut med høyere diversitet enn feltet i Sjødalen, dette til tross for at det er registrert én art mer på Fu-1F enn på Røros-feltet.

Diskusjon.

Det synes å være generell enighet om at diversitetsmål kan brukes som sammenligningsgrunnlag mellom "økologiske enheter" (Clifford og Stephenson 1975). Men samfunnene eller habitatene må defineres. Det er her snakk om to typer diversitet, innen- ("within") habitatdiversitet (vanligvis kalt α -diversitet) og mellom- ("between") habitatdiversitet (vanligvis kalt β -diversitet). Hendrickson og Ehrlich (1971) sier: "As most ecologists view the situation, species diversity is a measure of the relative richness of a community biota or of the complexity of a segment of an ecosystem". Edden (1971) bruker derimot "ecological community" i sin definisjon av en diversitetsindeks. Det synes derfor klart at hvis noen bruker "community" eller "segment of an ecosystem" i en videre betydning enn andre, må vedkommende nødvendigvis komme ut med et høyere diversitetsmål (Clifford og Stephenson 1975). Mange av de komparative analyser som er gjort med hensyn til diversitet synes derfor av tvilsom verdi. I virkeligheten kan en ikke si noe meningsfylt om et områdes diversitet før en kjenner mosaikken i området ("scale of patterning") (Clifford og Stephenson 1975), og diversiteten øker med økende grad av mosaikk. Når to områder av ulik størrelse sammenlignes kan en vente å finne flere samfunnsenheter (f.eks. assosiasjoner) og

derved størst diversitet i det største området. Sannsynligvis gir diversiteten i et "samfunn" i like stor grad et direkte mål på heterogeniteten i "samfunnet" (mosaikkstrukturen), som et mål på "rikheten". Spørsmålet blir derfor: Hvordan måle mosaikken og avgrense og definere habitatene?

Clifford og Stephenson (1975) uttrykker det slik: "The only feasible way of dividing the environment (by means of site groups) is to classify them using the species as attributes. ---- There is no agreed level where we can stop our classification of sites, and we are quite ignorant of where in general terms a site classification and a "habitat" classification coincide".

Hvis en ønsker å uttrykke den ornitologiske diversiteten i et område synes det derfor hensiktsmessig å ta utgangspunkt i et vegetasjonskart og i et utbygd klassifiseringssystem for fugl. Dette skulle danne grunnlag for å beregne både α - og β -diversiteten. Men det bør ikke underslås at α - og β -diversiteten ofte vil flyte sammen fordi det er praktisk umulig å avgrense helt homogene enheter. I visse henseender synes de derfor å ha mer teoretisk enn praktisk interesse.

For å få et korrekt uttrykk for den totale diversiteten må også andre faktorer enn samfunnsmosaikken, artsantallet og individtettheten i hekkesesongen, tas i betraktning. For det første vil en, spesielt i tempererte strøk, ha store sesongvariasjoner i fuglebestanden. For det andre vil årlige variasjoner gjøre seg gjeldende (jfr. side 92). Den mest fornuftige løsning på dette problemet synes å være å kartlegge sesongvariasjonene og så sammenligne sesongmosaikken i de ulike områdene (Clifford og Stephenson 1975). De samme forfattere sier at dess større usikkerhet (m.h.t. sesong/årsvariasjon) det er i et miljø, dess større er områdets diversitet. Stor ustabilitet som medfører katastrofale forandringer i et miljø vil riktignok redusere den totale diversiteten, men hvis ustabiliteten ligger "innen akseptable grenser" vil dette oftest øke diversiteten. De "akseptable grensene" vil avhenge av hvor hurtig organismene er i stand til å invadere det "forandrede" området (Clifford og Stephenson

1975). Tenker vi her på vinter/vår-sommer i Norge og på trekkfuglenes evne til å invadere landet etter snøsmeltingen, burde altså Norge ligge innen "de akseptable grensene" og på den måten representere et diverst område totalt sett.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Ut fra de metoder som er benyttet under de kvantitative fugleregistreringene i Sjødalen synes det å være mulig å komme fram til holdbare estimater for bestanden av mindre spurvefugl. Uansett metode som velges, er det viktig å være klar over feilkilder og begrensninger knyttet til metoden(e). En må med andre ord passe på at metodens forutsetninger er oppfylt.

På grunn av populasjonsfluktuasjoner bør undersøkelsesperioden strekke seg over minimum 3-4 år. Avhengig av den tid (antall sesonger) og de ressurser som står til disposisjon samt hvor undersøkelsen skal foregå (fjell/lavland), blir det et avveinings-spørsmål hvilke metoder som er best egnet.

1. Kartmetoden synes å være den beste "all round" metoden. Kombinert med linjetaksering muliggjør den beregning av avledet tetthet. Det er derved mulig å få tilnærmete kvantitative estimater for arter som forekommer spredt og har lav tetthet. Sammen med reirleiting på prøvefeltene synes dette å gi holdbare estimater for de fleste mindre spurvefuglartene. Kartmetoden krever relativt mye tid og arbeidsinnsats.

2. Sjekkmotoden kombinert med linjetakseringer (se pkt. 1) synes mest anvendbar i områder med klimatisk stabile forhold.

3. Punkttakseringer kan vise seg anvendelig for å få en oversikt over fuglefaunaen i et område på kort tid. Brukt sammen med vegetasjonskart synes metoden å kunne være til hjelp ved en videre utbygging av klassifiseringssystemet for fugl. Metoden er foreløpig lite utprøvd i Norge.

