

Svømmefuglene på Tipperne 1929-2007

HANS MELTOFTE & PREBEN CLAUSEN



Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 105, nr 1, 2011

Udgivet af: Dansk Ornitologisk Forening, Vesterbrogade 138-140,
1620 København V, og Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Redaktør: Kaj Kamp

I redaktionen: Søren Brask, Jan Drachmann, Johannes Erritzøe, Jon Fjeldså,
Steffen Brøgger Jensen, Hans Meltofte & Bo Svenning Petersen

Forside, akvareller og tegninger: Jens Gregersen

Kort, grafer og sats: Juana Jacobsen, DMU, Aarhus Universitet

Layout: Hans Meltofte og Juana Jacobsen

Tryk: SvendborgTryk

Oplag: 5500

ISSN 0011-6394

ISBN 978-87-90310-57-8

Forside: I 1970'erne kunne der raste op til 7230 Spidsænder på Tippesande.

Akvarel: Jens Gregersen, oktober 1977.

Titelblad: Aks-tusindblad er en af de vandplanter, der dannede tæt grøde
helt op i vandoverfladen på Tipperne, da vegetationen toppede i 1970'erne.

Tegning: Jens Gregersen.

Forekomsten af svømmefugle på Tipperne 1929-2007 i relation til Ringkøbing Fjords miljøforhold

HANS MELTOFTE & PREBEN CLAUSEN



(With a summary in English: The occurrence of swans, ducks, Coot and Great Crested Grebe in the Tipperne Reserve 1929-2007 in relation to environmental conditions in the brackish lagoon, Ringkøbing Fjord, Denmark)



I de første 28 år af reservatets historie boede observatørerne i det gamle hyrdehus nordligst på Tipperhalvøen, hvor der var rejst en ti meter høj mast, hvorfra reservatet kunne overskues og fuglene tælles. Huset indeholder nu reservatets publikumsudstilling. Bemærk også radioantenneerne (der var ingen telefon), den meteorologiske hytte, det store sømærke på Holmlands Klit og brønden. Krattet nord for Tipperhuset blev plantet få år efter. Oliemaleri fra 1929 af jagtbetjent og observatør Aa. Nissen Petersen.

Until 1955, the field workers on the Tipperne Reserve lived in the former herdsman house on the northernmost edge of the peninsula. Here, a ten meter high mast was used to overview the reserve and count the birds. Since then, a modern field station and laboratory at the same place has been the base for the work, including a high tower with a telescope (see photo p. 31). Oil painting from 1929.

“Der er næppe nogen Lokalitet i vort Land, der i mere fortrinlig Grad egner sig til Op-holdssted for ‘Vandfugle’ end Ringkøbing Fjord og Skjernaadalen.” Sådan indledte S.H.A. Rambusch allerede i år 1900 afsnittet om fuglene i sin bog om Ringkøbing Fjords naturhistorie. Fjorden og specielt Tipperreservatet sydligst i fjorden var indtil for få årtier siden et af Danmarks rigeste områder for rastende svømmefugle. Titusinder af ænder, svaner og andre svømmefugle rastede forår og efterår på de vidtstrakte lavvandede områder, men de sidste mange år har der kun været nogle få tusinde svømmefugle tilbage. Hvordan er det kommet dertil?

Forekomsterne af Knopssvaner og Blishøns toppede i 1970erne, hvor fjorden fik tilført så store mængder sediment og næringsstoffer efter udretningen af Skjern Å og landbrugets øgede gødningsanvendelse, at der skete en kraftig opvækst af let tilgængelige vandplanter. Men frem mod slutningen af årtiet blev næringsstofbelastningen af fjorden så stor, at planterne blev overgroede med alger. Vandplanterne blev kvalt, og svaner og Blishøns faldt voldsomt i antal, hvilket en hård isvinter 1978-79 yderligere bidrog til.

Reservatet fortsatte dog med at være et jagtfredet refugium for rastende ænder, og mellem midten af 1980erne og midten af 1990erne skete der en vis genvækst af vandplanter som følge af de tiltag, der blev gjort for at rette op på fjordens miljøtilstand, og fuglene reagerede positivt herpå. I erkendelse af, at tilførslen af næringsstoffer ikke var reduceret tilstrækkeligt, øgede man indtaget af saltvand gennem slusen i Hvide Sande fra 1995 og frem for yderligere at forbedre vandkvaliteten i fjorden. Det muliggjorde genetablering af store muslingebestande, så sigtedybden blev stærkt forbedret. Men vandplanterne klarede ikke omstillingen og døde næsten helt ud, så fuglene forsvandt igen. Hvor fjorden tidligere husede internationalt betydningsfulde forekomster af 12 svømmefuglearter, har de fleste i mange år været reduceret til langt under 1 %-kriteriet for international betydningsfuld forekomst.

I denne artikel behandler vi en næsten 80 år lang tidsserie af regelmæssige optællinger af vandfugle på Tipperne, en tidsserie som er unik på verdensplan. Vi ser på de enkelte arters udnyttelse af reservatet og ændringerne i deres forekomst gennem alle disse mange år – alt sammen i relation til ændringerne af fuglenes vilkår i reservatet. Afslutningsvis diskuteres det, hvad der skal til for at genoprette en sund fjord med udbredt plantedække, mange bunddyr og internationalt betydningsfulde forekomster af vandfugle – både ynglende og rastende. Selv om der de allersensneste år er tegn på reetablering af vandplanterne, vil fjordens tilstand ikke kunne opfylde miljømålene uden yderligere reduktion af næringsstofbelastningen, ligesom det er usikkert, om den nuværende slusepraksis er den mest hensigtsmæssige.

Abstract Ever since 1929, regular counts of staging and moulting waterbirds have been performed at the Tipperne Reserve in the 285 km² shallow brackish lagoon, Ringkøbing Fjord, western Denmark. At present, the reserve covers c. 7 km² of coastal meadows and marshland and c. 18 km² water area primarily of less than 1 m depth. The water level and salinity in the lagoon have been regulated variably through a sluice since 1931, and here we report on the large changes that the lagoon has undergone during these almost 80 years, and the effects this has had on the occurrence and numbers of waterbirds. The most pronounced effects were found when the delta of Skjern Å, the biggest river flowing into the fjord was drained in the mid 1960s and eutrophication originating from farming increased in general. Since then, the fjord has been heavily eutrophicated first resulting in mass growth of submerged vegetation, then overgrowing by epiphytic algae resulting in almost total die-off of the submerged vegetation around 1979-1980 followed by extremely poor water transparency caused by a dramatic increase in phytoplankton. To solve these problems, more salt water has been led into the fjord since 1995, whereupon bivalves resettled and the water transparency improved considerably. However, re-growth of submerged vegetation has been extremely slow. These changes have had profound but diverse effects on numbers and composition of the waterbird assembly, with dabbling ducks *Anas* spp. decreasing from annual maximum numbers generally between 25 000 and 50 000 up until the 1970s to a few thousand in recent years as the most noteworthy. Other species, such as Mute Swan *Cygnus olor* and Common Coot *Fulica atra* occurred in very large numbers during the mass growth of submerged vegetation in the 1970s, but have largely disappeared since then. Fish- and benthos-eating species have reacted according to similar large changes in their food resources. Taken together, populations of 12 waterbird species that earlier occurred in internationally important numbers in the fjord, have for many years been far below the 1% threshold of regular occurrence defined for international importance. If this development is to be reversed, it is of decisive importance that the inflow of nutrients to the fjord is further reduced, so that the fjord can recover, and the internationally important waterbird numbers can re-appear.

See extensive English summary pp. 101-110.

Indhold

Indledning	6	Atlingand <i>Anas querquedula</i>	64
Miljøforholdene i Ringkøbing Fjord og på Tipperreservatet	7	Skeand <i>Anas clypeata</i>	66
Vandstands- og salinitetsforhold	9	Taffeland <i>Aythya ferina</i>	68
Eutrofiering	12	Troldand <i>Aythya fuligula</i>	69
Tilmudring og tilgroning	14	Bjergand <i>Aythya marila</i>	70
Okkerforurening eller ej	14	Hvinand <i>Bucephala clangula</i>	70
Bundplanter	15	Toppet Skallesluger <i>Mergus serrator</i>	72
Bunddyr	20	Stor Skallesluger <i>Mergus merganser</i>	75
Zooplankton	24	Blishøne <i>Fulica atra</i>	76
Fisk	25	Statistiske analyser på tværs af arterne	79
Naturgenopretning	27	Diskussion	87
Beskyttelsen af Ringkøbing Fjord og Tipperreservatet	27	Pålideligheden af tallene	88
International beskyttelse	27	Jagtens betydning for svømmefuglenes udnyttelse af Tipperreservatet	89
National naturbeskyttelse	28	Fødegrundlagets betydning for svømme- fuglenes udnyttelse af Tipperreservatet	91
Materiale og metoder	30	Ændringer i svømmefuglenes areal- udnyttelse siden 1930erne	93
Fugletællingerne	30	Ændringer i svømmefuglenes tidsmæssige forekomst	94
Databehandlingen	33	Anbefalinger for forvaltningen af Ringkøbing Fjord	95
Artsgennemgang	34	Tak	100
Toppet Lappedykker <i>Podiceps cristatus</i>	34	English summary	101
Knopsvane <i>Cygnus olor</i>	36	Referencer	111
Pibesvane <i>Cygnus columbianus</i>	40	Appendiks 1: Sammenhængen mellem vandstande målt ved Kirkehøj og Tipperne med afledte korrektioner	117
Sangsvane <i>Cygnus cygnus</i>	44	Appendiks 2: Omregning af bunddækket af vandplanterne i fjorden til biomasser	120
Gravand <i>Tadorna tadorna</i>	46		
Svømmeænder <i>Anas</i> spp.	48		
Pibeand <i>Anas penelope</i>	50		
Knarand <i>Anas strepera</i>	54		
Krikand <i>Anas crecca</i>	56		
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	59		
Spidsand <i>Anas acuta</i>	61		



Udsigt mod øst over Tippetande,
29. september 1974.

