

# Bestandene af almindelige danske skovfugle 1976-1990 belyst ved punktoptællinger

BO SVENNING PETERSEN og STEFFEN BRØGGER-JENSEN

*(With a summary in English: The populations of common Danish woodland birds 1976-1990)*



## Indledning

I 1975 påbegyndte Dansk Ornitologisk Forening et landsdækkende program til systematisk overvågning af bestandsniveauet hos almindelige danske ynglefugle, byggende på en frivillig indsats fra et net af optællere. Programmet blev baseret på punktoptællingsmetoden, udformet på grundlag af Blondel et al. (1970) og hurtigt udviklet til sin nuværende form (f.eks. Falk 1990). I det første år blev der lavet ynglefugleregistreringer på 26 ruter, mens antallet siden er steget til 354 i 1989 og 342 i 1990. Resultaterne fra de årlige ynglefugleregistreringer er blevet behandlet dels i årsrapporter fra DOFs Fugleregistreringsgruppe (senest Jacobsen 1991) og dels i artikler (Braae & Laursen 1979, 1980, Nøhr et al. 1983, Klug-Andersen 1984b,c).

En fast overvågningsrutine for ynglefuglebestandene har været etableret i flere andre lande igennem mange år. Et landsdækkende program blev først etableret i Storbritannien (1962), og siden fulgte USA og Canada (1965), Sverige (1969), Danmark (1975), Schweiz (1980), Tjekkoslaviet (1981), Estland og Letland (1983), Finland og Holland (1984) og Vesttyskland (1989) (SOVON 1989, Marchant et al. 1990).

Registrering af ynglefugles bestandsændringer i udvalgte biotoper er foretaget såvel i Danmark som i udlandet. I Danmark er bestandsudviklingen hos ynglefugle tilknyttet agerlandet blevet overvåget ved hjælp af punktoptællingsmetoden (senest Petersen & Nøhr 1991). I England er ynglefuglebestande i skov og agerland blevet fulgt siden 1962 ved hjælp af kortlægningsmetoden (Marchant et al. 1990). I Tjekkoslaviet har Stastny & Bejcek (1985) og Flousek (1989) demonstreret ynglefugles indikatorfunktion i forskellige skovtyper i relation til skovdød.

Ud fra et behov for løbende at følge de danske skoves økologiske sundhedstilstand iværksatte Skov- og Naturstyrelsen i 1987 et program til overvågning af skovenes ynglefugle. Denne overvågning har omfattet såvel prøvefladeundersøgelser af skovlevende rovfugle som punktoptællinger af småfugle (se f.eks. Brøgger-Jensen & Jørgensen 1990). Punktoptællingsmaterialet herfra er tillige indgået i behandlingen af DOFs ynglefugleregistreringer (f.eks. Jacobsen 1991).

Ved punktoptællingsmetoden er det de almindelige og mest udbredte skovfugle, hvis bestande føl-

ges med størst sikkerhed, mens det materiale, der med denne metode indsamles for fåtallige eller lokalt udbredte arter, oftest vil være for sparsomt til konklusioner omkring arternes bestandsudvikling. Metodens anvendelsesområde og dens fejlkilder har i øvrigt været diskuteret i mange sammenhænge. Væsentlige referencer omfatter rapporten fra et internationalt symposium i 1980 (Ralph & Scott 1981) samt rapporter fra konferencer arrangeret af International Bird Census Committee (f.eks. Taylor et al. 1985, Stastny & Bejcek 1990). Klug-Andersen (1983, 1984a), Kayser (1984) og Braae & Nøhr (1985) diskuterer metoden på grundlag af danske optællinger.

I denne artikel præsenteres en bearbejdning af det danske punktoptællingsmateriale for de almindelige skovfugle. Endvidere diskuteres en række forhold vedrørende punktoptællingsmetodens anvendelighed til belysning af fuglenes bestandsudvikling.

## Metode og materiale

### Punktoptællingsmetoden

Punktoptællingsmetoden går ud på, at observatøren på et antal punkter, typisk 20, tæller alle fugle, der ses eller høres i løbet af 5 minutter, uanset fuglenes afstand fra optællingspunktet. Punkterne, der tilsammen udgør en rute, skal være placeret med mindst 200 m indbyrdes afstand i lukkede biotoper som skov, og med mindst 300 m afstand i åbne biotoper.

Alle ruter optælles én gang pr ynglesæson i tidsrummet 15.maj - 15.juni. En optælling får først værdi, når den gentages af samme observatør to eller flere på hinanden følgende år. I forhold til startåret må datoen de følgende år højst forskydes 7 dage og tidspunktet 30 minutter til hver side, ligesom ugunstige vejrforhold (regn, tåge, vindstyrker over 4 Beaufort) altid skal undgås. Hvis disse regler overholdes, betragtes de gentagne optællinger som sammenhørende, sammenlignelige stikprøver af den danske ynglefuglefauna og anvendes til vurdering af arternes bestandsudvikling fra år til år.

Ovenstående standardbetingelser har været anvendt siden punktoptællingsprogrammets start i 1975/76 og ligger inden for de rammer, der er foreslået som international standard for punktoptællinger (Recher 1981).

Ud over fugleregistreringerne laver observatøren for hvert optællingspunkt en simpel beskrivelse af biotopsforholdene i det område, der dækkes af optællingen – i skov en cirkel med radius

100 m omkring punktet (jvf. Klug-Andersen 1984a). Beskrivelsen udgøres af en 4-cifret kode, der angiver biotopsfordelingen i fjerdedele. Følgende kodenumre anvendes: 1: nåleskov, 2: løvskov, 3: agerland, 4: mose/kær, 5: hede, 6: klit/strand, 7: bymæssig bebyggelse, 8: sø, 9: eng/overdrev, 10: andet. Hvis der omkring et optællingspunkt f.eks. forekommer ca 50% nåleskov og 50% løvskov, bliver biotopskoden 1122. Det skal bemærkes, at biotopskoden blot er en grov beskrivelse; i det anførte eksempel kan der således både være tale om en egentlig blandskov og om adskillte løv- og nålebevoksninger.

### Statistiske analyser af bestandsudviklingen

Til analyserne af arternes bestandsudvikling fra et år til det efterfølgende anvendes kun de ruter, der er optalt begge de pågældende år under sammenlignelige betingelser (nævnt i det foregående afsnit). For disse ruter beregnes antallet af punkter, hvor en art er set et år, som procent af antallet det foregående år. Signifikansen af eventuelle frem- eller tilbagegange testes med en Wilcoxon signed ranks test. Endvidere beregnes antal individer af arten som procent af antallet det foregående år.

Denne analyse er udført for hver art for alle på hinanden følgende år i perioden 1976-1990, dels på det totale materiale (uanset biotop), dels separat for hver af biotopskoderne 1111 (ren nåleskov) og 2222 (ren løvskov). Separate analyser er derimod ikke foretaget for de intermediære skovkoder på grund af de nævnte problemer med fortolkningen af disse biotopskoder.

Vurderingen af den mere langsigtede bestandsudvikling i perioden 1976-1990 er foretaget ud fra indekstal beregnet på grundlag af de fundne år-til-år svingninger i individtallene.

For at bestandsindeks for en art beregnes, skal arten være registreret på mindst 30 gentagne punkter hvert af de to år, der sammenlignes, og disse punkter skal være fordelt på mindst 20 gentagne ruter. Det første år, en art opfylder dette krav (f.eks. 1976), vælges som basisår, og arten tildeles bestandsindeks 100 dette år. Indeks-værdien det efterfølgende år (1977) beregnes da på grundlag af den registrerede procentvise ændring i individtallene på de gentagne optællingspunkter 1976-1977. På tilsvarende måde beregnes bestandsindeks for 1978 på grundlag af de gentagne ruter 1977-1978 og så fremdeles ("chain method", jvf. Marchant et al. 1990). Kravet til antallet af registreringer skal være opfyldt for mindst tre parvise sammenligninger i træk (f.eks. perioden 1976-1979). Hvis der ind imellem disse perioder optræder år, hvor krite-

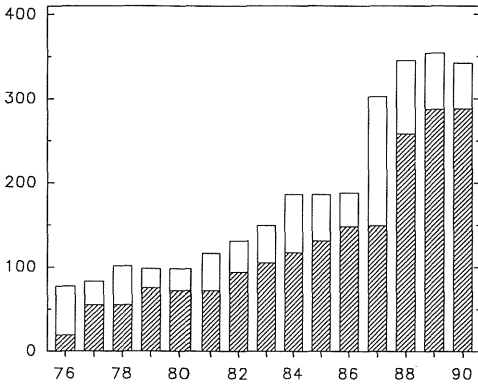


Fig. 1. Antallet af optællingsruter à 20 punkter i årene 1976-1990. Antallet af ruter, der er gentaget fra det foregående år, er vist ved skravering.

The number of routes (each consisting of 20 census points) censused 1976-1990. Hatched: number of repeated routes (i.e. routes censused the previous year as well).

rierne ikke er opfyldt, opstår et hul i rækken af indeksværdier. Det første år, hvor kriterierne atter er opfyldt, tildeles arten da et indeks svarende til det sidst beregnede.

Fra år til år sker der et vist frafald af ruter, og nye kommer til. De ruter, der et givet år anvendes til sammenligning med det foregående år (bagud), og dem, der anvendes til sammenligning med det efterfølgende år (fremad), er derfor ikke helt de samme. Betydningen af dette samt kriterierne for beregning af et pålideligt indeks diskuteres senere.

Bestandsindeks er beregnet både for det totale materiale (*landsindeks*) og separat for nåleskov og løvskov (*biotopsindeks*). Da de separate biotopsindeks bygger på et mere homogent materiale end landsindeks, er kravet for beregning af et biotopsindeks blot, at arten hvert af årene er registreret på mindst 20 gentagne punkter i den pågældende biotop fordelt på i alt mindst 15 gentagne ruter. På grund af det mindre materiale vil basisåret for de separate biotopsindeks oftest være senere end for landsindeks. I basisåret for et biotopsindeks tildeles arten normalt et indekstal svarende til landsindeks det pågældende år. I de tilfælde, hvor formålet er direkte sammenligning af udviklingen i to biotopstyper (f.eks. løvskov og nåleskov), er arten i den biotop, hvor tidsserien af indekstal er kortest (nyest), i basisåret tildelt et indekstal svarende til indeks i den anden biotop det pågældende år.

I denne artikel behandles de skovfuglearter, der i mindst halvdelen af perioden 1976-1990 opfylder de nævnte kriterier.

### Fuglenes fordeling på skovtyperne

Foruden den primære anvendelse, analyse af bestandsudviklingstendenser, kan materialet også anvendes til at give en indikation af fuglenes fordeling på de forskellige skovtyper.