4 a. Linjetakseringer om sommeren gir et godt kvalitativt bilde av fuglebestanden (se forøvrig pkt. 1).

4 b. Linjetaksering etter oppmerket løype om vinteren synes å være en tilfredsstillende metode for å gi et kvalitativt bilde av fuglebestanden og et sammenlignbart mål for variasjonen av denne fra år til år og gjennom vinterhalvåret.

For at ornitologiske data skal bli anvendbare for planleggere og andre som ønsker opplysninger om verneverdien for et område, må de presenteres på en anskuelig måte slik at de gir et begrep om den avifaunistiske verneverdien. Oppgaven søkes løst på følgende måte:

Et klassifiseringssystem for norske fuglesamfunn utbygges slik at ulike vegetasjonstyper på et vegetasjonskart i størst mulig utstrekning korresponderer med beskrevne fuglesamfunn. Dette synes enklere enn å utarbeide egne ornitologiske kart.

Undersøkelser har vist at det er nøye sammenheng mellom diversiteten i et fuglesamfunn og vegetasjonens struktur. Ved å modifisere vegetasjonskartet til også å gi informasjon om vegetasjonssjiktningen vil det sannsynligvis være mulig å komme fram til et diversitetsuttrykk for deler av avifaunaen med meget begrensede ornitologiske inventeringer. Dette vil muliggjøre en foreløpig ornitologisk verdivurdering inntil nærmere dokumentasjon om avifaunaen kan bringes tilveie.

For å kunne beregne diversiteten i et habitat og foreta en sammenligning av diversiteten mellom habitatene, må habitatenes biologiske mosaikk være kjent. Dette forutsetter at en måler mosaikken og definerer habitatene. Botanisk er dette gjort gjennom plantesosiologisk klassifisering. En tilsvarende ornitologisk klassifisering er nødvendig for å kunne benytte diversiteten som et objektivt mål på den ornitologiske verneverdien.

Store metodiske problemer står igjen å løse med hensyn til kvantitative registreringer av ikke-spurvefugler. Spørsmålet om hvordan disse skal inkorporeres i klassifiseringssystemet er foreløpig ubesvart. Hvis en slik inkorporering lykkes, kan samfunnstypene betraktes som biologiske enheter og diversiteten i og

mellom ulike habitater beregnes.

En avifaunistisk artsliste synes lite nyttig i den hensikt å skulle belyse et områdes verneverdi, og problemet med hvor stor verneverdi en fugleart kan gis ut fra sin relative opptreden og utbredelse synes uløselig.

For å kunne dra en forsvarlig konklusjon angående den avifaunistiske verneverdien må alle fuglearter for hvilke et område har en funksjon, det være som hekkeplass, furasjerings- eller trekkområde eller overvintringssted, tas med i en helhetsvurdering.

L I T T E R A T U R

- Alm, B., A. Enemar, H. Myhrberg og S. Svensson, 1965. The density of birds in two study areas of the alpine region in Southern Lapland in 1964. Acta Univ. Lund, II, 4, 1-14.
- Alm, B., H. Myhrberg, E. Nyholm og S. Svensson, 1966. Densities of birds in alpine heaths. Vår Fågelvärld 25, 193-201.
- Aune, E., 1972. Faunistisk og floristisk diversitet. IBP i Norden 10, 76-95.
- Bagge, P., M. Lehtovouri og O. Lindqvist, 1963. Havaintoja Inarin ja Enontekiön Lapin linnustosta kesällä 1961. (Tysk summary). Ornis fenn. 40, 21-31.
- Beecher, W.J., 1942. Nesting birds and the vegetation substrate. Chicago Ornithological Society, Chicago. 69 s.
- Berthold, P., 1976. Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. Übersicht und kritische Betrachtung. J. Ornithologie 117, 1 - 69.
- Best, L. B., 1975. Interpretation errors in the "Mapping Method" as a census technique. Auk 92, 452-460.
- Bevanger, K. (in press). Proposal for a new classification of Norwegian bird communities. Biological Conservation.
- Braae, L., 1975. Invasion af Gråsiken Carduelis flammea i Danmark 1972-73. Dansk orn. Foren. Tidskr. 69, 41-53.
- Braun-Blanquet, J., 1951. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. oppl. Wien. Springer. 631 s.
- Braun-Blanquet, J., G. Sissingh og J. Vlieger, 1939. Klasse der Vaccinio-Piceetea. Prodromus der Pflanzengesellschaften 6, 123 s.
- Brewer, R., 1972. An evaluation of winter bird population studies. Wilson Bulletin 84, 261-277.
- Chitty, D., 1954. Methods of measuring rat populations, s. 161-226, i D. Chitty (red.), Control of rats and mice, vol. 1. Oxford University Press, New York.
- Clifford, H.T. og W. Stephenson, 1975. An introduction to numerical classification. Academic Press. New York. 227 s.
- Colquhoun, M.K., 1940. The density of woodland birds determined by the sample count method. J. Anim. Ecol. 9, 53-67.
- Curio, E., 1959. Verhaltensstudien am Trauerschnäpper. Z. Tierpsychol. Beih. 3, 1-118.