Indledning

Feltstationen på reservatet Tipperne var en af de første i verden, der påbegyndte systematiske optællinger af såvel ynglefugle som rastende trækfugle, således at der i dag foreligger en af de længste dataserier overhovedet. Dette enestående materiale har muliggjort en lang række større og mindre bearbejdningsarbejder, hvoraf Ole Thorups analyse af hele ynglefuglematerialet 1928-1992 (Thorup 1998) og Hans Meltoftes bearbejdning af vadefuglematerialet 1928-1982 (Meltofte 1987) er de største.

Disse bearbejdningsarbejder kunne påvise betydelige variationer i fuglenes forekomst og udnyttelse af enge og vadeflader på Tipperne i relation til de meget markante ændringer, der i tidens løb er sket i reservatets drift og fjordens vandstand, saltholdighed og sedimentation, forhold som primært har været forårsaget af ændringer af slusepraksis i Hvide Sande, afvandingen af Skjern Å-deltaet og landbrugets udledning af næringsstoffer til vandmiljøet. Bearbejdningerne har givet indsigt i, hvordan enge skal forvaltes for at give optimale forhold for ynglende engfugle, og hvordan forholdene på enge og vadeflader påvirker forekomsten af rastende fugle. F.eks. har ynglefugleundersøgelserne været en afgørende forudsætning for de anbefalinger, som Skov- og Naturstyrelsen har udgivet om engfugle og engdrift (Asbirk & Pitter 2005, Buttenschøn 2007).

Allerede efter de første tre års tællinger gav Tåning (1936) en præsentation af Tippeternes yngre og ældre fugle, og fra det første årti af stationens arbejde foreligger egentlige analyser af trækfugle og vadefugle, måger og ternere (Tåning 1941, 1944). Ende-

lig publicerede Lind (1956) en analyse af gæssenes forekomst igennem de første 29 år, som blev fulgt op af Madsen (1985) frem til 1983, men det store materiale vedrørende rastende og overvintrende svømmefugle er indtil nu forblevet så godt som ubearbejdet. Der er ganske vist udkommet specialundersøgelser over fuglenes forekomst i relation til vandplanter mv. i kortere åremål, men en samlet bearbejdning er ikke foretaget tidligere. Nærværende arbejde repræsenterer således den første samlede analyse af hele svømmefuglematerialet fra Tipperne 1929-2007.

Formålet med arbejdet er at præsentere og analysere en af verdens længste tidsserier med monitoring af vandfugle i et stort vådområde, hvilket har til hensigt at skabe et forbedret grundlag for udarbejdelse af forvaltningsplaner både for Ringkøbing Fjord og for andre Natura 2000-områder. Formålet er således at præsentere analyser, der dokumenterer svømmefuglenes afhængighed af miljøforholdene på en sådan måde, at de kan udgøre et gedigent referencemateriale også for andre lokaliteter og dermed bidrage til grundlaget for forvaltningen af vore mange internationalt betydningsfulde raste- og overvintringsområder for svømmefugle.

Afhandlingen er skrevet sådan, at omtalen af de enkelte arter kan læses uafhængigt af resten af teksten. Alligevel er det nødvendigt også at læse afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne samt diskussionen, såfremt man ønsker et samlet overblik over hovedproblematikkerne omkring svømmefuglenes forekomst i fjorden.

Miljøforholdene i Ringkøbing Fjord og på Tipperreservatet

For at forstå levevilkårene for svømmefuglene på Tipperne er det i første omgang nødvendigt at beskrive, hvad en optimal fuglelokalitet indeholder – set ud fra svømmefuglenes behov – og dernæst vurdere dette i relation til udviklingen i Ringkøbing Fjord.

Et vådområdes betydning for rastende og ynglende bestande af svømmefugle bestemmes af dets areal af forskellige egnede habitater, dets diversitet i vanddybder samt dets stabilitet i forekomsten af egnede planter og smådyr, som fuglene lever af. Et særlig godt vådområde vil således skulle indeholde en kombination af:

- dybere vandarealer med blød bund, hvor stimefisk holder til i de frie vandmasser, og andre fisk er tilknyttet bunden og giver føde til bl.a. Skarver *Phalacrocorax carbo*, lappedykkere og skalleslugere, og hvor muslinger lever i bunden og fungerer som føde for f.eks. en række dykænder;
- lavvandede arealer med bundplanter, der fungerer som fourageringsområde for arter, der især lever af selve planterne som f.eks. svaner (inkl. planternes rodknolde), Pibeænder *Anas penelope* og Blishøns *Fulica atra*, eller planternes frø som f.eks. Krik- *Anas crecca* og Spidsænder *Anas acuta*, og som levested for snegle, krebsdyr, småfisk og fiskeyngel, som f.eks. Skeænder *Anas clypeata*, Hvinænder *Bucephala clangula* og Tafelænder *Aythya ferina* lever af;
- arealer med mudderflader, der regelmæssigt blotlægges som følge af tidevand eller tørblæsninger, og som har rige forekomster af børsteorme, slikkrebs og dyndsnegle, som f.eks. Gravænder *Tadorna tadorna* og Gråænder *Anas platyrhynchos* samt vadefugle lever af;
- arealer med enge og rørsumpe med tagrør *Phragmites australis* og kogleaks *Scirpus* spp., der også fungerer som fourageringsområde for arter, der lever af planternes frø og som alternative fourageringsområder for planteædende vandfugle under højvandssituationer, eller når føden på fladvandet er spist op;
- samt egnede hvilepladser (til f.eks. dagrast og overnatning), der er beskyttede mod stærk vind og bølgegang.
- Endelig skal der være et vist minimum af fred for menneskelige forstyrrelser såsom windsurfing og jagt.

Det skal nævnes, at Blishønsene og alle svømmeænderne stort set er altædende, og de ovennævnte

eksempler udtrykker deres primære fødemer og/eller habitat. F.eks. vil Grå- og Spidsænder, der fouragerer i et vegetationsdækket område, utvivlsomt æde både plantefrø og smådyr tilknyttet vegetationen. Hertil kommer, at en række af svømmeænderne i langt højere grad fouragerer på smådyr om foråret end om efteråret (Cramp & Simmons 1977).

Ringkøbing Fjord har (eller havde førhen) alle disse habitater i rigeligt mål (Rambusch 1900, Spärck 1936), og det er grunden til, at fjorden siden begyndelsen af 1900tallet har været kendt for sin store fuglerigdom og i dag er udpeget som EF-fuglebeskyttelsesområde for ikke mindre end 30 arter, hvoraf hovedparten er svømmefugle. Ingen anden lokalitet i Danmark har så mange fuglearter på udpegningsgrundlaget.

Det er imidlertid også evident, at opretholdelse af rigelige fødemængder for tusindtallige svømmefugleflokke også fordrer et minimum af stabilitet i mængden og tilgængeligheden af disse føderesourcer. I Ringkøbing Fjord er det imidlertid ikke stabilitet, der har præget den godt 100-årige periode, hvor fjordens miljø- og naturforhold er rimeligt velbeskrevne. Fjorden har tværtimod været genstand for stærkt varierende miljøforhold gennem tiderne, ikke mindst hvad angår forbindelsen til Vesterhavet. Denne var oprindelig en naturlig åbning, som ved sandets vanding i løbet af 1700- og 1800tallet flyttede længere og længere sydpå mellem Tipperland (den oprindelige, sydfra kommende landtange, hvis rester nu udgør Tipperhalvøen) og Holmsland Klit, som ekspanderede nordfra ned på ydersiden af Tipperland, så Nymindestrømmen blev dannet. På grund af tilsanding medførte denne proces stadig mere besværlige besejlingsforhold, og siden 1845 har forbindelsen til havet været gennem gravede kanaler forskellige steder på klitten. Dette har medført, at fjordens vandstandsforhold og saltholdighed de sidste 100 år har svinget ganske meget – også efter 1931, hvor slusen i Hvide Sande blev bygget.