For hver art og biotopstype er andelen af punkter med arten beregnet sammen med det gennemsnitlige antal individer pr punkt. Beregningerne er kun foretaget for årene 1987-1990, efter at igangsættelsen af skovovervågningsprogrammet medførte en betydelig forøgelse af antallet af optællingspunkter i skov. Til disse beregninger er alle optællinger et givet år – ikke kun de gentagne – anvendt. Analyserne er også i dette tilfælde kun udført for ren nåleskov og ren løvskov.

### Det indsamlede materiale

Fig. 1 viser omfanget af det totale materiale, udtrykt ved antallet af optalte og gentagne ruter hvert af årene. Dette er grundlaget for beregningen af landsindeks.

Betydningen af de 80 nye ruter, der blev optalt første gang i 1987 som led i Skov- og Naturstyrelsens program til overvågning af de danske skove, ses tydeligt.

Stigningen i antallet af gentagne optællingsruter siden programmets start har den naturlige konsekvens, at sikkerheden på de beregnede bestandsændringer vokser gennem perioden. 1975 var et pilotår og indgår ikke i analyserne.

Den del af det samlede materiale, der danner grundlag for udarbejdelse af de separate biotopsindeks, er selvsagt væsentligt mindre. I 1990 blev der eksempelvis optalt på i alt ca 6800 punkter, hvoraf antallet af punkter beliggende i rene nålebevoksninger udgjorde 371 og i rene løvbevoksninger 455.



## Resultater

Bestandsudviklingen hos alle behandlede skovfugle er vist i Appendix. Såvel landsindeks som nåleskovsindeks og løvskovsindeks er anført, for så vidt de to biotopsindeks opfylder kriterierne for indeksberegning. For udvalgte arter er bestandsudviklingen illustreret grafisk i Fig. 3-18.

I Tab. 1 er de gennemgående udviklingstendenser 1976-1990 opsummeret for hver enkelt art og sat i relation til vinterkvarteret. Vurderingen af udviklingstendenserne bygger på et subjektivt skøn og må derfor ikke tages for andet end et forsøg på at skabe overblik over materialet.

De enkelte skovfuglearters hyppighed i henholdsvis løvskov og nåleskov er vist i Tab. 2, hvor også en gruppering efter de registrerede præferencer er foretaget. Kun arter, der optræder med mindst 0,10 individer pr punkt i en af de to skovtyper, er medtaget.

## Diskussion

### Vedr. metoden

#### *Optællingspunkternes repræsentativitet for danske skove*

De 80 ruter i Skov- og Naturstyrelsens skovovervågningsprogram er placeret med henblik på geografisk spredning og repræsentativitet for danske skovtyper. Disse ruter har siden 1987 udgjort ca 70% af samtlige optællingspunkter i skov. De øvrige skovpunkter er blot valgt ud fra den enkelte optællers egne ønsker.

For materialet som helhed gælder, at der er en nogenlunde jævn fordeling mellem de fem mulige kombinationer af biotopskoderne. Træartsvalget i det danske skovbrug fordeler sig imidlertid med omtrent 2/3 nåleskov og 1/3 løvskov (Anonym 1988), og punktoptællingsmaterialet indeholder således en relativ overvægt af punkter med ren løvskov eller indslag af løvskov. Dette skyldes an-

Tab. 1. Den gennemgående udviklingstendens 1976-1990 for bestandene af de behandlede skovfuglearter i relation til vinterkvarteret.

*Population trends 1976-1990 of 26 Danish woodland bird species in relation to the wintering area of the species. See Appendix for Latin names.*

Vinterkvarter <i>Wintering area</i>	Fremgang <i>Increase</i>	Fluktuation/ fremgang <i>Fluctuation/ increase</i>	Fluktuation/ stabil <i>Fluctuation/ stable</i>	Fluktuation/ tilbagegang <i>Fluctuation/ decrease</i>	Tilbagegang <i>Decrease</i>
Overvejende Danmark <i>Mainly Denmark</i>		Gærdesmutte Solsort	Stor Flagspætte Fuglekonge Sortmejse Blåmejse Musvit Spætmejse Træløber Skovskade Gulspurv	Sumpmejse	
Danmark/ V-Europa <i>Denmark/ W Europe</i>	Ringdue Bogfinke	Rødhals			Jernspurv Stær
SV-Europa/ N-Afrika <i>SW Europe/ N Africa</i>	Munk Gransanger		Sangdrossel		
Afrika S før Sahara <i>Africa S of Sahara</i>	Skovpiber		Havesanger Skovsanger Løvsanger	Rødstjert Broget Fluesnapper	

tagelig, at de ruter, som optællerne selv har valgt, fortrinsvis er placeret i disse bevoksningstyper.

Forholdet bevirker, at der er øget sandsynlighed for, at en løvskovsart registreres på et tilstrækkelig stort antal punkter til at et biotopsindeks kan beregnes (jvf. at løvskovsindeks for langt de fleste arter er beregnet i en længere årrække end nåleskovsindeks). På grund af den anvendte beregningsmetode medfører forholdet imidlertid *ikke*, at fuglene i fordelingsanalyserne kommer til at fremstå med for høj grad af løvskovspræference.

*Forskelle i registreringschance*

Den anvendte punktoptællingsmetode indeholder ingen krav om begrænsning af registreringsafstanden. Alle fugle noteres i det omfang, observatøren kan registrere og identificere dem, uanset afstanden. Dette forhold betyder naturligvis, at syngende fugle med forholdsvis kraftige og gennemtrængende stemmer, f.eks. Sangdrossel og Gærdesmutte, registreres inden for en større radius end arter med svage stemmer. Materialet kan derfor *ikke* benyttes til sammenligning af bestandstætheder fra art til art.

Registreringschancen kan endvidere påvirkes af det samlede lyd billede i forskellige bevoksningstyper. I et område med stor artsdiversitet og mange individer (f.eks. gamle løvtræsbevoksninger) vil risikoen for at overhøre såvel enkelte arter som individer være stor. I unge nålebevoksninger, hvor artsantallet – og sædvanligvis også individantallet – er lavere, er der større sandsynlighed for, at alle arter og individer registreres. Forholdet indebærer, at en række arters hyppighed i løvskov nok er lidt undervurderet i Tab. 2. Der er selvsagt også forskelle på den visuelle registreringschance i f.eks. løvskov og nåleskov; men da langt hovedparten af alle registreringer af småfugle vedrører syngende individer (se Klug-Andersen 1983), er denne forskel af mindre betydning.

Ved store bestandstætheder af en art vil der være en tendens til at undervurdere antallet. Omvendt vil det enkelte individs registreringschance være høj ved lave bestandstætheder. Dette indebærer, at bestandssvingningernes størrelse for nogle arters vedkommende formentlig undervurderes.

*Optællingernes sammenlignelighed fra år til år*

Det er af afgørende betydning for metodens anvendelighed til analyse af bestandsudviklingstendenser, at optællingerne reelt er sammenlignelige fra år til år. Dette er søgt sikret gennem de i metodeafsnittet nævnte krav til optællingsbetingelserne.

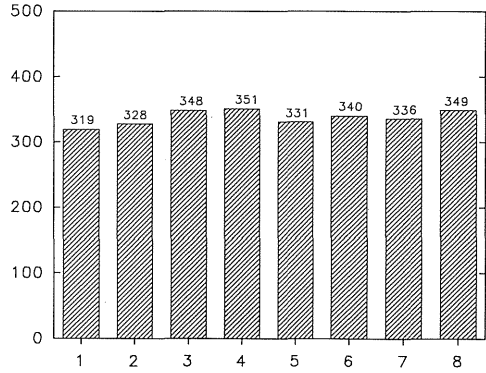


Fig. 2. Det gennemsnitlige antal individer pr rute som funktion af det antal år, ruten er optalt. Data fra 38 ruter à 20 punkter påbegyndt i perioden 1975-1981 og optalt i 8 på hinanden følgende år af samme observatør. *The average number of birds per route as a function of the number of years the route has been censused. Data from 38 routes started within the period 1975-1981 and censused in 8 consecutive years by the same observer.*

Vejrforholdenes betydning er blevet undersøgt i forbindelse med overvågningsprogrammet i USA og Canada (Robbins 1981b, Robbins et al. 1986). Vejrfaktorer af væsentlig betydning for optællingsresultaterne var kraftig regn, tåge og vindstyrker over 3 Beaufort. I overensstemmelse hermed frasorteres optællinger foretaget under disse betingelser i det danske punktoptællingsprogram, idet vindstyrke 4 dog tillades af praktiske årsager (hvilket også gælder de mere vindpåvirkede egne af USA og Canada).

Dato og tidspunkt for optællingen er af meget stor betydning for resultatet (Best 1981, Mayfield 1981, Robbins 1981a, Klug-Andersen 1983); dette er der taget hensyn til gennem de ret begrænsede muligheder for forskydning af optællingspunktet i forhold til startåret. Optællingsperioden er valgt ud fra et ønske om at gennemføre registreringerne på et tidspunkt, hvor så godt som alle trækfugle er ankommet til deres ynglepladser i Danmark. For visse standfugles vedkommende kan yngleaktiviteterne imidlertid i tidlige forår være i gang væsentligt før den fastlagte optællingsperiode, hvilket medfører, at den optimale registreringsperiode bliver forskudt, og registreringschancen inden for den valgte periode derfor formindskes. Dette kan for f.eks. mejser føre til overraskende "tilbagegange" efter meget milde vintre - en tendens, der også er registreret i Finland (Väisänen et al. 1989).

En systematisk fejlkilde kan opstå, hvis obser-

Tab. 2. Registreringshyppighed for 22 skovfuglearter i ren nåleskov (n = 1758 punkter) og ren løvskov (n = 1909 punkter), samrt den gennemsnitlige forekomst pr punkt. Gennemsnit af data fra 1987-1990. Arterne er grupperet efter præferencer.