- Det norske meteorologiske institutt, 1971. Norsk met. Årbok 1970, 167 s.
- Det norske meteorologiske institutt, 1972. Norsk met. Årbok 1971, 161 s.
- Det norske meteorologiske institutt, 1974. Norsk met. Årbok 1972, 161 s.
- Det norske meteorologiske institutt, 1975. Norsk met. Årbok 1973, 161 s.
- Dahl, E., 1956. Rondane. Mountain vegetation in South-Norway and its relation to the environment. Skr. norske Vidensk.-Akad. mat.-nat. Kl. 1956, 3, 1-374.
- Dahl, E., 1973. Fremtidige arbeidsområder s. 145-146 i Marker, E. (red.), IBP/CT-symposium om vegetasjonsklassifisering og vegetasjonskartlegging. IBP i Norden 11.
- Dahl, E., 1974. Naturvern og mangfold (diversitet). Forelesning på Sem i Asker 3. sept. 1974. 11 s. (stens.).
- Edden, A.C., 1971. A measure of species diversity related to the lognormal distribution of individuals among species. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 6, 199-209.
- Emlen, J.T., 1971. Population densities of birds derived from transect counts. Auk 88, 323-342.
- Enemar, A., 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. Vår Fågelvärld, suppl. 2, 1-114.
- Enemar, A., 1963. The density of birds in the subalpine birch forest of the Abisko area, Swedish Lapland, 1961. Kungl. Fysigr. Sällsk. Handl. N.F. 73, 12, 1-21.
- Enemar, A., 1966. Ornitologisk populationsekologi i alpina och subalpina miljöer. Svensk Naturv. 1966, 169-184.
- Enemar, A., 1969. Gråsiskan Carduelis flammea i Ammarnäs-området, Lycksele lappmark, år 1968. Vår Fågelvärld 28, 230-235.
- Enemar, A., S.Å. Hanson og B. Sjøstrand, 1965. The composition of the bird fauna in two consecutive breeding seasons in the forest of the Ammarnäs area, Swedish Lapland. Acta Univ. Lund. II, 5, 1-11.

- Enemar, A. og B. Sjøstrand, 1967. The strip survey as a complement to study area investigations in bird census work. Vår Fågelvärld 26, 111-130.
- Enemar, A. og B. Sjøstrand, 1970. Bird species density derived from study area investigations and line transects, s. 33-37, i S. Svensson, (red.), Bird census work and environmental monitoring. Symposium Ammarnäs 1969. Bull. ecol. Res. Comm. nr. 9.
- Fisher, R.A., A.S. Corbet og C.B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol 12, 42-58.
- Fremming, O.R. og T. Slagsvold, 1967. Kvantitativ fugletaksering i granskog våren 1966 basert på prøvefelt- og sjekkmetoden. Fauna 20, 71-87.
- Fremming, O.R. og T. Slagsvold, 1968. Fuglefaunaen i Atnasjøfeltet. Fauna 21, 179-192.
- Garnes, K., 1972. IBP i Norge. Årsrapport 1972, 342-344.
- Gjærevoll, O., 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snowbeds. K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1956, 1, 1-405.
- Gjærevoll, O., 1974. Fra floraen i Gudbrandsdalen, s. 85-101 i K. Ramberg (red.), Gudbrandsdalen. Bygd og by i Norge, bd. I. Gyldendal.
- Gleason, H.A., 1922. On the relation between species and area. Ecology 3, 158-162.
- Granit, O., 1938. Versuch zur quantitativen Untersuchung der Vogel-fauna einer Fjeldgegend in Nordfinnland. Ornis fenn. 15, 53-65.
- Haapanen, A., 1965. Bird fauna of Finnish forests in relation to forest succession. I. Ann. Zool. Fenn. 2, 153-196.
- Haapanen, A., 1966. Bird fauna of Finnish forests in relation to forest succession. II. Ibid. 3, 176-200.

- Haftorn, S., 1958. Opplysninger om stedbundethet og "totalrevir" hos toppmeis, Parus cristatus L., og granmeis, P. montanus BALD. Kongl. Norske Vid. Selsk. Forh. 30, No 23, 144-149.
- Haftorn, S., 1971. Norges Fugler. Universitetsforlaget, Oslo-Bergen-Tromsø. 862 s.
- Hagen, Y., 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal, Oslo. 603 s.
- Haukioja, E., 1968. Reliability of the line survey method in bird census, with reference to Reed Bunting and Sedge Warbler. Ornis fenn. 45, 105-113.
- Hendrickson, J.A. jr. og P.R. Ehrlich, 1971. An expanded concept of "species diversity". Notulae Natur. Acad. Natur. Sci. Philadelphia 439, 1-6.
- Hildén, O., 1965. Habitat selection in birds: a review. Ann. Zool. Fenn. 2, 53-75.
- Hildén, O., 1969. Über Vorkommen und Brutbiologi des Birkenzeisigs (Carduelis flammea) in Finnisch Lapland im sommer 1968. Ornis fenn. 46, 93-112.
- Hogstad, O., 1966. Factors influencing the efficiency of the mapping method in determining breeding bird populations in conifer forests. Nytt Mag. Zool. 14, 125-141.
- Hogstad, O., 1967 a. The edge effect on species and population density of some passerine birds. Nytt Mag. Zool. 15, 40-43.
- Hogstad, O., 1967 b. Seasonal fluctuation in bird populations within a forest area near Oslo (Southern Norway) in 1966-67. Nytt Mag. Zool. 15, 81-96.
- Hogstad, O., 1967 c. Litt om tetthet og sammensetning av fuglefaunaen i 1966 i to subalpine skogstyper i Budal, Sør-Trøndelag. Sterna 7, 241-247.
- Hogstad, O., 1967 d. Populasjonsvariasjoner hos grønnsisik i relasjon til frøår hos gran. Sterna 7, 255-259.
- Hogstad, O., 1969. Breeding bird populations in two subalpine habitats in the middle of Norway during the years 1966-68. Nytt Mag. Zool. 17, 81-91.