En anden markant ændring i miljøforholdene indtraf med afvandingen og opdyrkingen af Skjern Å-deltaet i 1960'erne og det samtidigt øgede næringsstofftab fra landbruget, som har ført til stærkt øget sedimentation og næringsstoffbelastning af fjorden. Resultatet blev malende sammenfattet af miljøminister Christian Christensen, som sagde "Bunden er død, fiskeriet og fuglene har det elendigt, vandet er smudsigt og grumset af småalger" (Ringkøbing Amts Dagblad 16.9.1986).

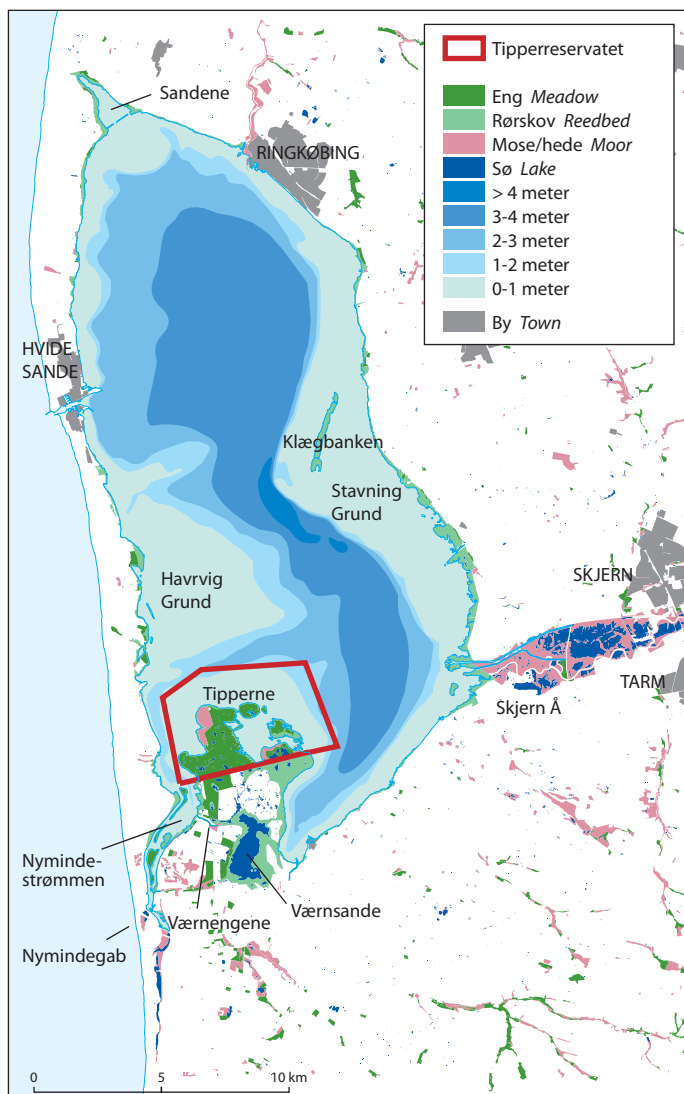


Fig. 1. Kort over Ringkøbing Fjord med de lavvandede grunde og dyb, strandengsarealer og rørsumpe ved fjorden samt Tipperreservatet indrammet i rødt.

Map of Ringkøbing Fjord with the shallow flats and trenches together with brackish meadows, reedbeds and moorlands around the fjord. The Tipperne Reserve is framed in red.

Nedenfor gives en grundig redegørelse for, hvad især ændringerne i fjordens salinitet og næringsstofbelastning har betydet for fjordens plante- og dyreliv og dermed for fuglene, der lever af disse.

Ringkøbing Fjord er landets største lagunefjord med et samlet vandareal på 285 km². De lavvandede dele af fjorden, der er vitale for ikke-dykkende vandfugle, udgøres især af tre større lavvandede grunde (Fig. 1). De største er Stavning Grund (46 km²), der ligger i fjordens østlige del og strækker sig fra Velling i nord til Skjern Å's udløb i syd, og Havrvig Grund (39 km²), der ligger umiddelbart nord for Tipperne og syd for Hvide Sande i fjordens sydvestlige

del. Tippergrunden, der omgiver Tipperhalvøen i fjordens sydende, er betydeligt mindre (18 km²) end de to andre grunde. Mindre lavvandede arealer findes i Værnsande, der er en brak og lavvandet sø, der omgives af Værnengene sydligst i fjorden, samt Sandene, den nordvestligste vig i fjorden. Det samlede lavvandede areal, her defineret som mindre end 1,5 m's dybde, udgør 135 km². Heraf har 72 km² eller 25,3% af fjordens samlede areal vanddybder mellem 0 og 50 cm og vil kunne udnyttes af de fleste ikke-dykkende arter. Andre 63 km² (22,1% af fjordarealet) har vanddybder mellem 50 cm og 1,5 m, der især kan udnyttes af svaner samt af arter, der bl.a.

Tabel 1. Fastsatte målsætninger for vandstand og salinitet i fjorden som følge af slusepraksis for Hvide Sande Slusen 1931-2007. I perioden 1937-67 er der i perioder fastsat forskellige salinitetsmål, uden at det har været muligt at finde disse eksakt beskrevet (Ministeriet for Offentlige Arbejder 1987, Ringkjøbing Amtskommune 1988a, Statshavnsadministrationen 1998).

Targets for summer and winter water levels and salinity in Ringkjøbing Fjord during five periods with different sluice management practices.

Periode <i>Period</i>	Sommervandstand <i>Summer water level</i> (cm DNN)	Vintervandstand <i>Winter water level</i> (cm DNN)	Salinitet <i>Salinity</i> (‰)	Bemærkninger <i>Comments</i>
1931-37	10-30 maj-oktober <i>10-30 May-October</i>	30 lejlighedsvis op til 50-100 november-april <i>30 but occasionally up to 50-100 during November-April</i>	Ukendt <i>Unknown</i>	Forskellige vintermaksima fastsat for enkelte år i perioden <i>Different targets for winter maxima set for individual years in this period</i>
1937-67	10-30 medio april-december <i>10-30 mid April-December</i>	20-35 januar-medio april <i>20-35 January-mid April</i>	Flere mål <i>Different targets</i>	Dog maks. 20 cm i perioden medio juli - ultimo september af hensyn til rørhøst <i>But not more than 20 cm mid-July to late September, due to reed cutting</i>
1967-86	do.	do.	5-10	
1987-95	10-35	10-35	8-15 (middel 10) <i>8-15 (average 10)</i>	Iværksat april 1987 <i>Initiated April 1987</i>
1995-2007	do.	do.	Sommer 12-15 Vinter 8-15 <i>Summer 12-15 Winter 8-15</i>	Iværksat efterår 1995 <i>Initiated autumn 1995</i>

fouragerer ved at opsamle plantemateriale, som svanerne taber (især Pibeænder og Blishøns; Holm & Clausen 2009, T.E. Holm et al. unpubl.).

De dybere resterende dele af fjorden, der udelukkende er tilgængelige for dykkende arter, udgør 150 km² (52,6%), har dybder mellem 1,5 og 5,1 m og findes især i fjordens nordlige del mellem Ringkjøbing og Hvide Sande samt i den sydøstlige del, der benævnes Falen Dyb. Derudover findes mindre, men dybe render nord for Tipperhalvøen og i Nymindestrømmen.

Fjorden omgives af enge, rørsumpe og landbrugsarealer samt sommerhus- og byområder. De største områder med eng og rørsump findes på Tipperhalvøen og på fjordens største ø, Klægbanken. Mindre eng- og rørsumparealer findes på Høje Sande ved Skjern Å's udløb og på fjordens øvrige småøer såsom poldene i Nymindestrømmen og ved Havrvig (se arealopgørelser for disse beskyttede naturtyper i afsnittet om beskyttelsen i Ringkjøbing Fjord og på Tipperreservatet nedenfor).

Vandstands- og salinitetsforhold

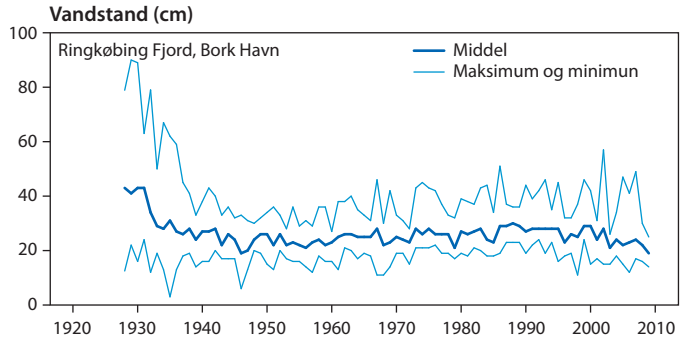
Variationen i fjordens vandstandsforhold og salinitet afhænger dels af, hvor meget saltvand, der kommer ind fra Vesterhavet, dels af hvor meget

ferskvand, der tilføres fjorden fra dens opland. Saltvandsindstrømningen fra havet er med sikkerhed den abiotiske faktor, der har varieret mest gennem tiderne – og har haft afgørende indflydelse på fjordens biologiske forhold.