*Occurrence of 22 woodland bird species in coniferous stands (n = 1758 census points) and deciduous stands (n = 1909 census points). Frequency of occurrence and the average number per census point are given; data are averages 1987-1990. Species are grouped according to habitat preferences. See Appendix for Latin names.*

	pct punkter med forekomst <i>frequency of occurrence</i>		gennemsnitlige antal/punkt <i>average number per census point</i>	
	nål <i>conif.</i>	løv <i>decid.</i>	nål <i>conif.</i>	løv <i>decid.</i>
<b>Løvskovspræference</b>				
<i>Clear preference for deciduous stands</i>				
Havesanger	5,2	34,2	0,06	0,45
Munk	13,3	49,8	0,15	0,67
Skovsanger	4,0	12,7	0,04	0,15
Blåmejse	3,1	13,8	0,04	0,20
Spætmejse	0,3	9,3	0,00	0,14
Stær	4,2	11,9	0,06	0,44
<b>Nogen løvskovspræference</b>				
<i>Some preference for deciduous stands</i>				
Stor Flagspætte	15,0	22,8	0,18	0,27
Gærdesmutte	31,0	53,5	0,40	0,79
Rødhals	28,6	40,4	0,36	0,56
Solsort	49,9	76,3	0,77	1,30
Gransanger	12,9	22,2	0,15	0,26
Musvit	19,7	46,4	0,28	0,80
Skovskade	9,2	12,3	0,11	0,16
<b>Ingen præference</b>				
<i>No preference</i>				
Ringdue	48,5	50,8	0,78	0,85
Sangdrossel	35,9	28,6	0,45	0,36
Bogfinke	89,5	83,4	2,32	1,85
<b>Nogen nåleskovspræference</b>				
<i>Some preference for coniferous stands</i>				
Skovpiber	32,5	13,4	0,49	0,16
Jernspurv	11,1	5,3	0,12	0,06
Løvsanger	56,9	32,4	1,11	0,50
Gulspurv	35,3	26,7	0,55	0,36
<b>Nåleskovspræference</b>				
<i>Clear preference for coniferous stands</i>				
Fuglekonge	34,7	3,4	0,66	0,05
Sortmejse	40,2	3,0	0,64	0,03

vatørernes øgede erfaring med optællingsmetoden medfører, at der gennem de første år registreres et stigende antal fugle. Denne "begyndereffekt" kan medføre, at bestandsudviklingen vurderes for gunstig. Erfaringer fra USA og Canada tyder på, at der i gennemsnit sker en stigning på 2-5% i det samlede individantal fra det første til det andet optællingsår (Erskine 1978, Robbins et al. 1986). En tilsvarende tendens kan erkendes i en stikprøve på 38 danske optællingsruter à 20 punkter (Fig. 2). Den gennemsnitlige årlige udskiftning af ruter i

det danske punktoptællingsprogram har i årene 1976-1990 været 23% (15-34%). Da en del nye ruter optælles af observatører med forudgående erfaring i metoden, bliver begyndereffekten dog mindre end udskiftningen umiddelbart lader formode, idet kun 10-15% af de gentagne ruter et givet år er optalt af 2.-års observatører. Effekten er uden nævneværdig betydning for år-til-år sammenligningerne; men det kan ud fra ovenstående tal beregnes, at den akkumuleret over en 15 års periode evt. kan give anledning til "fremgange" på 3-12%.

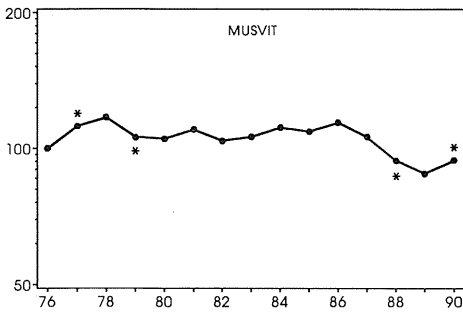


Fig. 3. Landsindeks for Musvit 1976-1990. Bemærk den logaritmiske skala i denne og de efterfølgende figurer. De udfyldte cirkler og den tykke linie angiver, at indeksværdien alle år er baseret på mindst 150 optællingspunkter med arten. \* angiver signifikante ændringer i forhold til det foregående år ( $p < 0.05$ ).

Population index (all habitats) for *Parus major* 1976-1990. Closed circles and thick line indicate that all index values are based on at least 150 repeated census points with records of the species. Significant changes ( $p < 0.05$ ) are indicated with \*.

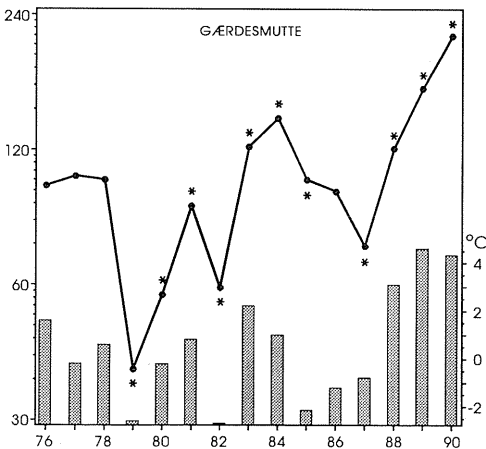


Fig. 4. Landsindeks for Gærdesmutte 1976-1990 i relation til middeltemperaturen den foregående vinter. Symboler vedr. indeksskurven som i Fig. 3. Søjlerne angiver landsgennemsnittet af døgnmiddeltemperaturerne december - februar den foregående vinter; normalen er 0,6°C. (Kilde: Danmarks Meteorologiske Instituts månedsrapporter).

Population index (all habitats) for *Troglodytes troglodytes* 1976-1990 in relation to the mean temperature of the previous winter. Index graph symbols as in Fig. 3. Bars indicate the average of the daily mean temperatures December - February; the mean value through 30 years is 0,6°C.

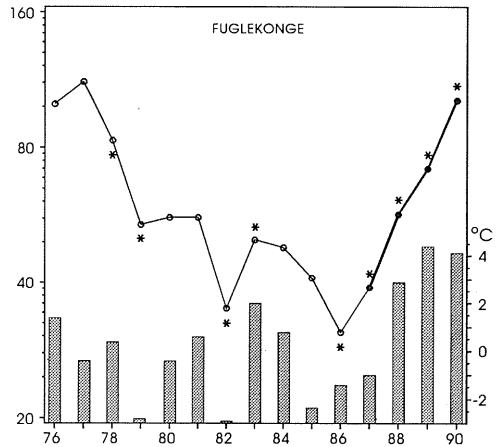


Fig. 5. Landsindeks for Fuglekonge 1976-1990 i relation til middeltemperaturen den foregående vinter. Åbne cirkler og tynd linie angiver indeksværdier, der er baseret på mellem 30 og 149 optællingspunkter med arten. Øvrige symboler og kilde som i Fig. 4.

Population index (all habitats) for *Regulus regulus* 1976-1990 in relation to the mean temperature of the previous winter. Open circles and thin line indicate that index values are based on 30-149 census points with records of the species. Other symbols as in Fig. 4.

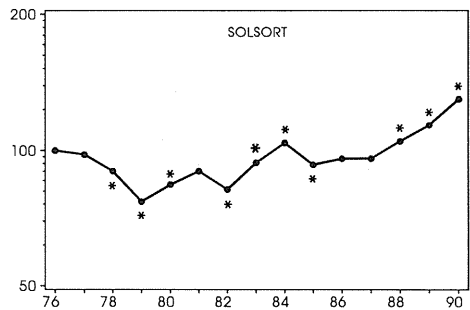
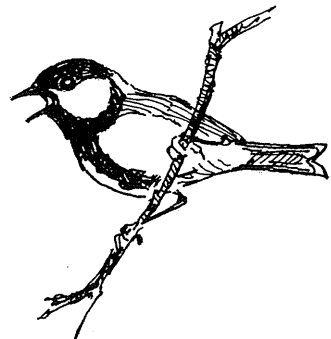


Fig. 6. Landsindeks for Solsort 1976-1990. Symboler som i Fig. 3.

Population index (all habitats) for *Turdus merula* 1976-1990. Symbols as in Fig. 3.



*Indekstal og langtidstendenser*

Ud over muligheden for en akkumulation af ovennævnte begyndereffekt rummer den anvendte metode til beregning af bestandsindeks, hvor hvert års indekstal beregnes ud fra det foregående års, en potentiel – og væsentlig – risiko for, at rent tilfældige variationer akkumuleres. Over en årrække kan dette i uheldige tilfælde føre til en betydelig drift i bestandsindeks for en i øvrigt stabil population ("random walk", Geissler & Noon 1981), ligesom det kan medføre, at reelle, men relativt langsomme bestandsændringer ikke kan skelnes. Fænomenet skyldes først og fremmest det tidligere nævnte forhold, at de ruter, der et givet år anvendes til sammenligning bagud, ikke er helt de samme, der anvendes til sammenligning fremad. Problemet er størst for de mere fåtallige arter, og når den årlige udskiftning af optællingsruter er stor. Geissler & Noon (l.c.) anvendte i deres simuleringer en årlig udskiftning af ruter på 50%.

Moss (1985) undersøgte problemets omfang på grundlag af data fra det britiske overvågningsprogram og konkluderede, at drift i indekstal ved en lille årlig udskiftning af ruter (12,5%) var af ringe betydning sammenlignet med de reelle bestandsvingninger, i det mindste for de mere almindelige arters vedkommende. Da det umiddelbare alternativ til den anvendte beregningsmetode (se Mountford 1985) medfører, at de foregående års indekstal ændres, når et nyt indeks beregnes, fastholder man i Storbritannien den hidtidige metode, der svarer til den danske (Marchant et al. 1990).

Enkeltstående, større udsving kan dæmpes, hvis indekstallene beregnes som et "glidende gennemsnit". Dette mindsker den årlige variation i indekstaværdi, men medfører til gengæld, at enkeltstående, større variationer påvirker indeksniveauet i flere år. Samtidig er der en tendens til, at glidende gennemsnit skaber en cyklisk variation, der ikke er reel, hvilket gør denne beregningsform lidet attraktiv (se Geissler & Noon 1981).

Indekstal er som tidligere nævnt beregnet, blot en art er registreret på mindst 30 gentagne punkter hvert år. Ved stikprøver af denne størrelsesorden kan der ikke ses bort fra risikoen for "random walk" i indekstallene, og udviklingstendenser, der ikke bygger på statistisk signifikante ændringer, må tages med betydelige forbehold. Endvidere må indekstaværdier adskilt af en længere årrække ikke sammenlignes direkte; dette er særlig vigtigt, hvis der forekommer større frem- og tilbagegange. I figurer og appendiks er signifikante ændringer ( $p < 0,05$ ) markeret med \*.

Braae & Nøhr (1985) undersøgte hvor mange

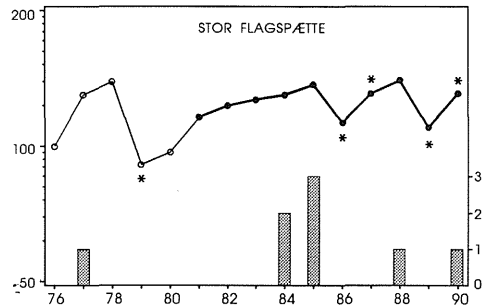


Fig. 7. Landsindeks for Stor Flagspætte 1976-1990 i relation til frøsætningen hos rødgran. Symboler vedr. indeksterkurven som i Fig. 5. Søjlerne angiver frøsætningen det foregående efterår, bedømt på en skala fra 0 til 3. (Kilde: B. Ditlevsen, Statsskovenes Planteavlsstation, citeret i Jacobsen 1991).