- Hogstad, O., 1975 a. Structure of small passerine communities in subalpine birch forests in Fennoscandia, s. 94-104, i Wielgolas ki, F. (red.), Ecological Studies. Analysis and Synthesis, 17 Fennoscandian Tundra ecosystems, part 2. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg-New York.
- Hogstad, O., 1975 b. Interspecific relations between Willow Warbler (Phylloscopus trochilus) and Brambling (Fringilla montifringilla) in subalpine forests. Norw. J. Zool. 23, 223-234.
- Hutchinson, G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or, Why are there so many kinds of animals? Amer. Natr. 93, 145-159.
- Jaccard, P., 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bull. Soc. Vaud. Sci. Natur. 44, 223-270.
- Jensen, H., 1971 a. Ornithologiske undersøgelser i Kagmosen, 2. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. I. Innledning. Danske Fugle 23, 37-48.
- Jensen, H., 1971 b. Ornithologiske undersøgelser i Kagmosen, 3. Kortmetodens anvendelighed i moser med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. II. Jernspurv. Danske Fugle 23, 85-93.
- Jensen, H., 1971 c. Ornithologiske undersøgelser i Kagmosen, 4. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. III. Tornsanger. Danske Fugle 23, 115-124.
- Jensen, H., 1972 a. Ornithologiske undersøgelser i Kagmosen, 5. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. IV. Rørspurv. Danske Fugle 24, 147-156.
- Jensen, H., 1972 b. Ornithologiske undersøgelser i Kagmosen, 6. Kortmetodens anvendelighed i moser, med særligt henblik på de internationalt vedtagne regler. V. Kærsanger. Danske Fugle 24, 186-193.
- Joensen, A.H., 1965. En undersøgelse af fuglebestanden i fire løvskogområder på Als i 1962 og 1963. Dansk orn. Foren. Tidsskr. 59, 115-186.

- Johnston, V.R., 1947. Breeding birds of the forest edge in Illinois. Condor 49, 45-53.
- Karr, J.R. og R. R. Roth, 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. Amer. Natr. 105, 423-435.
- Karvik, N. -G., 1964. The terrestrial vertebrates of Dalsland in Southwestern Sweden. A zoogeographic study. Acta vertebratica 3, 1-239
- Kendeigh, S., 1944. Measurement of bird populations. Ecol. Monogr. 14, 67-106.
- Kielland-Lund, J., 1967. Zur Systematik der Kiefernwälder Fennoscandiens. Mitt. flor. soz. Arbgemein. 11/12, 127-141.
- Kielland-Lund, J., 1973. A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes, s. 173-207 i E. Marker (red.), IBP/CT-symposium om vegetasjonsklassifisering og vegetasjonskartlegging. IBP i Norden 11.
- Klockars, B., 1941. Studier över fågelsångens dagsrytmik. Ornis fenn. 18, 73-110.
- Kluyver, H.N. og L. Tinbergen, 1953. Territory and the regulation of density in titmice. Arch. Neerl. Zool. 10, 265-289.
- Kolb, H. jr., 1961. Winter bird-population study. Audubon Field Notes 15, 358-359.
- Kolb, H. jr., 1962. Winter bird-population study. Audubon Field Notes 16, 367.
- Kolb, H. jr., 1965. The Audubon winter bird-population study. Audubon Field Notes 19, 432-434.
- Krebs, C.J., 1972. Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row. New-York-Evanston-San Francisco-London.
- Lay, D.W., 1938. How valuable are woodland clearings to birdlife? Wilson Bull. 50, 254-256.
- Libbert, W., 1933. Die Vegetationseinheiten der neumärkischen Staubeckenlandschaft 2. Verh. bot. Ver. Brandenb. 75, 229-348.

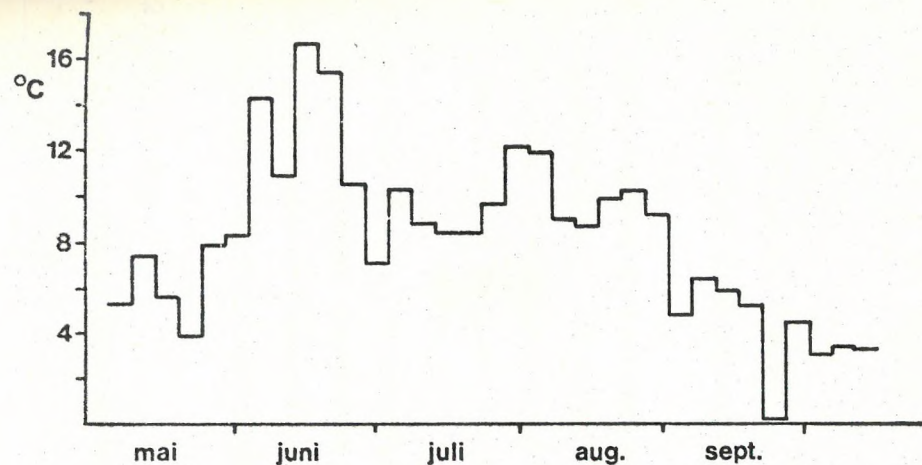
- Lien, L., E. Østbye, O. Hogstad, K.M.Haande, P.S.Haande, A. Hage, H.-J. Skar, A. Skartveit og D. Svalstog, 1974.
Bird surveys in the high mountain habitats of Finse and Stigstuv, Hardangervidda, South Norway, 1967-72.
Norw. J. Zool. 22, 1-14.
- Lindroth, C.H., 1949. Die Fennoskandischen Carabidae. K. Vet. O. Vitterh. Samh. Handl. F.6. Ser. B.4. (III), 1-911.
- MacArthur, R.H., 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. Amer. Natr. 98, 387-397
- MacArthur, R.H. og J.W. MacArthur, 1961. On bird species diversity. Ecology 42, 594-598.
- Margalef, D.R., 1958. Information theory in ecology. General systems 3, 36-71.
- Marker, E., 1970. IBP i Norge. Årsrapport 1970, 140-144.
- Marker, E., 1971. IBP i Norge. Årsrapport 1971, 185-195.
- Marker, E., 1972. IBP i Norge. Årsrapport 1972, 294-307.
- McIntosh, R.P., 1973. Matrix and plexus techniques s. 157-191, i Whittaker, R.H. (red.), Handbook of vegetation science, part V: Ordination and classification of vegetation.
Dr. W. Junk B.V., Publishers, Haag.
- Moksnes, A., 1971. Ornitologiske undersøkelser i Forradalsområdet i Nord-Trøndelag sommeren 1970. Sterna 10, 65-89.
- Moksnes, A., 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in Central Norway (1967-71). Norw.J.Zool. 21, 113-138.
- Mysterud, I., 1968. Comments on the check method and mapping method as census techniques, with special regard to the problem of estimating the discovery chance. Nytt Mag. Zool. 16, 56-60.