Siden 1845 har forbindelsen til Vesterhavet som nævnt været gennem kanaler, men beliggenheden af de gravede render har vekslet. Fra 1845 til 1910 fandtes åbningen ved Nymindegab, men tilbagevendende problemer med tilsanding af udløbet førte til, at man i 1910 lukkede Nymindegab og åbnede en ny kanal ved Hvide Sande. Men i løbet af kort tid medførte voldsom strøm og en stormflod, at kanalen udvidede sig til mere end det tidobbelte, hvilket førte til, at store dele af fjorden fik næsten oceaniske salinitetsforhold (dvs. 33‰). Den store åbning betød også store oversvømmelser af landbrugsarealerne omkring fjorden, så man hurtigt måtte i gang med at få lukket hullet igen. Det lykkedes først i 1915, hvor man samtidig åbnede en ny kanal ved Nymindegab. Nymindegabet var herefter fjordens forbindelse til Vesterhavet frem til 1931 og dermed de første par år efter overvågningen af Tippernes fuglebestande påbegyndtes.

I 1928-31 blev der gravet en ny kanal ved Hvide Sande, men denne blev i modsætning til de tidli-

Fig. 2. Vandstand i Ringkøbing Fjords sydlige del 1928-2009. Målingerne er henholdsvis foretaget i Tipperhavnen (1983-91) og ved Kirkehøj nær Bork Havn (1928-82 og 1992-2007). Den tykke blå linje angiver årsmiddel (beregnet som middel af månedsmiddelværdier, så måneder med få målinger vægtes ligeså højt som måneder med daglige målinger), mens de tyndere blå linjer angiver hhv. maksimum og minimum af månedsmidler. Data fra 1928-82 er fra Meltofte (1987), 1983-91 fra feltstationen, og data efter 1992 er modtaget fra Kystdirektoratet. Vandstanden er angivet i cm DNN. Se detaljer om korrektioner i Appendiks 1. *Water level (cm above Danish Ordnance Datum) in the southern part of Ringkøbing Fjord 1928-2009 given as annual mean (heavy blue) together with maximum and minimum of monthly means (pale blue).*



gere forsynet med et stort sluseanlæg. Siden åbningen i august 1931 har denne sluse været benyttet til at regulere fjordens vandstand og salinitet. For Tipperne har flytningen af kanalen fra fjordens sydvestlige hjørne til en mere central placering på Holmsland Klit tillige betydet, at den sydvestlige del af fjorden omkring Tipperne i dag er mere brak end fjorden nord for Tippergrundene, og at der i dag er en ringere vandudveksling omkring Tipperne, end der var, dengang åbningen fandtes ved Nymindegab. I perioden fra 1928 til i dag, hvor Tipperne har været genstand for overvågning af fuglene, har fjorden således gennemgået flere faser, hvor udløbet ikke alene er flyttet, men hvor der mindst fem gange er ændret på regulativet for slusepraksis, dvs. den måde man styrer vandudvekslingen gennem slusen, der både kan bruges til at lukke fjordens brakvand ud og Vesterhavets saltvand ind, hvorved fjordens vandstand og salinitet kan reguleres (Tabel 1).

Der er målt vandstand i havnen på Tipperne stort set siden starten af feltstationen, men da materialet er huller, og vi ikke har nogen oplysninger om hyppighed af nivellering af målet f.eks. efter isvintre, har vi for årene før 1972 valgt at bruge data fra Kirkehøj nær Bork Havn øst for Tipperne. Der er imidlertid generelt en meget fin sammenhæng mellem vandstanden på Tipperne og ved Kirkehøj i perioder med samtidige målinger (se Appendiks 1), hvorfor den beskrevne udvikling fra Kirkehøj må antages at gælde for Tipperne også før 1970'erne.

I 1928-31, dvs. inden slusen i Hvide Sande blev bygget, var vandstanden i fjorden, som i resten af de danske farvande (Thomsen & Hansen 1970), præget af generelt høje vandstande om efteråret og vinteren og lave i maj-juni (Meltofte 1987) (Fig. 2).

I de år blev vandudvekslingen gennem åbningen ved Nymindegab bestemt af tidevandet, der har en amplitude på 0,6-0,8 m i denne del af Vesterhavet (Statshavnsadministrationen 1998; se også Appendiks 1) og af vindstuvninger, der førte større mængder vand ind i fjorden i perioder med vestlige vinde og ud af fjorden i perioder med østlige vinde. Iflg. et dagbogsnotat fra Tipperne kunne man f.eks. cykle på Værnsande i juni 1928. Fra 1931, hvor Hvide Sande-slusen blev indviet, og frem til 1937 lod man vandstanden stige om vinteren for at oversvømme og dermed gøde engene ved fjorden. Efter 1937 ønskede landbruget ikke længere denne praksis, hvilket afspejles i, at såvel årsmiddel som maksimum af månedsmidler for vandstanden har ligget markant lavere siden 1937 (Fig. 2 og 3), og i at udsvingene i vandstandene generelt er blevet mindre. I perioden frem til slutningen af 1960'erne var vandstanden til tider så lav i sommerhalvåret, at store dele af fjordens lavvandede arealer blev tørlagt; f.eks. blev Værnsande periodisk tørlagt i 1950'erne (Lind 1957).

Ser man på udviklingen i vandstanden på Tipperne i perioden 1973-2007, hvor der er foretaget næsten daglige målinger, viser det sig, at vandstanden i fjorden heller ikke her har været stabil. Ændringen i slusepraksis i 1987 førte til højere sommervandstande de tre efterfølgende år, hvorefter vandstanden atter faldt til niveauet fra før 1987 (Fig. 4). Tilsvarende førte en ny slusepraksis i 1995 til forhøjede sommervandstande de fleste af årene frem til 2003. En redegørelse fra Danmarks Miljøundersøgelser (2004) påpegede imidlertid, at de forhøjede sommervandstande formentlig havde negative konsekvenser for ynglefuglene på Tipperne, hvorefter man med succes har forsøgt at undgå

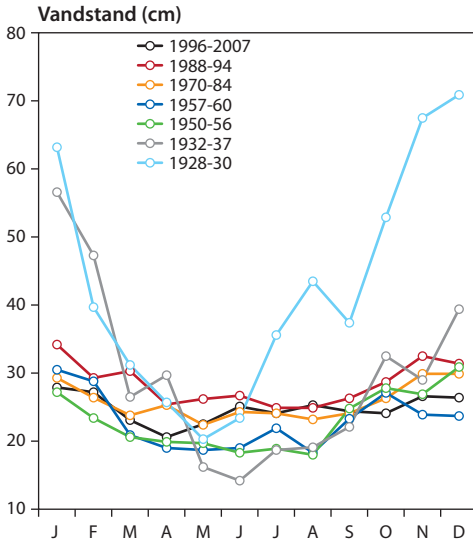


Fig. 3. Årsvariationen i middelvandstanden målt pr måned ved Kirkehøj i perioden før slusen blev etableret samt i seks perioder med forskellig slusepraksis, jf. Tabel 1. Kalenderår, hvor slusepraksis er ændret, er udeladt fra beregningerne, og perioderne 1938-49, 1961-69 samt 1985-87 er udeladt, fordi der ikke er samtidige målinger af salinitet.

Annual variation (monthly means) in water level in the southern end of Ringkøbing Fjord before the sluice at Hvide Sande was established in 1931 and in periods with different sluice management schemes following that (see Table 1).

disse situationer. Den nyeste slusepraksis har generelt ført til lavere vandstande om foråret, sommeren og efteråret, især efter 2003, hvorimod vintervandstanden som førhen har været stærkt varierende.

Både sidst i 1940'erne og sidst i 1950'erne har der tilsyneladende været perioder, hvor man valgte at hæve saliniteten, uden vi har kunnet spore en omtale heraf. Det fremgår således, at saliniteten i perioden 1957-60 var markant højere end i 1950-56 (Fig. 5).