*Population index (all habitats) for Dendrocopos major 1976-1990 in relation to the seed production of Picea abies in the previous autumn. Index graph symbols as in Fig. 5. Seed production (bars) is estimated on a scale from 0 to 3.*

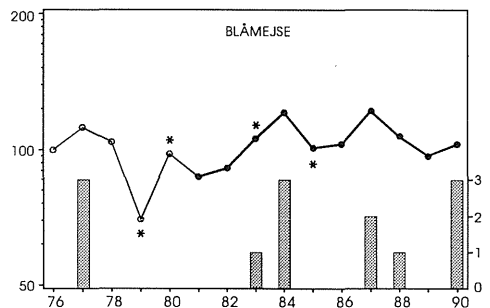
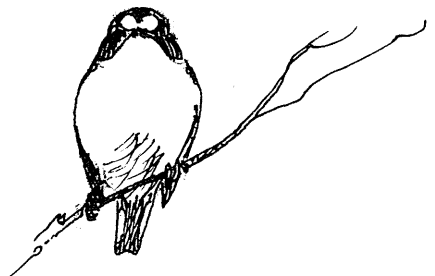


Fig. 8. Landsindeks for Blåmejse 1976-1990 i relation til frøsætningen hos bøg det foregående efterår. Symboler og kilde som i Fig. 7.

*Population index (all habitats) for Parus caeruleus 1976-1990 in relation to the seed production of Fagus silvatica in the previous autumn. Symbols as in Fig. 7.*





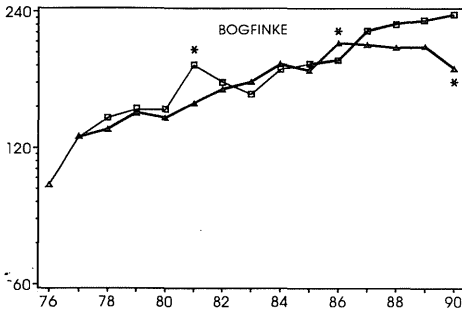


Fig. 9. Løv- og nåleskovsindex for Bogfinke 1976-1990. Løvskovsindex er angivet med trekkanter, nåleskovsindex med kvadrater. Tynde linier forbinder indeksværdier baseret på 20-99 optællingspunkter med arten. Tykke linier forbinder indeksværdier baseret på mindst 100 punkter med arten. \* som i Fig. 3.

*Fringilla coelebs population indices 1976-1990 for deciduous woodland (triangles) and coniferous woodland (squares). Thin lines connect index values based on 20-99 census points with records of the species. Thick lines connect index values based on at least 100 census points with records of the species. \* as in Fig. 3.*

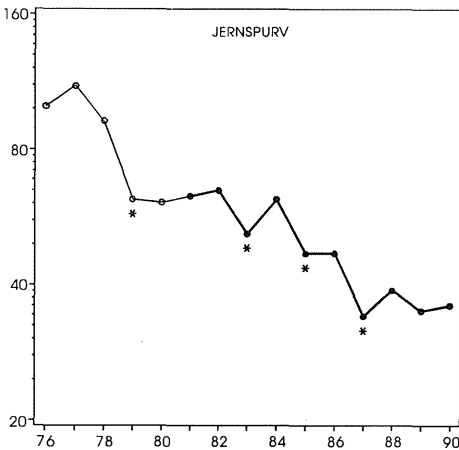


Fig. 10. Landsindex for Jernspurv 1976-1990. Symboler som i Fig. 5.

*Population index (all habitats) for Prunella modularis 1976-1990. Symbols as in Fig. 5.*

registreringer, der er nødvendige for med rimelig sikkerhed at undgå for store tilfældige udsving i indekstal for en stabil bestand. De fandt, at 100-200 registrerede individer hvert år var tilstrækkeligt, men tog dog ikke hensyn til, at afvigelser i indekstal kan akkumuleres.

På baggrund af ovennævnte undersøgelser regnes en udvikling i indekstal for niveaumæssigt rimeligt sikker i den foreliggende sammenhæng, når den er baseret på mindst 150 gentagne optællingspunkter med arten (ofte med mere end ét individ pr punkt) hvert af de år, der sammenlignes. Punkterne skal være fordelt på mindst 30 forskellige ruter. Indekstal, der opfylder disse skærpede kriterier, er fremhævede i figurer og appendiks.

En anden potentiel kilde til drift i indekstal er ændringer i stikprøvens biotopsammensætning. Da det hvert år kun er de gentagne optællingspunkter, der anvendes, har dette kun betydning, hvis en arts bestandsudvikling samtidig er forskellig i de pågældende biotoper.

Da de separate biotopsindex er upåvirkelige af ændringer i biotopsammensætningen, stilles der som nævnt i metodeafsnittet lidt mindre krav til stikprøvestørrelsen for at et indeks beregnes. Tilsvarende regnes indekstallene for rimeligt sikre (fremhævede), når de er baseret på mindst 100 registreringer på gentagne punkter hvert af årene, fordelt på mindst 20 gentagne ruter. Ved sammenligning mellem udviklingen i biotopsindex og landsindex skal der udvises betydelig forsigtighed på grund af den store forskel i stikprøvestørrelse; de oftest større svingninger i biotopsindex kan i mange tilfælde forklares ved den øgede statistiske usikkerhed.

**Vedr. resultaterne**

*Bestandsændringer 1976-1990*

Ved betragtning af Tab. 1 springer det umiddelbart i øjnene, at langt de fleste af standfuglene i de danske skove i de sidste 15 år har vist mere eller mindre fluktuerende bestande uden nogen langsigtet udviklingstendens. I modsætning hertil er fluktuationerne oftest mindre hos trækfuglene, og flere arter viser her en langsigtet frem- eller tilbagegang. De forskellige udviklingsmønstre er illustreret i Fig. 3-18 og diskuteres i det følgende.

Ved vurdering af de afbildede indeksskurver skal der udvises en vis forsigtighed. Skalaen på ordinaen varierer fra figur til figur, hvilket er nødvendiggjort af den store variation i indekstallene. Der er dog kun tale om en niveauforskydning, idet en bestandsændring af en given procentvis størrelse med den valgte logaritmiske afbildningsform altid er ensbetydende med den samme hældning (uanset udgangspunktet). Dette gælder både inden for samme figur og mellem forskellige figurer. Udviklingstendenserne kan derfor direkte sammen-

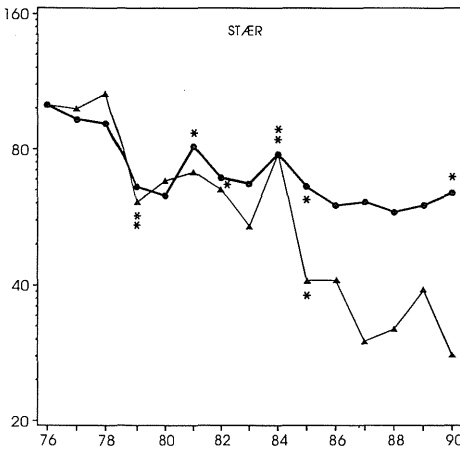


Fig. 11. Lands- og løvskovsindex for Stær 1976-1990. Trekanter forbundet med tyndt linie angiver løvskovsindex (baseret på mellem 20 og 99 punkter med arten alle årene). Øvrige symboler som i Fig. 3. *Sturnus vulgaris population indices 1976-1990 for all habitats (circles) and deciduous woodland only (triangles connected with thin line; index values are based on 20-99 census points with records of the species). Other symbols as in Fig. 3.*

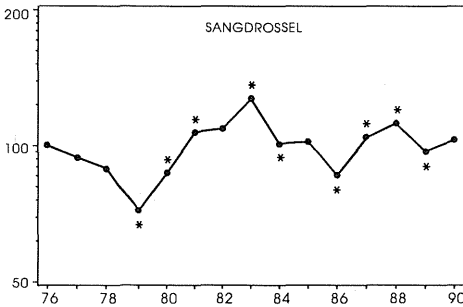


Fig. 12. Landsindeks for Sangdrossel 1976-1990. Symboler som i Fig. 3. *Population index (all habitats) for Turdus philomelos 1976-1990. Symbols as in Fig. 3.*

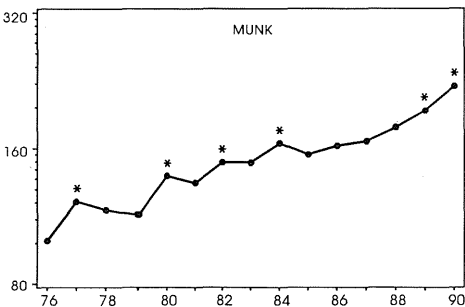


Fig. 13. Landsindeks for Munk 1976-1990. Symboler som i Fig. 3. *Population index (all habitats) for Sylvia atricapilla 1976-1990. Symbols as in Fig. 3.*

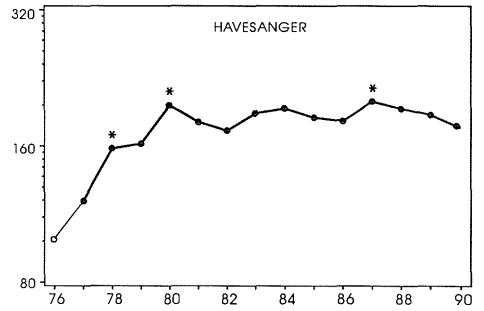


Fig. 14. Landsindeks for Havesanger 1976-1990. Symboler som i Fig. 5. *Population index (all habitats) for Sylvia borin 1976-1990. Symbols as in Fig. 5.*

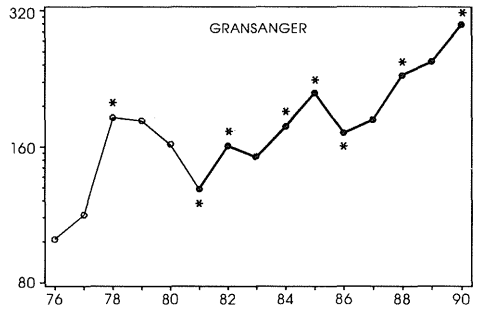


Fig. 15. Landsindeks for Gransanger 1976-1990. Symboler som i Fig. 5. *Population index (all habitats) for Phylloscopus collybita 1976-1990. Symbols as in Fig. 5.*

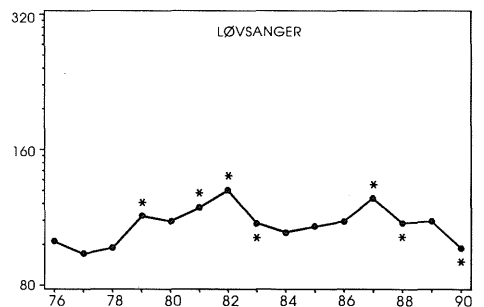


Fig. 16. Landsindeks for Løvsanger 1976-1990. Symboler som i Fig. 3. *Population index (all habitats) for Phylloscopus trochilus 1976-1990. Symbols as in Fig. 3.*

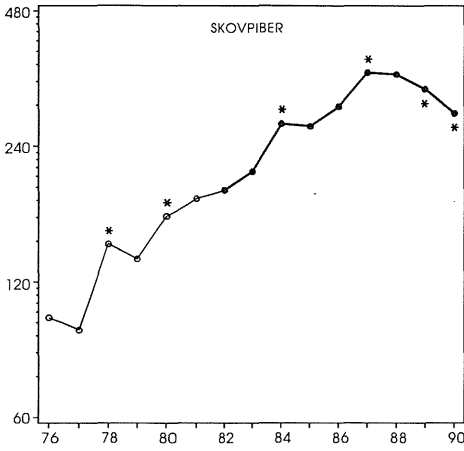


Fig. 17. Landsindeks for Skovpiber 1976-1990. Symboler som i Fig. 5.  
Population index (all habitats) for *Anthus trivialis* 1976-1990. Symbols as in Fig. 5.