- Nilsson, S.G., 1974. Methods of estimating bird population densities during the winter. Ornis Scand. 5, 37-46.
- Nordberg, S., 1947. Ein Vergleich zwischen Probeflächenmethode und Linietaxierungsmethode bei quantitativen Aufnahmen des Vogelbestandes. Ornis fenn. 24, 87-92.
- Nordhagen, R., 1936. Versuch einer neuen Einteilung der subalpinen-alpinen Vegetation Norwegens. Bergens Mus. Årb. 7, 1-88.
- Nordhagen, R., 1943. Sikilsdalen og Norges Fjellbeiter. Bergens Mus. Skr. 22, 1-607.
- Oftedal, C., 1970. Norges Geologi. Et kompendium for studenter ved Norges Tekniske Høgskole, Geologisk inst., NTH. 129 s.
- Olstad, O., 1934. Undersøkelser over noen fglers forplantningsforhold. I. Gråtrost (Turdus pilaris). Nytt Mag. Nat. vid. 74, 155-185.
- Orloci, L., 1969. Information analysis of structure in biological collections. Nature 223, 483-484.
- Palmgren, P., 1930. Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands mit besonderer Berücksichtigung Ålands. Acta zool. fenn. 7, 1-219.
- Patrick, R., 1949. A proposed biological measure of stream conditions. Nature 223, 483-484.
- Pilou, E.C., 1967. The use of information theory in the study of the diversity of biological populations. Proc. Berkeley Symp. Math. Statist. Probab., 5th, 4, 163-177.
- Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley (Interscience), New York.
- Preston, F.W., 1960. Time and space and the variation of species. Ecology 41, 611-627.
- Recher, H.F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. Amer. Natr. 100, 33-46.
- Røv, N., 1972. Stasjonær hekkebestand av spurvefugler (Passeriformes) i tre løvskogshabitater i Surnadal på Nordmøre, 1970-1971. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi ved Universitetet i Oslo. 63 s.
- Ree, V., 1976. Rapport fra NNSK's virksomhet april 1975 - april 1976. Sterna 15, 179-197.

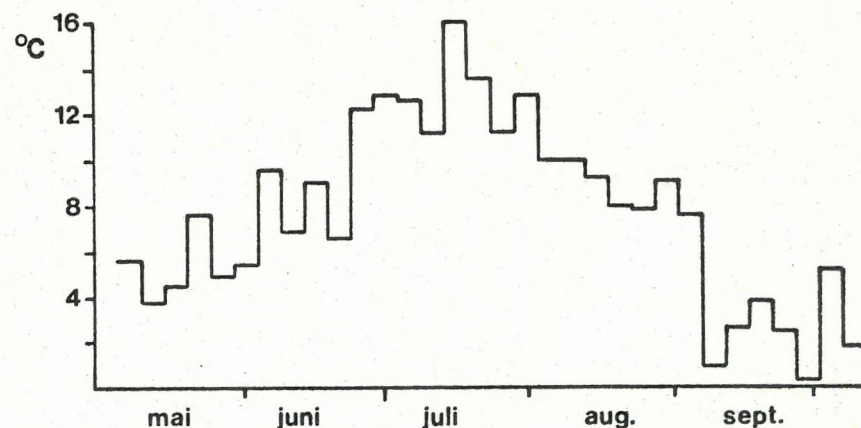
- Røv, N., 1975. Breeding bird community and species diversity along an ecological gradient in deciduous forest in western Norway. Ornis Scand. 6, 1-14.
- Sammalisto, L., 1957. The edge effect of woodland - open peatland edge on some peatland birds in South Finland. Ornis fenn. 34, 81-89.
- Seierstad, S., A. Seierstad og I. Mysterud, 1965. Statistical treatment of the "inconspicuousness problem" in animal population surveys. Nature 206, 22-23.
- Seierstad, S., A. Seierstad og I. Mysterud, 1969. General outline of the standard check method for estimating survey efficiency. Nytt Mag. Zool. 17, 65-73.
- Seierstad, S., A. Seierstad og I. Mysterud, 1970. Generalization of the standard check method for survey efficiency estimation. Ornis Scand. 1, 1-9.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. Bull. Syst. Tech. J. 27, 379-423 og 623-656.
- Silvola, T., 1966. Quantitative observations on the bird fauna in the field area of Paistunturit (InL.) in summer 1960 and 1964. Ornis. fenn. 43. 60-70.
- Slagsvold, T., 1972. Kartmetoden og sjekkmetoden ved kvantitative undersøkelser av småfugl. Zool. inst. NLHT, 3 s. (stens.).
- Slagsvold, T., 1973 a. Critical remarks on bird census work performed by means of the mapping method. Norw. J. Zool. 21, 29-31.
- Slagsvold, T., 1973 b. Variation in the song activity of passerine forest bird communities throughout the breeding season. Special regard to the song thrush, Turdus philomelos Brehm. Norw. J. Zool. 21, 139-158.
- Slagsvold, T., 1973 c. Estimation of density of the song thrush Turdus philomelos Brehm, by different methods based upon singing males. Norw. J. Zool. 21, 160-172.
- Stuvland, J., 1975. Fuglefaunaens tetthet og sammensetning i et blandingskogområde i Vefsn, 1972-74. Hovedfagsoppgave i zoologi ved NLHT.