Fra 1931 til 1962 måtte man regelmæssigt lukke større mængder vand ind og ud af slusen for at holde udløbet ved lige. I 1963 fik man en sandpumpe, der gjorde det muligt at vedligeholde udløbet uden den store vandudveksling (Jensen et al. 1988), og fra 1967 fastsattes en ønsket salinitet på 5-10‰ i fjorden. Dette resulterede i en betydeligt mere fersk fjord med ringere vandudskiftning end før 1963, en situation der herskede frem til 1986. I et forsøg på at forbedre fjordens miljøtilstand ændredes regulativet for saliniteten i april 1987, hvorefter der tilstræbtes en salinitet på 8-15‰. I sensommeren 1995 gennemførtes den seneste og nugældende

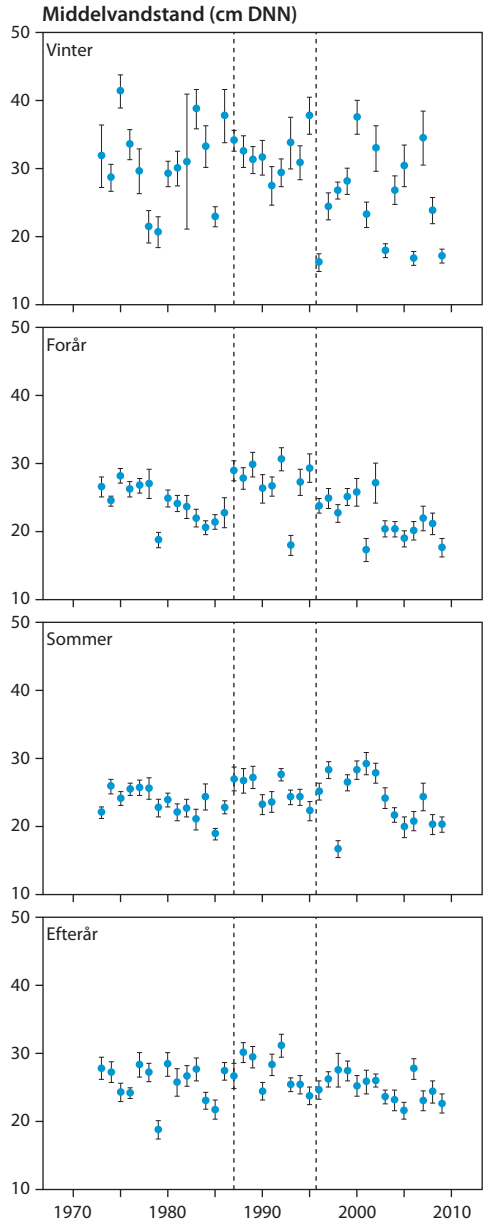


Fig. 4. Middelvandstanden ($\pm 95\%$ konfidensintervaller) på Tipperne 1973-2009 fordelt på fire sæsoner, henholdsvis vinter (december-februar), forår (marts-maj), sommer (juni-juli) samt efterår (august-november). Vandstanden er målt på Tipperne eller estimeret ud fra målinger ved Kirkehøj på dage, hvor der ikke er foretaget måling på Tipperne (jf. Appendiks 1). De stiplede linjer angiver tidspunkt for ændring af slusepraksis.

Mean water level ($\pm 95\%$ confidence intervals) at Tipperne 1973-2009, divided in four seasons, winter (December-February), spring (March-May), summer (June-July), and autumn (August-November). Hatched lines indicate when sluice operations were changed.

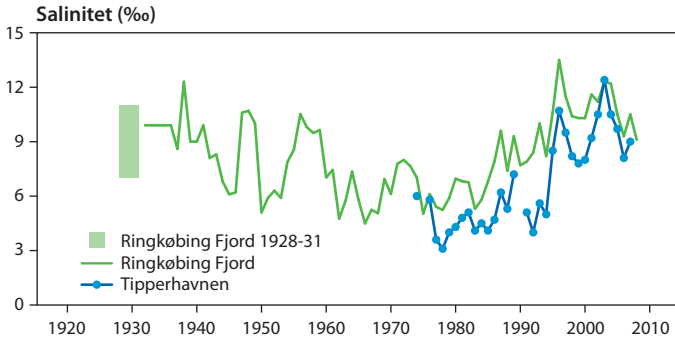


Fig. 5. Saliniteten i Ringkøbing Fjord 1928-2007. Den lange tids-serie er baseret på Hvide Sande Havns målinger fra seks faste målestationer, hvor kurven viser simple gennemsnit af målingerne. Målingerne foretaget i Tipperhavnen 1974-2007 er anført som årsmiddel (beregnet som middel af månedsmiddelværdier, så måneder med få målinger vægtes ligeså højt som måneder med daglige målinger). Efter 1996 er der ikke foretaget målinger i Tipperhavnen i vinter-

perioden (december-februar) enten fordi fjorden var frosset til i store dele af perioden (første to år) eller fordi feltstationen ikke har været bemanded. Den lodrette streg til venstre angiver omtrentlig salinitet i fjorden i perioden 1928-31, før Hvide Sandeslusen åbnedes.

Mean annual salinity in Ringkøbing Fjord 1928-2007 (green bar and line) and for the Tipperne Reserve 1974-2007 (blue line).

ændring af slusepraksis, hvorefter vandstanden forudsættes at variere mellem 10 og 35 cm over dansk normal nul (DNN), og at holde en så konstant saltholdighed som muligt – om sommeren i intervallet 12-15 ‰ og i vinterhalvåret ikke under 8 ‰. Den seneste slusepraksis har ikke kun medført en generelt højere salinitet i fjorden, men også at fjorden aktuelt udsættes for større udsving i saltholdighed end den gjorde i f.eks. 1970'erne (Fig. 6).

Tilførslen af ferskvand til Ringkøbing Fjord kommer fra et afstrømningsområde på 3477 km² (15% af Jyllands areal). Tilførslen domineres af Skjern Å, der med et meget stort opland på 2490 km² er Danmarks vandrigeste vandløb, og som bidrager med 70% af det ferskvand, som tilflyder fjorden. Tilstrømningen af ferskvand bestemmes af nedbørsmængderne, som varierer betydeligt fra år til år. I perioden 1981 til 2007, hvor tilførslen er beregnet for 21 af årene, blev der gennemsnitligt tilført 1663 mio. m³ ferskvand pr år, mindst i 1995 (1069 m³ i 1995) og mest i 1981 (2383 mio. m³) (data fra Miljøcenter Ringkøbing, J.W. Hansen in litt.). Den store variation i ferskvandstilførslen er medvirkende til, at det kan være vanskeligt at styre saliniteten i fjorden.

Siden 1928 har vi haft isvintre med langvarigt isdække på fjorden i 1928-29, 1939-40, 1940-41, 1941-42, 1946-47, 1955-56, 1962-63, 1969-70, 1978-79, 1981-82, 1984-85, 1985-86, 1986-87 og i 1995-96 (Cappelen & Jørgensen 2010).

Eutrofiering

Introduktionen af traktorer og kunstgødning i 1950'erne hhv. som erstatning for arbejdsheste og

supplement til husdyrgødning blev starten på en intensivisering af landbrugsdriften overalt i Europa. I Ringkøbing Amt steg antallet af svin fra godt 400 000 til knap 1,2 millioner mellem 1955 og 1983, mens antallet af malkekøer var stabilt i samme periode (Kern-Hansen 1986). Intensiveringen af landbruget og behovet for at brødføde de mange nye svin medførte øget opdyrkning og dræning af lavbundsarealer især langs kysterne og i ådalene, som i kombination med et stigende forbrug af kunstgødning førte til øget udvaskning af næringsstoffer fra de nyopdyrkede landbrugsarealer. Kern-Hansen (op.cit.) viste, at forbruget af kvælstof fra kunstgødning mellem 1950 og 1980 var steget fra ca 15 kg pr ha til ca 145 kg pr ha i Ringkøbing Amt, og at stigningen her var større end i Danmark som helhed. Han viste også, at forbruget af fosfor i kunstgødningen var højere i Ringkøbing Amt end i landet som helhed, herunder at der blev tilført 16 kg mere fosfor pr ha, end afgrøderne på markerne kunne udnytte.

Særligt i et område som Vestjylland, hvor landbrugsarealerne er domineret af sandjorder, og hvor der oven i købet falder 100-200 mm mere nedbør end i den østlige del af landet, sker der en stor udvaskning af næringsstofferne i gødningen (Kern-Hansen 1986). Denne udvaskning blev forværret af, at man ved at udrette Skjern Å og opdyrke åens tidligere delta i 1960'erne fjernede et naturligt rodzonestystem, der må have optaget en del af de udledte næringsstoffer, uden at de konkrete mængder dog er kendte. Dårlig eller ingen rensning af spildevandet fra byernes kloaksystemer førte samtidig til øget udledning af især fosfor. I Ringkøbing Fjords opland er der desuden et større antal dambrug, der

også bidrager med større fosforudledninger (Ringkøbing Amt 2004).

I begyndelsen af 1970'erne blev man opmærksom på de problemer, den øgede udledning af både kvælstof og fosfor medførte for plante- og dyrelivet i de danske søer, åer og fjorde, men der kom til at gå næsten 20 år, inden der for alvor blev taget hånd om problemerne med den første vandmiljøplan i 1987. Det ligger imidlertid udenfor rammerne af denne afhandling at redegøre for de eksakte udviklinger i udledningen af næringsstoffer fra fjordens opland samt bestræbelserne på at bekæmpe disse. Der henvises i stedet til en række større udredninger foretaget af myndighederne gennem tiderne (Ringkøbing Amt/Amtskommune 1983, 1988a, 2004, 2006). Her vil vi blot redegøre for næringsstoffernes effekter på fjordens plante- og dyreliv.