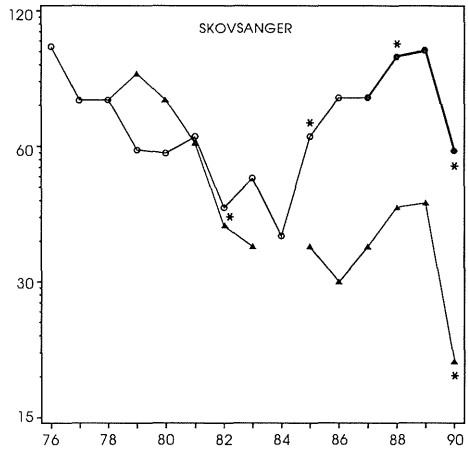
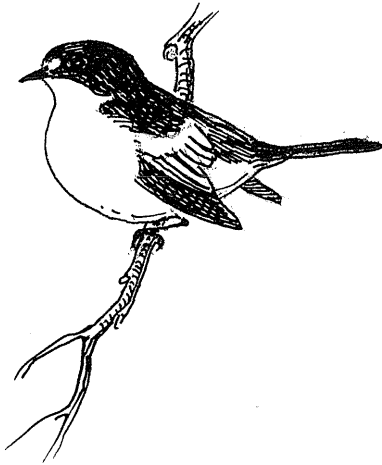


Fig. 18. Lands- og løvskovs indekser for Skovsanger 1976-1990. Symboler som i Fig. 5 (cirkler, landsindeks) og Fig. 11 (trekanter, løvskovs indekser).  
*Phylloscopus sibilatrix* population indices 1976-1990 for all habitats (circles) and deciduous woodland only (triangles). Symbols as in Figs. 5 and 11.



og Solsort har vist en langsigtet fremgang, mens en art som Sumpmejse synes at være gået noget tilbage i perioden. I gruppen af stabile eller fluktuerende arter har Musvit og Gulspurv udvist den største stabilitet med kun små, årlige fluktuationer (Fig. 3).

Vinterbetingelserne og disses variationer fra år til år har en betydelig indflydelse på mange standfugles bestandsudvikling. Dette ses tydeligt illustreret i Fig. 4 og 5, der viser henholdsvis Gærdesmuttens og Fuglekongens bestandsudvikling sammen med temperaturforholdene den foregående vinter. Vinterklimaet synes at have så stor betydning for disse små standfugles overlevelse fra år til år, at funktionen af andre, mere langsigtede bestandspåvirkende faktorer kun i ringe grad kommer til udtryk inden for den betragtede 15-års periode.

Denne klare sammenhæng ses desuden hos Rødhals, Solsort og Sortmejse, hvor nedgange har fundet sted i 1979, 1982 og 1986, netop efter særligt kolde vintre. For Solsorten (Fig. 6), hvis vigtigste vinteropholdssted i Danmark er villahaver, spiller forholdene her antagelig en stor rolle for vinterbestandens størrelse. Det kan ikke udelukkes, at villakvarterernes stigende udbredelse, samt den udbredte – og stigende? – vinterfodring er blandt de væsentlige årsager til Solsortens bestandsfremgang. Gærdesmuttens og Rødhalsens tendens til langsigtet fremgang skal muligvis også ses i denne sammenhæng.

lignes, hvilket derimod ikke er tilfældet med bestandsniveauerne. I denne forbindelse skal det endvidere pointeres, at indeks 100 ikke på nogen måde angiver det "normale" niveau; der er blot tale om et udtryk for bestandsniveauet et tilfældigt valgt startår.

Blandt standfuglene er der kun få tendenser til langsigtet frem- eller tilbagegang. Gærdesmutte

De øvrige standfugle blandt de almindelige skovfugle viser en mere kompliceret sammenhæng med vinterbetingelserne, idet variationer i fødeudbuddet også har en betydelig indflydelse. For de arter, der helt eller delvist benytter skovtræernes frø som næringskilde i vinterhalvåret, kan bestandsudviklingen sættes i relation til skovtræernes frøproduktion. Fig. 7 og 8 viser bestandsudviklingen hos Stor Flagspætte og Blåmejse sammen med frøsætningen hos henholdsvis rødgran *Picea abies* og bøg *Fagus sylvatica* det foregående efterår; angivelserne af frøsætningen er desværre ret grove. Vinterklimaet skal også inddrages i betragtningerne, idet kombinationen af dårlig fødetilgang og lave temperaturer er særlig kritisk. Som eksempel herpå kan nævnes, at Stor Flagspætte gik tilbage i 1979 og 1986, men ikke efter den strenge vinter 1984-1985, hvor frøsætningen hos rødgran var god. Også Spætmejsens store fremgang i 1990 efter en mild vinter med meget stor frøsætning hos bøg det foregående efterår bør bemærkes.

En mere præcis analyse af sammenhængen mellem skovtræernes frøproduktion og skovfuglenes bestandsudvikling kan kun gennemføres på regionalt plan, da frøsætningen kan variere fra den ene region til den anden.

Evnen til at udnytte især bog forklarer, hvorfor mejse-arternes bestandsudsving synes at være nærmere korreleret med oldentilgangen end med vinterens strenghed (Bejer & Rudemo 1985). Nåleskovsarten Sortmejse er en undtagelse, idet bestanden slås en del tilbage af kolde vintre. Dette stemmer overens med, at den modsat de øvrige mejser tilsyneladende ikke udnytter olden. Den anføres dog at være mindre påvirkelig af vinterklimaet end andre små standfuglearter (Marchant et al. 1990).

For mejserne gælder det generelt, at bestandsudviklingen som belyst ved punktopmålingsprogrammet i slutningen af 1980'erne har været mindre positiv, end det kunne forventes ud fra vinterbetingelserne. Dette skyldes formentlig det tidligere nævnte forhold, at registreringschancen i opmålingsperioden er nedsat efter meget milde vintre; der er næppe tale om en egentlig bestandsnedgang hos f.eks. Musvit (Fig. 3).

De arter, hvor hele eller en væsentlig del af bestanden er trækfugle, er i Tab. 1 opdelt i tre grupper efter vinterkvarterets beliggenhed. Hos de udprægede kortdistancetrækfugle kan en varierende del af bestanden overvinde i Danmark.

Hos de fem arter, der overvintrer i Danmark eller i lande i nærheden af Danmark, ses en fremgang hos tre (Ringdue, Rødhals og Bogfinke) og

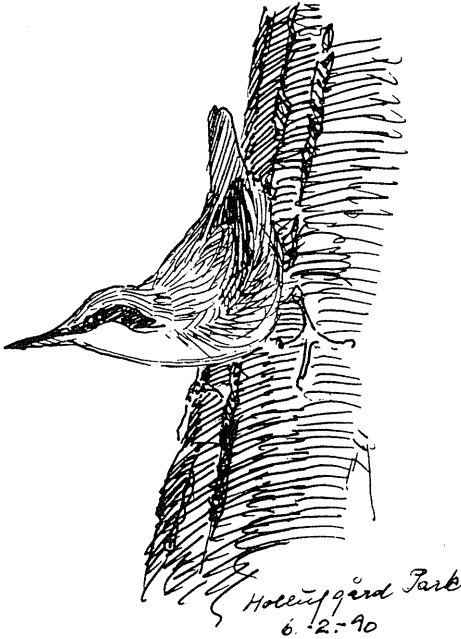
tilbagegang hos to (Jernspurv og Stær). Bestandsudviklingen hos Rødhals er delvis behandlet i det foregående. For specielt Bogfinkens vedkommende gælder det, at bestandsudviklingen i nåleskov siden 1986 har vist tendens til at være gunstigere end i løvskoven (Fig. 9). Såvel Ringdue som Bogfinke synes at være i fremgang over hele Nordeuropa, uden at dette umiddelbart kan forklares (Marchant et al. 1990).

Nedgangen for Jernspurv og Stær (Fig. 10 og 11) er bemærkelsesværdig, og for Jernspurvens vedkommende uden nærliggende forklaringer. En tilsvarende tilbagegang for Jernspurv er konstateret i Storbritannien, hvor den dog afløste en periode med fremgang i årene 1963-1975 (Marchant et al. 1990). Om en tilsvarende fremgang foregik i Danmark i denne periode vides ikke. Såvel i Storbritannien som i Danmark har den seneste nedgang tilsyneladende berørt bestande i alle biotoper.

Stærens tilbagegang er registreret også i England, Sverige og Finland, og alle steder forklares den ved forringede fourageringsbetingelser i agerlandet, hvor arten langt overvejende søger sin føde (Marchant et al. 1990). Danske biotopsindeks peger på en fremgang i agerlandet siden 1987 (Petersen & Nøhr 1991), uden en tilsvarende fremgang i løvskov. Det er derfor ikke givet, at artens tilbagegang – der har været særlig markant i løvskov – udelukkende skal tilskrives forringede forhold i agerlandet.

De danske Sangdrosler, Munke og Gransangere overvintrer primært i Sydvesteuropa, de to sidstnævnte også i Nordafrika. Munk og Gransanger (Fig. 13 og 15) har udvist en markant bestandsfremgang gennem hele perioden, og en art som Hvid Vipstjert *Motacilla alba*, der overvintrer i samme område, har også været i klar fremgang (Petersen & Nøhr 1991). Dette kunne tyde på forbedrede forhold i vinterkvarteret for disse arter. Sangdroslen afviger ved at fluktuere en del fra år til år, uden tegn på langsigtet frem- eller tilbagegang (Fig. 12). Efterstræbelse i vinterkvarteret eller stigende konkurrence fra Solsort på ynglepladserne kan være blandt årsagerne til dette.