- Svårdson, G., 1949. Competition and habitat selection in birds. Oikos 1, 157-174.
- Svensson, S. (red.), 1970. Bird census work and environmental monitoring. Symposium Ammarnäs 1969. Bull.ecol. Res Comm. nr. 9.
- Svensson, G., 1974. Svenska häckfågeltaxeringen - den fortlöpande övervakningen av fågelfaunan fortsätter. Vår Fågelvärld 33, 92-99.
- Sørensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. Kong. dansk. vidensk. Selskab biolog. Skr. 5,4. København.
- Tyrväinen, H., 1969. The breeding biology of the redwing (Turdus iliacus L.). Ann. Zool. Fenn. 6, 1-46.
- Udvardy, M.D.F., 1951. The significance of interspecific competition in bird life. Oikos 3, 98-123.
- Wasilewski, A., 1961. Certain aspects of the habitat selection of birds. Ecol. Pol. A IX, 1-37.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21, 213-251.
- Whittaker, R.H. & C.W. Fairbanks, 1958. A study of plankton copepod communities in the Columbia Basin, south-eastern Washington. Ecology 39, 46-65.
- Yapp, W.B., 1956 a. The theory of line transect. Bird Study 3, 93-104.
- Yapp, W.B., 1956 b. The birds of high-level woodlands. The breeding community. Bird Study 3, 191-204.
- Ytreberg, N.J., 1972. The stationary passerine bird population in the breeding season, 1968-1970, in two mountain forest habitats on the west coast of southern Norway. Norw.J.Zool. 20, 61-89.
- Østbye, E., 1974. Forsøk på kartlegging av visse faunaelementer innen potensielle magasinområder for Dagali kraftverk. Kraftutbyggingsprosjekt Dagali, Na IV-5. Registrering av natur- og kulturverninteresser. Zoologi. 22 s. (stens. rapp.)

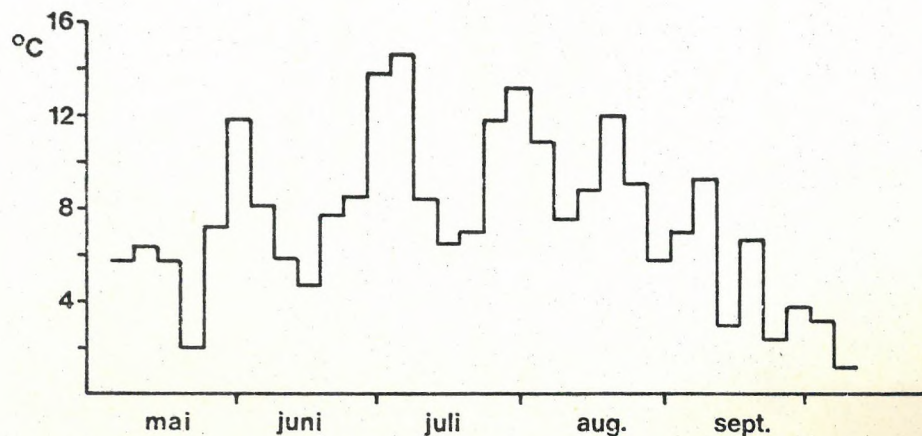
Appendiks 1.



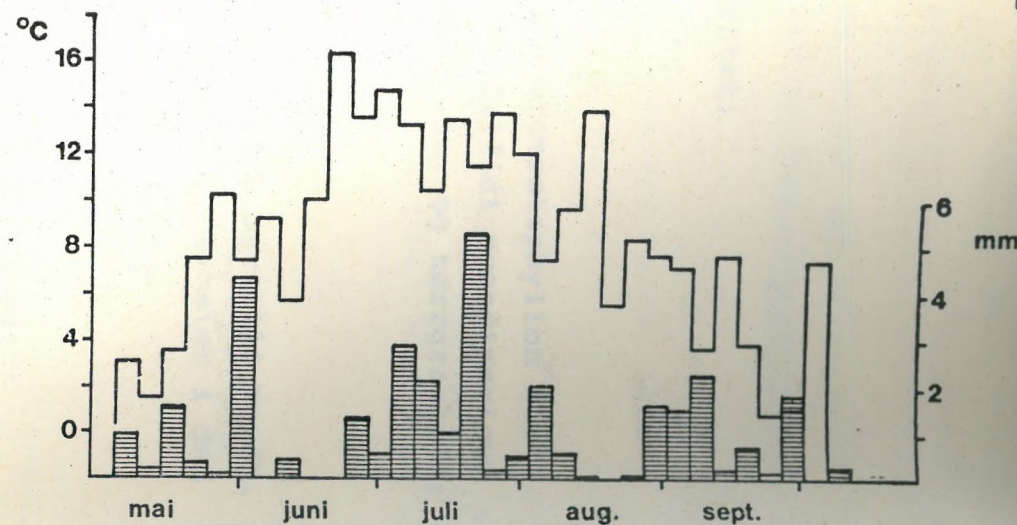
Pentademidler av lufttemperaturen 1970.
(Hindseter met. st.). Norsk met. årbok 1970.