Næringsstofbelastningen har ført til ubalance i fjorden ved stærkt øget vækst af encellede planktoniske alger og/eller blågrønaler (også kaldet cyanobakterier) samt af epifytiske alger, der hhv. skygger for og dækker planterne, så de hæmmes eller dør, ligesom den fører til masseforekomster af makroalger på lavt vand. Man taler i sådanne tilfælde om overgødskning eller eutrofiering. Det eutrofieringsbetingede makroalgensamfund består hyppigst af bladformede grønaler som søsalat *Ulva lactuca* og rørhinde *Enteromorpha* spp., trådformede grønaler som krølhårstang *Chaetomorpha linum* og vandhår *Cladophora* spp., samt det brunlige 'fedtemøg', der er en samlebetegnelse for løstliggende tråde af brunalgerne dunalge *Pilayella littoralis* og almindelig vatalge *Ectocarpus siliculosus*. I Ringkøbing Fjord har der især været problemer med epifytiske alger og blågrønaler, men sidstnævnte er reduceret i forekomst og til gengæld erstattet af hidtil usete mængder af søsalat efter den nye slusepraksis i 1995 (Ringkøbing Amt 2006).

Alle algerne konkurrerer med fjordens bundplanter om næringsstofferne, ligesom planktonalgerne og epifytiske alger skygger for planterne, hvorved deres vækst bliver forringet, hvis de ikke dør helt bort. Algerne kan i varme sommerperioder blomstre op i så store mængder, at de forårsager iltsvind på lavt vand, både ved at optage ilt i forbindelse med deres respiration om natten, og fordi der forbruges store mængder ilt, når algemåterne henfalder og går i forrådnelse, hvorved der efterlades store døde pletter blandt blomsterplanter og kransnålalger på lavt vand.

Sigtddybden benyttes som et indirekte mål for vandkvaliteten. Den er defineret ved den dybde, hvortil man kan se en Secchi-skive (en cirkelrund

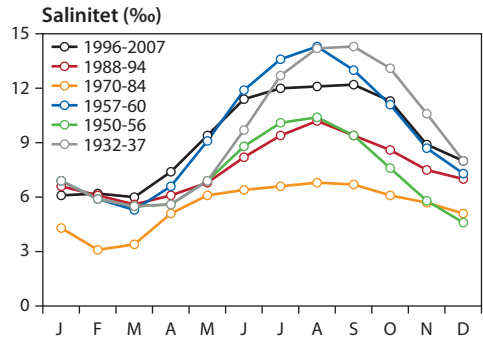


Fig. 6. Årsvariationen i saliniteten i Ringkøbing Fjord pr måned i seks perioder med forskellig slusepraksis, jf. Tabel 1. Kalenderår, hvor slusepraksis er ændret, er udeladt fra beregningerne. Kurverne fra de fire perioder før 1985 er reproduceret fra LICconsult (1985) og baseret på Hvide Sande Havns salinitetsmålinger. Kurverne for de to perioder efter 1985 er baseret på Ringkøbing Amt/Miljøcenters målinger. Sammenlignes værdierne i denne figur med Fig. 5, synes de nyeste målinger fra efter 1996 at være højere sammenlignet 1930'erne og sidst i -50'erne. Det skyldes formentlig forskellig kalibrering af måleinstrumenter – og vi vurderer, at denne figurs værdier baseret på amtets/miljøcentrets målinger er de mest præcise.

Annual variation (monthly means) in salinity in Ringkøbing Fjord in six periods with different sluice management schemes (see Table 1).

hvid plade med 30 cm diameter), som sænkes ned i vandet. Vandets gennemsigtighed bestemmes af mængden af planktonalger og af sedimentpartikler, der slemmes op fra bunden i forbindelse med blæst. Sigtddybden vil således være høj, hvis der er god vandkvalitet med mange bundplanter, der også medvirker til at fastholde sedimenterne på bunden, og lav hvis der er mange planktonalger og få bundplanter.

De første målinger af sigtddybden i Ringkøbing Fjord er fra 1928, hvor Johannes Iversen den 8. august målte en sigtddybde på 2 m i "den forholdsvis klare Nymindestrøm" og noterer sig, at sigtddybden var ringere i andre dele af fjorden og årsag til, at planter næppe voksede under 2 m dybde (Spärck 1936). Han betegnede også vandkvaliteten i fjorden som ringe og baserede dette udsagn på andres samtidige målinger af sigtddybder mellem 4 og 10 meter i Limfjorden, Kattegat og Østersøen. I juli 1972 målte Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse (1973) atter sigtddybden i fjorden, og den var stadig imellem 2,05 og 2,25 m på besøgte stationer, der var tilstrækkelig dybe til, at en måling kunne foretages. I somrene 1980-82 gentog man målingerne; sigtddybden

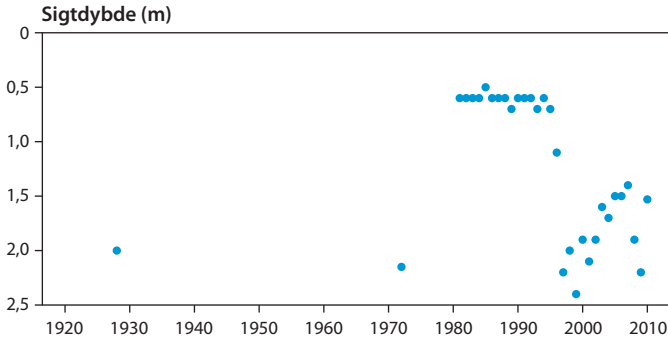


Fig. 7. Sommersigtdybden i Ringkøbing Fjord målt i 1928 (J. Iversen i Spärck 1936), 1972 (Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973) og årligt siden 1981 (Ringkøbing Amt/Miljøcenter Ringkøbing).

Summer Secchi depth in Ringkøbing Fjord as measured in 1928, 1972 and annually since 1981.

var nu markant forringet og blev målt til mellem 30 og 80 cm (Ringkøbing Amtskommune 1983).

Vandkvaliteten i Ringkøbing Fjord blev i 1986 og -87 sammenlignet med fem undersøgte delområder i Limfjorden samt Odense Fjord (Ringkøbing Amtskommune 1988b). På dette tidspunkt havde fjorden en betydeligt ringere vandkvalitet udtrykt ved højt kvælstof- og fosforindhold i vandet samt højt klorophyl-a indhold. Klorophyl-a-koncentrationen er et mere præcist mål for mængden af encellede alger i vandet end sigtdybden, fordi det er et mål for indholdet primært af fotosyntesepigment i de planktoniske alger. I Ringkøbing Fjord var middelkoncentrationen 48 $\mu\text{g/l}$ mod 4 $\mu\text{g/l}$ i Odense Fjord og mellem 4 og 19 $\mu\text{g/l}$ i de fem områder i Limfjorden.

Den ringe sommersigtdybde i fjorden på mellem 50 og 70 cm fortsatte frem til sommeren 1995, hvorefter man forøgede saliniteten i fjorden, så der indvandrede en bestand af saltvandskrævende sandmuslinger *Mya arenaria*. Sandmuslinger lever af at filtrere planktonalger ud af vandet og forbedrer dermed vandets gennemsigtighed, hvilket allerede kunne måles i sommeren 1996, hvor sigtdybden var 1 m. Sommersigtdybden har efterfølgende i perioden 1997-2009 varieret mellem 1,3 og 2,7 m (Fig. 7). Petersen et al. (2008) giver en udførlig gennemgang af skiftet i fjordens abiotiske og biologiske forhold som følge af salinitetsskiftet i 1995.

Tilmudring og tilgroning

I løbet af 1900tallet blev alle de store engområder omkring fjorden afvandet og opdyrket. Dette kulminerede med udretningen af Skjern Å og afvandingen af engene i deltaet, som blev gennemført i 1962-68, og som tilførte fjorden yderligere problemer i form af forøget udvaskning af sedimenter og næringsstoffer. På Tipperne resulterede det i

tilmudring af grunden, der førhen havde henligget som et sandet flak. Det accelererede tilgroningen især omkring Opgrøden, en strand-rørsump, der siden begyndelsen af 1940'erne var opstået på den højeste del af Tippetande. Siden 1970'erne har man ved slåning og græsning med kreaturer forsøgt at få omdannet noget af rørsumpene til engarealer, men med begrænset succes.