Rødstjert er den eneste af de behandlede skovfugle, der overvintrer i den vestafrikanske Sahelzone. Arten gik voldsomt tilbage i Danmark i 1982-1984, hvilket formentlig primært skyldtes tørke i Sahel-området i netop disse år (IUCN 1989). Perioderne med tørke i Sahel begyndte imidlertid i slutningen af 1960'erne, hvor en markant tilbagegang for de britiske Rødstjarter kunne påvises (Marchant et al. 1990). Om en tilsvarende tilbagegang i Danmark er foregået i denne periode



vides ikke. Siden 1973 er bestanden i Storbritannien gået frem, men denne fremgang er ikke set andre steder i Europa. Bestandsudviklingen for de svenske og danske Rødstjerter ligner hinanden meget (se Svensson 1990), og med tanke på de store forskelle mellem det svenske og det danske skovbrug synes den væsentligste årsag til Rødstjertens tilbagegang at skulle søges i vinterkvarteret.

De to artspar Munk/Havesanger og Gransanger/Løvsanger viser nogle bemærkelsesværdige paralleller i bestandsudviklingen (Fig. 13-16). De to tidligt ankomende (nordligt overvintrende) arter, Munk og Gransanger, er som nævnt gået meget frem i den behandlede periode. Derimod har både Havesanger og Løvsanger, der tilbringer vinteren i de sydlige og østlige dele af tropisk Afrika, været nogenlunde stabile siden omkring 1980, med en vis nedgang efter 1987. Den primære årsag til disse forskelle skal med stor sandsynlighed søges i arternes forskellige overvintringsområder. Der bemærkes endvidere en tendens til, at *Phylloscopus*-arterne udviser større årlige bestandsvariationer end *Sylvia*-arterne.

Det er muligt, at fremgangen hos Munk og Gransanger kan påvirke bestandene af de senere ankomende Havesanger og Løvsanger på grund af interspecifik konkurrence. Interspecifik territorialitet er påvist mellem såvel Munk og Havesanger som mellem Gransanger og Løvsanger (Cody 1978, Sæther 1983).

En tilbagegang de senere år ses også hos andre arter, der tilbringer vinteren i samme geografiske region som Løvsanger og Havesanger, f.eks. Nattegal *Luscinia luscinia* (Jacobsen 1991).

Skovpiber (Fig. 17) viser bestandssvingninger, der – på trods af en langsigtet fremgang gennem det meste af perioden – i påfaldende grad stemmer overens med Havesangerens. Begge arter gik signifikant frem i 1978, 1980 og 1987 og er gået tilbage siden da. Dette peger mod fælles bestandspåvirkende faktorer, der med baggrund i arternes forskellige habitatvalg i yngleområderne kunne antages at skyldes forhold i vinterkvarteret. Imidlertid afviger udviklingen for Skovpiberen i Danmark fra udviklingen i andre nordeuropæiske lande; i England og Sverige har bestandene været næsten stabile siden midten af 1970'erne (Marchant et al. 1990, Svensson 1990). Dette tyder på, at Skovpiberens fremgang i Danmark 1977-1987 i det mindste delvist må tilskrives gunstige betingelser for arten i de danske skove. Denne antagelse styrkes af, at også Gulspurv er gået frem i nåleskovene. Fælles for disse arter er en forkærlighed for skovkanter, som på grund af omfattende stormfald i november 1981, januar 1983 og januar 1984 er blevet væsentligt mere udbredte gennem perioden.

Skovsanger (Fig. 18) har vist en særegen udvikling med vedholdende tilbagegang indtil 1984, derefter klar fremgang indtil 1989 og senest en voldsom tilbagegang fra 1989 til 1990, især i Østdanmark. Den seneste tilbagegang er også bemærket i Polen, hvor arten i 1990 var usædvanligt fåtalig (Bijlsma 1990). I Holland var Skovsangeren derimod særdeles talrig i 1990 (Bijlsma l.c.). Generelt udviser den overordentligt store, årlige udsving. Broget Fluesnapper, der som Skovsangeren overvintrer i det centrale Afrika, gik ligeledes voldsomt tilbage fra 1989 til 1990. Selv om materialet er ret spinkelt, ses også mere generelle fælles træk i bestandsudviklingen hos disse to arter.

#### Forekomst i løvskov og nåleskov

Tallene i Tab. 2 angiver fuglenes hyppighed i ren løvskov og ren nåleskov, men må ikke tages som udtryk for arternes absolutte bestandstætheder i disse habitater. Der er således næppe tale om, at Ringdue er talrigere i ren nåleskov end Fuglekonge. Den enkelte arts forekomst i de forskellige skovtyper kan derimod – med de i metodediskussionen nævnte forbehold – sammenlignes, således at arternes præference kan vurderes. Punkter med indslag af både løv- og nålebevoksninger er ikke behandlet her, da det ikke umiddelbart er klart,

hvilken bevoksningstype de intermediære biotopskoder dækker over (se tidligere). Det vides dog, at nogle af de behandlede arter optræder hyppigere i områder, hvor både løv- og nåletræer forekommer. Dette gælder f.eks. Gransanger, der i en foreløbig analyse af materialet fra 1987 og 1988 fandtes på mellem 30% og 35% af punkterne med ligelig forekomst af løvtræ og nåletræ (Brøgger-Jensen et al. 1989).

For Ringdue, Sangdrossel og Bogfinke gælder, at deres forekomst i løv- og nålebevoksninger er af samme størrelsesorden. Også i de blandede skovtyper forekommer de med samme hyppighed som i de rene bevoksningstyper (Brøgger-Jensen et al. 1989). I modsætning hertil står typiske løvskovfugle som Havesanger, Blåmejse og Spætmejse samt nåleskovfugle som Fuglekonge og Sortmejsse, der udviser klare biotoppræferencer. Registreringer af disse arter uden for de foretrukne biotoper må for en stor dels vedkommende antages at stamme fra bevoksninger af den foretrukne type, der ikke er noteret af observatøren.

De to skovkantfugle, Skovpiber og Gulspurv, viser nogen præference for nåleskov. Dette skyldes snarere, at der i nålebevoksninger – med renafdrift, hurtigere omdrift og større risiko for stormfald – er et større udbud af kanter ved rydninger og unge kulturer, end det skyldes en egentlig præference for nåleskov.

## Konklusion

En stor del af skovfuglearterne viser klar præference for enten løvskov eller nåleskov. Gennem valget af træart har den rådende skovdrift således stor indflydelse på skovfuglefaunaens sammensætning. Bestandsudviklingen hos de omhandlede skovfugle i perioden 1976-1990 synes dog primært at kunne forklares ved faktorer, der ikke har baggrund i selve skovdriften.

Standfuglenes bestandsindeks er stærkt præget af udsving forårsaget af uregelmæssige svingninger i vejrforhold og fødetilgang, således at ingen eller næsten ingen langsigtede ændringer fremstår.

I modsætning hertil viser flere af trækfuglene større tendens til langsigtet frem- eller tilbagegang, der for en dels vedkommende må antages at afspejle mere kontinuerligt forløbende ændringer i forholdene i vinterkvarteret.

Den mest markante bestandsændring – fremgangen for Skovpiber – kan med en vis sandsynlighed tillægges den række af stormfald, der har ramt skovbruget inden for den omhandlede periode. Men samtidig udviser arten årlige fluktuationer, der i høj grad har ligheder med dem, der ses

hos andre arter, der som Skovpiberen tilbringer vinteren i det østlige Afrika.

Hulrugende fugle optræder fortrinsvis i bevoksninger med gamle løvtræer. Inden for den betragtede periode er der ingen hulrugende arter, hvis bestande er gået frem, hvorimod Rødstjert, Broget Fluesnapper, Sumpmejsse og Stær har vist mere eller mindre klar tilbagegang. Sammenfattende synes der at være en tendens til en samlet tilbagegang for hulrugende skovfugle i den betragtede 15-års periode, men tendensen bygger dog på store variationer inden for arterne og mellem arterne.

De nævnte resultater skal ses i lyset af, at der næppe er sket større driftrelaterede ændringer i de danske skove i den betragtede periode (E. Buchwald, pers. komm.). De relativt langsomme ændringer, der sker i skovene, har kun ringe indflydelse på de årlige variationer i skovfuglebestandene, sammenlignet med andre bestandspåvirkende faktorer.

Overvågning af fugle ved hjælp af punktoptællingsmetoden tillader ikke konklusioner omkring bestandsudviklingen hos fåtallige eller meget lokalt udbredte arter. Det skal således pointeres, at konklusionerne i denne artikel alene bygger på de tendenser, der kan iagttages hos mere almindelige og udbredte skovfugle. Undersøgelsen viser ikke, hvordan arter med særlige habitatkrav trives i det moderne skovbrug. Det vides fra andre undersøgelser, at faktorer som bevokningsalder og -diversitet, forekomsten af træer med egnede redehuller, døde træer mv. kan have stor betydning for skovfuglefaunaens sammensætning (f.eks. Joensen 1965).

Ændringer i skovbevokningers struktur og sammensætning sker langsomt, hvad enten disse ændringer sker på grund af ændrede driftformer eller på grund af skader forårsaget af luftforurening eller klimaændringer. Først ved at betragte skovfuglenes bestandsudvikling over en længere årrække kan det afsløres, hvordan sådanne ændringer påvirker de almindelige skovfugle. Til dette formål er et bredt overvågningsprogram nødvendigt. På basis af resultater fra et sådant program kan mere specifikke undersøgelser iværksættes. Disse undersøgelser kan f.eks. omfatte studier af habitatkravet hos fåtallige arter og sammenlignende undersøgelser af skovfuglefaunaen i skove med forskellige driftformer. Undersøgelser af denne karakter vil give mulighed for løbende at justere det grundlæggende overvågningsprogram, pege på årsagssammenhænge og dermed øge sikkerheden i fortolkningen af resultaterne fra det basale program.

Den største tak skal rettes til de mange frivillige punkt-optællere, hvis indsats har været den helt nødvendige forudsætning for programmets gennemførelse. De skiftende medlemmer af Dansk Ornitologisk Forenings Fugleregistreringsgruppe (tidligere Småfuglegruppen) takkes for den løbende koordination og resultatbehandling. Knud Falk takkes for udarbejdelsen af figurerne til denne artikel. Projektet er støttet af Skov- og Naturstyrelsen.

## Summary

### The populations of common Danish woodland birds 1976-1990

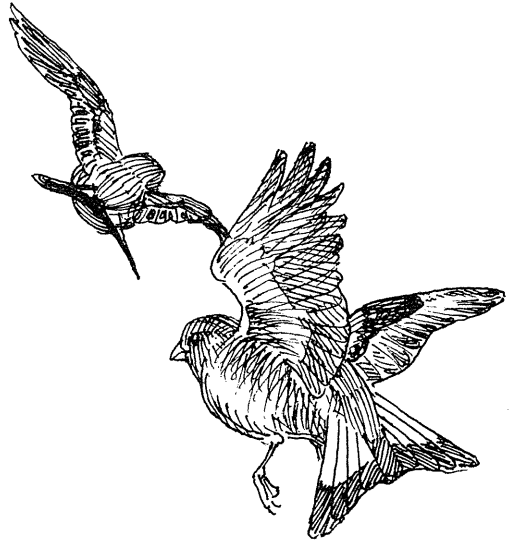
In 1975, the Danish Ornithological Society established a nation-wide monitoring of the population levels of common Danish breeding birds. The monitoring programme is based on the point count method, which in 1990 in Denmark was carried out in 342 routes, each with 20 census points. Since 1987, the programme has been intensified with respect to the monitoring of woodland avifauna at the request of the Danish National Forest and Nature Agency.