Pentademidler av lufttemperaturen 1971.
(Hindseter met. st.). Norsk met. årbok 1971.



Pentademidler av lufttemperaturen 1972.
(Hindseter met. st.). Norsk met. årbok 1972.



Pentademidler av lufttemperaturen (Skåbu met. st.,
Norsk met. årbok 1973) og nedbør (histogram) 1973.
Nedbørdata fra Øvre Tesse met.st. (Det norske met.
instituttet)

Appendiks 2.

Følgende kartleggingsenheter er benyttet:

(Etter Marker 1972).

1. Lavrik lynghei.
(Inneholder: Deler av *Loiseleurieto-Arctostaphylion* Nordh. 1943 + *chionofobe* deler av *Juncion trifidi scandinavicum* Nordh. 1936). Oligotrofe, *chionofobe* ris- og tørrgrasheier i den lav- og mellomalpine region.
2. Blålyng-blåbærhei.
(Inneholder: Deler av *Phyllodoco-Vaccinion myrtilli* Nordh. 1936). Oligotrofe, svak-middels *chionofile* risheier i den lavalpine region.
7. Høgstaudeenger.
(Inneholder: Deler av *Mulgedion alpini* + *Allosoreto-Athyron alpestris* Nordh. 1943. *Lactucion alpinae* Dahl 1956). Mesotrofe-eutrofe, urterike samfunn, ofte med et tett busksjikt av Salix-arter.
8. Rismyr.
(Inneholder: *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* Nordh. 1943). Oligotrof rismyrvegetasjon.
10. Gråstarr-slåttestarrmyr.
(Inneholder: *Caricion canescentis nigrae* Dahl 1956). Oligotrof-mesotrof-eutrof myrvegetasjon, betinget av sigevann, ofte med et tett busksjikt av Salix-arter.
11. Sotstarr-blankstarrmyr.
(Inneholder: *Caricion atrofuscae-saxatilis* Nordh. 1936 + *Sphagneto-Tomenthypnion* Dahl 1956). Eutrof-calsifil myrvegetasjon, betinget av sigevann.
12. Svartmyr.
(Inneholder: *Stygio-Caricion limosae* Nordh. 1943).

Mesotrof-calsifil myrvegetasjon på steder med stagnerende vann, ofte med naken gjørmebunn med makkose, Scorpidium scorpioides.

13. Blåbær-småbregne bjørkeskog.

(Inneholder: Betuletum myrtillo-hylocomisum Nordh. 1943).

Oligotrof-mesotrof fjellbjørkeskog.

13 b. Lavrik, krekling bjørkeskog.

(Inneholder: Betuletum empetro-cladinosum + Betuletum empetro-hylocomiosum Nordh. 1943). Åpen oligotrof fjellbjørkeskog på tørr mark.

14. Høgstaudebjørkeskog.

(Inneholder: Betuletum geraniosum subalpinum Nordh. 1943).

Frodig, mesotrof-eutrof fjellbjørkeskog.

16. Lavrik furuskog.

(Inneholder: Cladonio-Pinetum (boreale) Kielland-Lund 1967).

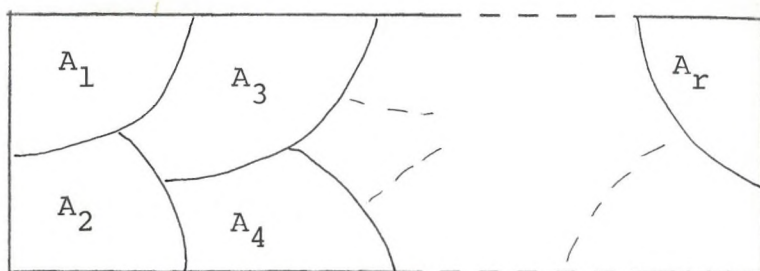
Oligotrof furuskog på grunnlendt, tørr mark.

17. Lyngrik furuskog.

(Inneholder: Barbilophozio-Pinetum Kielland-Lund 1967).

Oligotrof furuskog på morenegrus med bedre vannforsyning og snødekke enn foregående type.

Appendiks 3.



Figuren viser en tenkt vegetasjonsmosaikk i et område, med r arealer og i vegetasjonstyper. x_i = antall plottinger, d.v.s. sangobservasjoner av en bestemt fugleart i areal A_i .

Vi antar at x_i er Poissonfordelt med parameter $\lambda_i A_i$, d.v.s.

$$p(x_i = x) = \frac{(\lambda_i A_i)^x}{x!} e^{-\lambda_i A_i} \quad x = 0, 1, 2, \dots$$

Forventet verdi er $E x_i = \lambda_i A_i$

(λ_i er forventet antall plottinger pr. flateenhet).