Opvæksten af Opgrøden, som nu dækker ca 1 km^2 , har ikke medført væsentlige indskrænkninger i ændernes fourageringsmuligheder, måske tværtimod. Tippetande har altid været et vegetationsløst sandflak, som ænderne formentlig blot rastede på. Med opvæksten af en rørsump bestående af kogleaks og tagrør opstod der et område, som svømmeænderne utvivlsomt kan udnytte som fourageringsområde. Frø fra strand-kogleaks *Scirpus maritimus* er således et af de hyppigst forekommende fødeemner hos både Krik- og Grænder, der begge også i mindre omfang spiser frø fra tagrør (Madsen et al. 1992, Brochet 2009, Brochet et al. 2009).

Okkerforurening eller ej

Udretningen af Skjern Å og afvandingen af deltaet førte endvidere til øget iltning af pyritholdige jordlag, hvilket medførte, at jern blev udledt som okker via åen til fjorden. I 1970'erne blev okkerforureningen beskyldt for at have forårsaget store negative effekter på fjorden, herunder bunddyrfaunaen og fiskene, der levede af dyrene. Men faktisk er evidensen ringe. Der er ingen tvivl om, at fjorden blev tilført meget okker, hvilket bl.a. ses af en forøget aflejring af jern i fjordens sedimenter fra 1963 til midt i 1970'erne (DGU 1978). Men Wiberg-Larsen (1977) kunne ikke spore en negativ effekt af okkeren på invertebratfaunaen i åsystemet, og Forchhammer (1978) konkluderede det samme for fiskenes og invertebraternes vedkommende i fjorden.

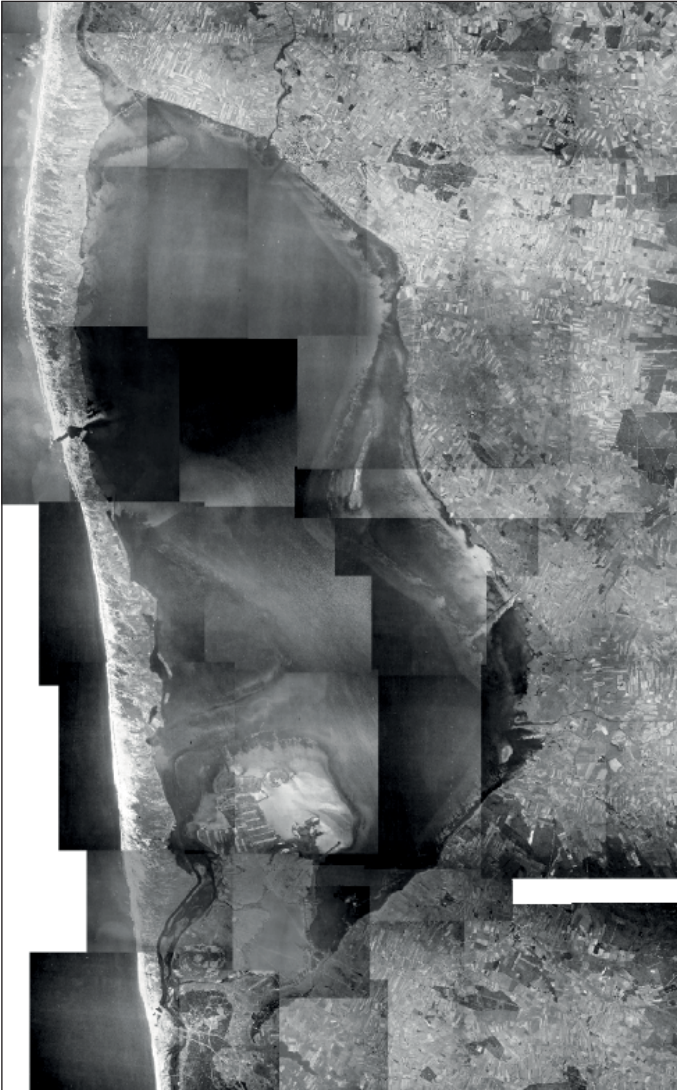


Fig. 8. Collage af luftfotos taget af Royal Air Force over Ringkøbing Fjord i 1945. Bemærk at de nordlige og vestlige dele af Tippergrund, hele Havrvig Grund og større dele af Stavning Grund var vegetationsdækkede (mørke partier), hvorimod det område, der i dag er dækket af Opgrøden, var et sandet flak (lyse partier). Det hvide rektangel syd for Skjern Å blev ikke fotograferet. Gengivet med tilladelse fra I-GIS.

Collage of aerial photographs taken by Royal Air Force in 1945. The northern and western parts of Tippergrund, all of Havrvig Grund, and the majority of Stavning Grund are covered by vegetation (dark parts) in contrast to the sandy area where Opgrøden is found today (bright parts). The white rectangle south of Skjern Å was not photographed. Reproduced with permission from I-GIS.

Bundplanter

Udbredelsen af blomsterplanter og alger i fjorden har været genstand for flere grundige undersøgelser. Johannes Iversen kortlagde fjordens plantesamfund i 1928-31, dvs. de sidste fire år af brakvandperioden 1915-31 (Spärck 1936). Hans Matthiesen foretog detaljerede undersøgelser af fjordens vegetation igennem en menneskealder, men især i 1956-58. Resultaterne er ikke selvstændigt publiceret, men rådata er heldigvis bevarede, så senere undersøgelser har kunnet drage nytte heraf. Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse (1973) foretog

i sommeren 1972 en kvalitativ undersøgelse, som især beskrev arternes forekomst og hyppighed langs en række transekter. I sommeren 1978 foretog Thomas Kiørboe en meget detaljeret undersøgelse af vegetationen indenfor Tipperreservatet. I modsætning til de tidligere undersøgelser, omfatter denne også biomasseudtagninger, hvorefter Kiørboe (1980a, 1980b) både kunne give estimater over planternes årsproduktion og fødegrundlaget for de planteædende vandfugle på Tippergrunden. I sommeren 1979 foretog Anna Lise Mortensen (1980) en

mindre undersøgelse af forholdene nord og vest for Tipperne. Jan Steinbring Jensen (1986) gentog Kiørboes undersøgelser i 1984 og 1985 og gennemførte derefter årlige opgørelser af biomassen på Tippergrunden i årene 1986-99 (dog undtaget 1993) (Jensen 2000). Sideløbende med undersøgelse på Tipperne har Ringkjøbing Amt og Miljøcenter Ringkøbing undersøgt vegetationen langs et sæt faste transekter i store dele af fjorden årligt siden 1986 (dog 1988 undtaget).

Jensen et al. (1988) sammenfattede de mange undersøgelser af vegetationen i fjorden 1931-86. Birgit Olesen (2007) opdaterede udviklingen frem til 2004 og beskrev herunder nyere forandringer forårsaget af det øgede saltvandsindtag siden 1995. I det følgende gives en sammenfatning af disse udførlige beskrivelser for hele fjorden sammenholdt med en detaljeret beskrivelse af udviklingen på selve Tippergrunden.

I feltstationens første år var bundvegetationen i fjorden som helhed præget af den ofte tilsandede åbning i fjordens sydvestlige hjørne, som især om sommeren gav relativt ringe udveksling af saltvand med Vesterhavet, men som til gengæld indebar, at åbningen til havet lå tæt på reservatet. I følge Iversen var vegetationen på Tippergrunden, den sydlige del af Havrvig Grund og i Værnsande derfor domineret af salttolerante havgræsser *Ruppia* spp. (Spärck 1936). Udprægede marine arter som dværgålegræs *Zostera noltii* og almindelig ålegræs *Zostera marina* fandtes kun i Nymindestrømmen. Kransnålalgen ru kransnål *Chara aspera* dominerede de lavvandede områder langs hele fjordens østside samt på fjordens nordvestlige side mod syd til Hvide Sande, men var fraværende på Tipperne. Brak- og ferskvandsarten børsteblandet vandaks *Potamogeton pectinatus* fandtes på lidt dybere vand i de samme områder som ru kransnål, men også på de østlige dele af Havrvig Grund og på Tippergrunden øst for halvøen. Spärck (1936) omtaler også forekomster af flere blomsterplanter og kransnålalger tilknyttet ferskvand, men ingen af disse syntes at have haft kvantitativ betydning.

I 1945 kom det første vidnesbyrd om vegetationens udbredelse set fra luften i form af Royal Air Forces landsdækkende fotografering af Danmark. Her kan man se, at stort set hele Havrvig Grund og Stavning Grund er dækket af vegetation (Fig. 8). På Tippergrunden er det især områderne nord og vest for Tipperne, der er dækket – hvorimod området mod øst er vegetationsløst.