In the present paper, the data obtained by the monitoring programme on the population development in common woodland bird species are analysed. In addition, certain aspects of the application of the point count method in monitoring of breeding bird population trends are discussed.

The results are given in Appendix as population indices for 26 woodland species in the period 1976-1990. Separate indices for deciduous and coniferous woodland were calculated in addition to the general (all-habitat) indices, unless data were too sparse. Figs 3-18 illustrate the population development for 16 species. Tab. 1 summarises the overall population trend for each species in relation to its winter quarter.

In Tab. 2, the frequencies of each species in deciduous and coniferous stands are presented and the species are classified according to their habitat preferences. Many woodland birds show a clear preference for either deciduous or coniferous stands. It should be noted, however, that some species are most frequent in sites with adjoining stands of deciduous and coniferous trees.

In general, populations of the resident species have fluctuated without obvious long-term trends. Migratory species show less fluctuation but significant long-term increases or declines are often apparent. This difference is probably due to the heavy influence the winter conditions exert on the resident species, as illustrated by Wren and Goldcrest (Figs 4-5) in which the population trends are strongly correlated with the winter temperature, and by Great Spotted Woodpecker and Blue Tit (Figs 7-8) which are also influenced by the availability of conifer seeds and beech mast during winter. In the short term, irregular variations in winter climate, snow cover, and food availability thus tend to mask population changes caused by other factors.



Among the chiefly migratory species wintering in Denmark and neighbouring countries, Chaffinch and Wood Pigeon have increased, while Dunnock and Starling are decreasing. Species wintering in the Mediterranean area, e.g. Blackcap and Chiffchaff, generally have increased significantly during the period, though Song Thrush has fluctuated without any obvious long-term trend.

Among the long-distance migrants, Redstart declined strongly in the first half of the 1980s, possibly due to a severe draught in the Sahel region. Species wintering further to the south and east in Africa, e.g. Garden Warbler and Willow Warbler, have shown tendencies of decline in recent years, following an increase early in the monitoring period and a subsequent period of relative stability. The pronounced long-term increase of the Tree Pipit is probably due both to improved conditions on the breeding grounds (caused by a series of windfalls) and to the conditions in the winter quarter. The yearly fluctuations are similar to those of the Garden Warbler, presumably wintering in the same region. Wood Warbler and Pied Flycatcher, roughly having the same winter quarter in Central Africa, show rather similar large-scale yearly fluctuations.

Hole-nesting woodland species in general tend to decline, but variation between species and fluctuations between years are pronounced.

During the period 1976-1990, forestry-related changes in the Danish woodlands and plantations have been few and probably insignificant for the woodland birds on a national scale. Most population changes shown by the common species can apparently be explained by factors not related to forestry policy or forestry methods. But it is advised that the monitoring programme is maintained in order to detect any long-term trends in the woodland bird populations which might indicate changes in the woodlands and plantations, whether these be caused by forestry or pollution or other factors.

## Referencer

- Anonym 1988: Forslag til skovlov. Lovforslag nr. L 87, med tilknyttede bemærkninger. – Miljømin. j.nr. D 88-1100-9.
- Bejer, B. & M. Rudemo 1985: Fluctuations of tits (Paridae) in Denmark and their relation to winter food and climate. – *Ornis Scand.* 16: 29-37.
- Best, L.B. 1981: Seasonal changes in detection of individual bird species. – *Stud. Avian Biol.* 6: 252-261.
- Bijlsma, R.G. 1990: European monitoring news. – *Bird Census News* 3(2): 32-33.
- Blondel, J., C. Ferry & B. Frochet 1970: La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par 'stations d'écoute'. – *Alauda* 38: 55-71.
- Braae, L. & K. Laursen 1979: Populationsindeks for danske ynglefugle 1975-78. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 73: 312-316.
- Braae, L. & K. Laursen 1980: Populationsindeks for danske ynglefugle 1978-79. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 74: 141-145.
- Braae, L. & H. Nøhr 1985: An examination of the reliability of the Danish point count method. Pp. 91-100 i: K. Taylor, R.J. Fuller & P.C. Lack (red.): *Bird Census and Atlas Studies. Proceedings VIII International Conference on Bird Census and Atlas Work.* – BTO, Tring.
- Brøgger-Jensen, S., H.E. Jørgensen & B.S. Petersen 1989: Overvågning af skovenes fugleliv 1988. – Skov- og Naturstyrelsen, Hørsholm.
- Brøgger-Jensen, S. & H.E. Jørgensen 1990: Overvågning af skovenes fugleliv 1989. – Skov- og Naturstyrelsen, Hørsholm.
- Cody, M.L. 1978: Habitat selection and interspecific territoriality among the sylviid warblers of England and Sweden. – *Ecol. Monogr.* 48: 351-396.
- Erschine, A.J. 1978: The first ten years of the co-operative Breeding Bird Survey in Canada. – *Can. Wildl. Serv., Rep. Ser.* 42.
- Falk, K. 1990: Vejledning i metoder til overvågning af fugle. – Skov- og Naturstyrelsen, Hørsholm.
- Flousek, J. 1989: Impact of industrial emissions on bird populations breeding in mountain spruce forests in Central Europe. – *Ann. Zool. Fennici* 26: 255-263.
- Geissler, P.H. & B.R. Noon 1981: Estimates of avian population trends from the North American Breeding Bird Survey. – *Stud. Avian Biol.* 6: 42-51.
- IUCN 1989: The IUCN Sahel Studies 1989. – IUCN, Gland.
- Jacobsen, E.M. 1991: Ynglefuglerapport 1990. – Fugleregistreringsgruppen, DOF, København.
- Joensen, A.H. 1965: En undersøgelse af fuglebestanden i fire løvskovsområder på Als i 1962 og 1963. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 59: 115-186.
- Kaysen, B. 1984: Årstidsvariation i sangaktivitet og forekomst af fugle i NØ-Sjælland. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 105-120.
- Klug-Andersen, B. 1983: Døgnvariation i adfærd hos fugle i en østdansk skov i perioden april-juli. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 77: 115-131.
- Klug-Andersen, B. 1984a: Registreringsafstand ved punkttælling. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 25-28.
- Klug-Andersen, B. 1984b: Populationsindeks for danske ynglefugle 1980-81. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 41-44.
- Klug-Andersen, B. 1984c: Populationsindeks for danske ynglefugle 1981-82. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 78: 45-49.
- Marchant, J.M., R. Hudson, S.P. Carter & P. Whittington 1990: Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring.
- Mayfield, H.F. 1981: Problems in estimating population size through counts of singing males. – *Stud. Avian Biol.* 6: 220-224.
- Moss, D. 1985: Some statistical checks on the BTO Common Birds Census index – 20 years on. Pp. 175-180 i: K. Taylor, R.J. Fuller & P.C. Lack (red.): *Bird Census and Atlas Studies. Proceedings VIII International Conference on Bird Census and Atlas Work.* – BTO, Tring.
- Mountford, M.D. 1985: An index of population change with application to the Common Birds Census. Pp. 121-132 i: B.J.T. Morgan & P.M. North (red.): *Statistics in ornithology.* – Springer-Verlag, Berlin.
- Nøhr, H., L. Braae & B. Klug-Andersen 1983: Populationsindeks for danske ynglefugle 1979-80. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 77: 95-106.
- Petersen, B.S. & H. Nøhr 1991: Monitoring af agerlandets fugle 1990. – Miljøstyrelsen, København.
- Ralph, C.J. & J.M. Scott (red.) 1981: Estimating numbers of terrestrial birds. – *Stud. Avian Biol.* No. 6.
- Recher, H.F. 1981: Report of working group on the need for standardized census methods. – *Stud. Avian Biol.* 6: 580-581.
- Robbins, C.S. 1981a: Effect of time of day on bird activity. – *Stud. Avian Biol.* 6: 275-286.
- Robbins, C.S. 1981b: Bird activity levels related to weather. – *Stud. Avian Biol.* 6: 301-310.
- Robbins, C.S., D. Bystrak & P.H. Geissler 1986: The Breeding Bird Survey: Its first fifteen years, 1965-1979. – U.S. Fish Wildl. Serv., Resource Publ. 157.
- SOVON 1989: An introduction to SOVON and some of its activities. – SOVON, Beek-Ubbergen.
- Stastny, K. & V. Bejcek 1985: Bird communities of spruce forests affected by industrial emissions in the Krusne hory (Ore mountains). Pp. 243-253 i: K. Taylor, R.J. Fuller & P.C. Lack (red.): *Bird Census and Atlas Studies. Proceedings VIII International Conference on Bird Census and Atlas Work.* – BTO, Tring.
- Stastny, K. & V. Bejcek (red.) 1990: Bird Census and Atlas Studies. Proceedings XI International Conference on Bird Census and Atlas Work. – Institute of Applied Ecology and Ecotechnology, Agricultural University, Prag.
- Svensson, S. 1990: Övervakning av fåglarnas populationsutveckling och reproduktionen hos stare. Årsrapport 1989. – Ekol. Inst., Lunds Universitet, Lund.
- Sæther, B.-E. 1983: Habitat selection, foraging niches and horizontal spacing of Willow Warbler *Phylloscopus trochilus* and Chiffchaff *P. collybita* in an area of sympatry. – *Ibis* 125: 24-32.
- Taylor, K., R.J. Fuller & P.C. Lack (red.) 1985: Bird Census and Atlas Studies. Proceedings VIII International Conference on Bird Census and Atlas Work. – BTO, Tring.
- Väisänen, R.A., O. Hildén & E. Pulliainen 1989: [Monitoring of Finnish land bird populations in 1979-88]. – *Lintumies* 24: 60-67. (Finsk med engelsk summary.)

Bo Svenning Petersen      Steffen Brøgger-Jensen  
Ornis Consult              Institut for Populationsbiologi  
Vesterbrogade 140.1.      Universitetsparken 15  
1520 København V        2100 København Ø



**Appendiks**

Bestandsindeks for danske skovfugle 1976-1990. Vedrørende beregning af bestandsindeks henvises til hovedteksten. Fremhævede indekstal angiver, at den pågældende værdi er beregnet på grundlag af mindst 150 gentagne optællingspunkter med arten (100 for biotopsindeks). \* angiver, at ændringen i forhold til det foregående år er signifikant ( $p < 0,05$ ).