En rimelig indeks er da:
$$q_i = \frac{\lambda_i A_i}{\sum_{j=1}^r \lambda_j A_j}$$

Hvis arealene var like store, $A_1 = A_2 = A_3 = \dots = A_r$

ville q_i være sannsynligheten for at et individ observeres i vegetasjonstype i , gitt at individet observeres.

λ_i estimeres som $\frac{x_i}{A_i}$

q_i estimeres som $\hat{q}_i = \frac{\frac{x_i}{A_i}}{\sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}}$

Man kan finne tilnærmete verdier for var \hat{q}_i :

$$\text{Vi setter } X = \frac{x_i}{A_i}, \quad Y = \sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}$$

$$f(X, Y) = \hat{q}_i = \frac{X}{Y}$$

Variansen for funksjonen:

$$\text{var } f(X, Y) \approx \left(\frac{df}{dX}\right)^2 \text{var } X + 2 \frac{df}{dX} \cdot \frac{df}{dY} \text{cov}(X, Y) + \left(\frac{df}{dY}\right)^2 \text{var } Y.$$

hvor de deriverte er beregnet: $X = EX, Y = EY$

$$\begin{aligned} \text{var } \hat{q}_i &= \text{var } f(X, Y) = \text{var} \frac{X}{Y} = \left(\frac{1}{EY}\right)^2 \text{var } X + 2 \left(\frac{1}{EY}\right) \left(-\frac{EX}{EY^2}\right) \text{cov}(X, Y) \\ &+ \frac{(EX)^2}{(EY)^4} \text{var } Y \end{aligned}$$

$$\text{Vi setter } EX = \lambda_i, \quad EY = \sum_{j=1}^r \lambda_j, \quad \frac{EX}{EY} = q_i$$

$$\text{Vi får da at } \text{var } q_i \approx \left(\frac{1}{\sum_{j=1}^r \lambda_j}\right)^2 \left[\text{var } X - 2q_i \text{cov}(X, Y) + q_i^2 \text{var } Y \right]$$

$$\text{var } X = \text{var} \frac{x_i}{A_i} = \frac{1}{A_i^2} \text{var } x_i = \frac{1}{A_i^2} \cdot A_i \lambda_i = \frac{\lambda_i}{A_i}$$

$$\text{cov}(X, Y) = \text{cov}\left(\frac{x_i}{A_i}, \sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}\right) = \frac{\lambda_i}{A_i}$$

$$\text{var } Y = \sum_{j=1}^r \text{var}\left(\frac{x_j}{A_j}\right) = \sum_{j=1}^r \frac{\lambda_j}{A_j}$$

Innsatt gir dette:

$$\text{var } \hat{q}_i \approx \left(\frac{1}{\sum \lambda_j}\right)^2 \left[\frac{\lambda_i}{A_i} - 2 q_i \frac{\lambda_i}{A_i} + q_i^2 \sum_{j=1}^r \frac{\lambda_j}{A_j} \right]$$

$$= \left(\frac{1}{\sum \lambda_j}\right)^2 \left[\frac{\lambda_i}{A_i} (1 - 2q_i) + q_i^2 \sum_{j=1}^r \frac{\lambda_j}{A_j} \right]$$

I formelen kan vi nå erstatte:

$$\lambda_i \text{ med } \frac{x_i}{A_i} \text{ og } q_i \text{ med } \hat{q}_i :$$

$$\text{var } \hat{q}_i \approx \left(\frac{1}{\sum (\frac{x_i}{A_i})} \right)^2 \left[\frac{x_i}{A_i^2} (1 - 2\hat{q}_i) + \hat{q}_i^2 \sum_{j=1}^r \left(\frac{x_j}{A_j} \right)^2 \right] =$$

$$\frac{1}{\sum (\frac{x_i}{A_i})} \left[\frac{1}{A_i} \hat{q}_i (1 - 2\hat{q}_i) + \hat{q}_i^2 \sum_{j=1}^r \hat{q}_j \frac{1}{A_j} \right]$$

Preferanseindelingen \hat{q}_i for bjørkeful i
bjørkeskogsfeltet fremkommer på følgende måte.

(fr. o. 128):

$$\frac{x_i}{A_i}$$

$$\hat{q}_i = \frac{\frac{x_i}{A_i}}{\sum_{j=1}^r \frac{x_j}{A_j}}$$

x_i = antall obs. i vegtype i

A_i = % av i i relasjon til
feltets totale areal

vegtype 1:

$$\hat{q}_1 = \frac{\frac{1}{1,97}}{\sum \left(\frac{1}{1,97} + \frac{2}{2,17} + \frac{100}{52,03} + \frac{32}{28,02} + \frac{21}{9,63} \right)} = \frac{0,5076}{0,5076 + 0,9216 + 1,9219 + 1,1420 + 2,1806} = \frac{0,5076}{6,6737} = 0,07605 = 7,61 \cdot 10^{-2}$$

vegtype 75:

$$\hat{q}_{75} = \frac{\frac{2}{2,17}}{\sum \left(\frac{2}{2,17} + \frac{1}{1,97} + \frac{100}{52,03} + \frac{32}{28,02} + \frac{21}{9,63} \right)} = \frac{0,9216}{6,6737} = 0,1380 = 13,80 \cdot 10^{-2}$$

vegtype 13:

$$\hat{q}_{13} = \frac{\frac{100}{52,03}}{\sum \left(\frac{100}{52,03} + \frac{1}{1,97} + \frac{2}{2,17} + \frac{32}{28,02} + \frac{21}{9,63} \right)} = \frac{1,9219}{6,6737} = 0,2879 = 28,79 \cdot 10^{-2}$$

ans.