*Population indices of Danish woodland birds 1976-1990. For most species, three types of indices are given: "Landsindeks": all habitats. "Nåleskov": coniferous woodland. "Løvskov": deciduous woodland. Index values based on at least 150 repeated census points with records of the species are shown in bold-face (for habitat indices this limit is 100). Significant changes ( $p < 0.05$ ) compared with the previous year are indicated with \*.*

Art/Indekstype <i>Species/Type of index</i>	1976	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90
<b>Ringdue</b> <i>Columba palumbus</i>															
Landsindeks	<b>100</b>	<b>97</b>	<b>100</b>	<b>85*</b>	<b>78</b>	<b>83</b>	<b>80</b>	<b>100*</b>	<b>108</b>	<b>107</b>	<b>108</b>	<b>127*</b>	<b>124</b>	<b>139*</b>	<b>142</b>
Nåleskov		94	70*	77	91	107	48*	58	93	132	103*	<b>151*</b>	<b>132</b>	<b>139</b>	<b>127</b>
Løvskov	100	94	93	88	82	<b>82</b>	<b>66</b>	<b>92*</b>	<b>90</b>	<b>83</b>	<b>92</b>	<b>81</b>	<b>70</b>	<b>88*</b>	<b>82</b>
<b>Stor Flaspætte</b> <i>Dendrocopos major</i>															
Landsindeks	100	130	139	91*	97	<b>116</b>	<b>123</b>	<b>127</b>	<b>130</b>	<b>137</b>	<b>113*</b>	<b>131*</b>	<b>140</b>	<b>110*</b>	<b>131*</b>
Nåleskov												117	91	57*	87*
Løvskov		130	144	85*	82	108	89	102	85	103	103	117	99	76	88
<b>Skovpiber</b> <i>Anthus trivialis</i>															
Landsindeks	100	94	146*	135	168*	184	<b>192</b>	<b>211</b>	<b>269*</b>	<b>266</b>	<b>294</b>	<b>350*</b>	<b>347</b>	<b>322*</b>	<b>284*</b>
Nåleskov										266	330	<b>340</b>	<b>329</b>	<b>316</b>	<b>327</b>
Løvskov												340	420	408	295
<b>Gærdesmutte</b> <i>Troglodytes troglodytes</i>															
Landsindeks	<b>100</b>	<b>105</b>	<b>103</b>	<b>39*</b>	<b>57*</b>	<b>90*</b>	<b>59*</b>	<b>122*</b>	<b>141*</b>	<b>103*</b>	<b>97</b>	<b>73*</b>	<b>121*</b>	<b>164*</b>	<b>215*</b>
Nåleskov							112	71*	210*	173	163	107*	116	<b>211*</b>	<b>266*</b>
Løvskov	100	117	125	49*	71	112*	66*	<b>122*</b>	<b>151*</b>	<b>110*</b>	<b>119</b>	<b>103</b>	<b>166*</b>	<b>204*</b>	<b>248*</b>
<b>Jernspurv</b> <i>Prunella modularis</i>															
Landsindeks	100	111	92	62*	61	<b>63</b>	<b>65</b>	<b>52*</b>	<b>62</b>	<b>47*</b>	<b>47</b>	<b>34*</b>	<b>39</b>	<b>35</b>	<b>36</b>
Nåleskov												34	47	44	45
<b>Rødhals</b> <i>Erithacus rubecula</i>															
Landsindeks	100	<b>93</b>	<b>99</b>	<b>89</b>	<b>104</b>	<b>139*</b>	<b>133</b>	<b>146</b>	<b>140</b>	<b>109*</b>	<b>119</b>	<b>106</b>	<b>138*</b>	<b>165*</b>	<b>182*</b>
Nåleskov					85	113	106	113	143	93	157*	<b>86*</b>	<b>134*</b>	<b>170*</b>	<b>157</b>
Løvskov		93	94	75	85	110	91	123*	97	77	69	<b>67</b>	<b>77</b>	<b>83</b>	<b>105*</b>
<b>Rødstjert</b> <i>Phoenicurus phoenicurus</i>															
Landsindeks						100	111	58*	50	50	51	82*	76	89	71
<b>Solsort</b> <i>Turdus merula</i>															
Landsindeks	<b>100</b>	<b>98</b>	<b>90*</b>	<b>77*</b>	<b>84*</b>	<b>90</b>	<b>82*</b>	<b>94*</b>	<b>104*</b>	<b>93*</b>	<b>96</b>	<b>96</b>	<b>105*</b>	<b>114*</b>	<b>130*</b>
Nåleskov		99	76	83	78	115*	86	105	102	106	115	<b>112</b>	<b>119</b>	<b>140</b>	<b>139</b>
Løvskov	100	<b>99</b>	<b>89</b>	<b>68*</b>	<b>72</b>	<b>76</b>	<b>68</b>	<b>81*</b>	<b>92</b>	<b>76*</b>	<b>80</b>	<b>89</b>	<b>92</b>	<b>98</b>	<b>113*</b>
<b>Sangdrossel</b> <i>Turdus philomelos</i>															
Landsindeks	<b>100</b>	<b>94</b>	<b>89</b>	<b>72*</b>	<b>87*</b>	<b>107*</b>	<b>109</b>	<b>127*</b>	<b>101*</b>	<b>102</b>	<b>86*</b>	<b>104*</b>	<b>112*</b>	<b>97*</b>	<b>103</b>
Nåleskov					156	273*	273	324	299	294	234	<b>298</b>	<b>331</b>	<b>266</b>	<b>284</b>
Løvskov	100	133	119	110	156*	137	161	163	119*	124	94	<b>118</b>	<b>142</b>	<b>128</b>	<b>115</b>
<b>Havesanger</b> <i>Sylvia borin</i>															
Landsindeks	100	<b>121</b>	<b>158*</b>	<b>162</b>	<b>197*</b>	<b>181</b>	<b>173</b>	<b>189</b>	<b>194</b>	<b>185</b>	<b>182</b>	<b>201*</b>	<b>194</b>	<b>188</b>	<b>176</b>
Løvskov		121	165	144	162	192	153	167	198	168	161	<b>165</b>	<b>150</b>	<b>158</b>	<b>141</b>
<b>Munk</b> <i>Sylvia atricapilla</i>															
Landsindeks	<b>100</b>	<b>122*</b>	<b>117</b>	<b>114</b>	<b>139*</b>	<b>134</b>	<b>149*</b>	<b>149</b>	<b>164*</b>	<b>155</b>	<b>162</b>	<b>166</b>	<b>178</b>	<b>194*</b>	<b>220*</b>
Nåleskov												187	243	251	286
Løvskov	100	97	94	120	153	145	175	175	157	177	204	<b>187</b>	<b>179</b>	<b>205</b>	<b>232</b>
<b>Skovsanger</b> <i>Phylloscopus sibilatrix</i>															
Landsindeks	100	76	76	59	58	63	44*	51	38	63*	77	<b>77</b>	<b>95*</b>	<b>98</b>	<b>59*</b>
Løvskov			76	87	76	61	40	36		36	30	36	44	45	20*

Art/Indekstype <i>Species/Type of index</i>	1976	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90
<b>Gransanger</b> <i>Phylloscopus collybita</i>															
Landsindeks	100	113	186*	183	162	129*	161*	152	178*	211*	172*	184	231*	247	298*
Nåleskov												146	198	204	222
Løvskov						129	182	197	202	250	240	146	189*	243	225
<b>Løvsanger</b> <i>Phylloscopus trochilus</i>															
Landsindeks	100	94	97	114*	111	119*	130*	110*	105	108	111	125*	110*	111	97*
Nåleskov		119	121	154	157	137	148	124*	118	106	125	125	113	110	109
Løvskov	100	119	159*	194	160	159	150	110*	100	112	106	124	94*	99	74*
<b>Fuglekonge</b> <i>Regulus regulus</i>															
Landsindeks	100	112	83*	54*	56	56	35*	50*	48	41	31*	39*	57*	72*	102*
Nåleskov					56	42	24	29	34	28	29	37	56*	80*	108*
<b>Broget Fluesnapper</b> <i>Ficedula hypoleuca</i>															
Landsindeks					100	103	80	58	56	79	57	90	70	71	42*
<b>Sumpmeje</b> <i>Parus palustris</i>															
Landsindeks					100	100	75	67	73	51	50	84*	54*	59	73
<b>Sortmeje</b> <i>Parus ater</i>															
Landsindeks	100	75*	109*	69*	69	62	42*	61*	55	48	65*	65	60	71*	72
Nåleskov							42	73*	65	49	61	56	62	63	69
<b>Blåmeje</b> <i>Parus caeruleus</i>															
Landsindeks	100	112	104	70*	98*	87	91	106*	121	101*	103	122	107	97	103
Løvskov		112	147	73*	59	78	102	104	151	138	155	172	103*	119	107
<b>Musvit</b> <i>Parus major</i>															
Landsindeks	100	112*	117	106*	105	110	104	106	111	109	114	106	94*	88	94*
Nåleskov					122	167	167	144	194	183	243	198	150	125	148
Løvskov	100	104	106	120	122	137	121	129	139	131	138	127	114	99	100
<b>Spætmeje</b> <i>Sitta europaea</i>															
Landsindeks					100	86	89	98	84	93	100	97	113	100	151*
Løvskov												97	130	110	141
<b>Træløber</b> <i>Certhia familiaris</i>															
Landsindeks							100	110	108	110	70	113	98	92	91
<b>Skovskade</b> <i>Garrulus glandarius</i>															
Landsindeks	100	169*	135	83*	89	110	129	192*	192	181	181	180	172	173	192
Nåleskov												103	124	164	156
Løvskov							129	160	155	112	94	103	107	100	97
<b>Stær</b> <i>Sturnus vulgaris</i>															
Landsindeks	100	93	91	66*	63	81*	69*	67	78*	66*	60	61	58	60	64*
Løvskov	100	98	106	61*	68	71	65	54	78*	41*	41	30	32	39	28
<b>Bogfinke</b> <i>Fringilla coelebs</i>															
Landsindeks	100	104	100	104	102	111*	117*	122	128	130	136	133	133	135	133
Nåleskov		127	140	146	146	183*	168	158	179	184	188	218	226	230	237
Løvskov	100	127	132	144	140	151	162	168	184	178	205*	203	200	201	180*
<b>Gulspurv</b> <i>Emberiza citrinella</i>															
Landsindeks	100	82*	89	79*	79	78	85*	83	82	87	90	95	98	89*	90
Nåleskov		82	73	89	78	79	91	83	88	136*	107*	115	136	113	108
Løvskov		82	84	60	58	55	70	71	55*	59	64	78	66	63	47*