I 1956, dvs. 25 år efter, at man havde flyttet åbningen op til slusen i Hvide Sande, viser Hans Ma-

thiesens undersøgelser, at artssammensætningen i fjorden var stort set uændret. Men udbredelsen af arterne var forandret, fordi saltvandsåbningen var flyttet. Det samme var ålegræsarterne, der nu kun fandtes i et område umiddelbart indenfor Hvide Sande-slusen, og på Tippergrunden domineredes vegetationen af børsteblandet vandaks og langstillet havgræs *Ruppia cirrhosa* samt andre brakvandstilknyttede plantearter såsom vandkrans *Zannichellia major* og aks-tusindblad *Myriophyllum spicatum*. Desuden var kransnålalgerne baltisk kransnål *Chara baltica* og redetråd *Tolypella nidifica* blevet hyppige i området (Jensen et al. 1988). Hverken Iversen eller Mathiesen foretog kvantitative undersøgelser, men de noterede begge, at der var udbredt plantedække ned til omkring 2 m's dybde, og Mathiesen havde enkelte forekomster af ålegræs ned til 3,5 m's dybde ved Hvide Sande.

Undersøgelsen i 1972 (Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973) var ikke nær så omfattende som de tidligere og senere undersøgelser, men den dokumenterer, at vegetationssammensætningen, der stadig domineredes af børsteblandet vandaks, var blevet endnu mere præget af arter, der er tilknyttet den mere ferske ende af brakvandsamfundet. F.eks. var strand-vandranunkel *Batrachium baudotii* omtrent lige så hyppig som langstillet havgræs. Undersøgelsen viser også de første tegn på eutrofieringsproblemer, idet flere af kransnålalgerne, der er følsomme overfor eutrofiering (Blindow 1992), var blevet mindre hyppige, end de var i 1950'erne. Større forekomster af fedtemøg og vandhår fandtes ved Ringkøbing og vandhår ved Venner Å's udløb. Søsalat var almindeligt i fjordens dybere dele, og der var kraftige forekomster af epifytiske alger på børsteblandet vandaks i de dele af fjorden, der ligger nærmest Skjern Å's udløb (Falen Dyb og Stavning Grund fra åens udløb og op mod Klægbanken).

Da der som nævnt ikke findes kvantitative oplysninger fra før 1978, har Tage Madsen, Tarm, hjulpet os med forespørgsler hos ældre fiskere. Fjordfisker og jæger Gert Pedersen, Nr. Bork, der har kendt forholdene i fjordens sydlige del siden 1950'erne, fortæller, at der allerede var godt med vegetation på grundene dengang, men at der skete en klar øgning i mængden af grøde frem til 1970'erne, dvs. i den periode, hvor eutrofieringen øgedes markant. "I 70'erne var der masser af grøde, når man var på jagt med skydekasser. De udlagte lokkeænder kunne ofte blive fulde af 'græs' på pinden, og dette måtte fjernes, for at lokkefuglen virkede."

Det, der formentlig især skete i løbet af 1960'erne og 70'erne, var en forskydning i artssammensætning-



Fig. 9. Blomstrende aks-tusindblad *Myriophyllum spicatum* dannede rødbrune bræmmer på vandoverfladen yderst på Tippergrunden i sommeren 1978. Foto: Morten Schou.

Flowering water milfoil Myriophyllum spicatum on outer Tipperne flats in the summer of 1978.

gen, nok så meget som det var en vækst i biomassen. Frem til 1960'erne var fjordens vegetation domineret af kransnålalger, der typisk findes som meget tætte måtter på fjordbunden, idet de fleste arter kendt fra fjorden sjældent bliver over 30–40 cm høje, med undtagelse af baltisk kransnål, der kan blive op til 90 cm høj (Moore 1986). Kransnålalgerne blev derefter gradvist erstattet af tre vandplanter, der er karakteriserede ved, at biomassen ligger højt i vand-søjlen (de danner nærmest et 'træ' med stamme og krone) – nemlig børstebladet vandaks, aks-tusindblad og strand-vandranunkel (Fig. 9 og 10).

Forskudningen i artssammensætningen kan dels forklares ved, at fjorden blev mere fersk i denne periode, hvorfor disse mindre salttolerante arter blev favoriseret, dels ved at fjordens vand i løbet af 1960'erne og 70'erne blev stadig mere eutroft. Det kan have medført, at de tre nævnte 'høje' arter, gik frem på bekostning af kransnålalgemåtterne på bunden, hvorved kransnålalgerne kun overlevede på det allerlaveste vand (Blindow 1992, 2000). Denne udvikling var formentlig i gang i store dele af fjorden før 1978, men var endnu ikke slået helt igennem på Tipperne i 1978, hvor der stadig var

rige forekomster af kransnålalger også på lidt dybere vand, men nu især af arten skør kransnål *Chara globularis* (Kiørboe 1980a) (Fig. 10). Det er en art, der generelt forekommer i mere ferske områder end de førhen dominerende arter ru og baltisk kransnål samt redetråd (Blindow 2000), men måske vigtigere – en art der er betydeligt mere tolerant overfor relativt høje koncentrationer af fosfor og kvælstof end både ru og baltisk kransnål (Simons & Nat 1996).

Den samlede biomasse af bundplanter på Tippergrunden i 1978 kan synes stor, men biomassen af planter per m² er på niveau med, hvad der er fundet på en lang række andre undersøgte danske lokaliteter (Tabel 2).

Undersøgelserne på Tippergrunden viser, at der herefter skete en markant tilbagegang i vegetationen fra 1978 til 1979 og en samtidig fremgang i epifytbevoksningen af planterne. Kiørboe & Jensen (1988) har ud fra egne og Anna Lise Mortensens undersøgelser sammenfattet, hvordan eutrofieringsproblemerne nærmest rullede hen over reservatet fra øst. I 1978 registreredes epifytter stort set kun på planterne øst for Tipperne, i 1979 udgjorde de gennemsnitligt halvdelen af biomassen nord for Tipper-

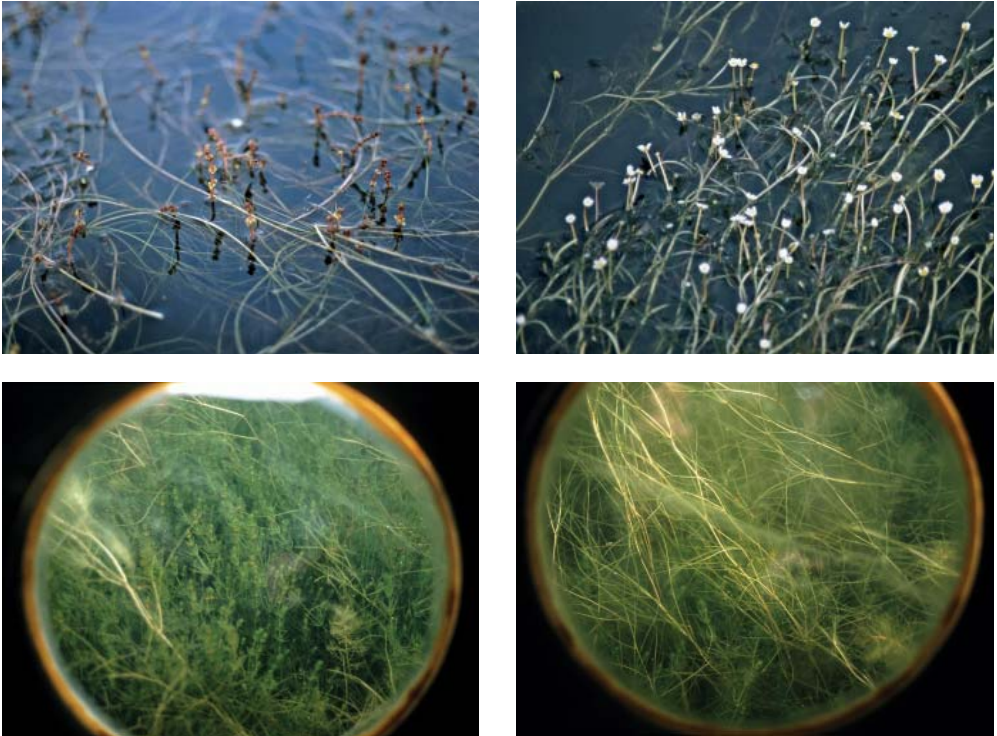


Fig. 10. Fotos af den rige bundvegetation, der var på Tipperne i sommeren 1978. De øverste viser vegetationen helt oppe i vandoverfladen, som var domineret af blomstrende aks-tusindblad *Myriophyllum spicatum* (t.v) og strand-vandranunkel *Batrachium baudotii* (t.h). De nederste fotos, taget gennem vandkikkert, viser et samfund domineret af skør kransnål *Chara globularis* (t.v.), der gror i tætte bestande nær bunden, samt et samfund domineret af børstebledet vandaks *Potamogeton pectinatus* (t.h.), der har en større del af biomassen oppe i vandsøjlen. Fotos: Morten Schou.

*Photos of the rich submersed vegetation found on the Tipperne shallows in the summer of 1978. This was dominated by surface flowering species such as water milfoil *Myriophyllum spicatum* (upper left) and brackish water-crowfoot *Batrachium baudotii* (upper right), dense beds of charophytes (mainly *Chara globularis*) growing near the bottom (lower left), and fennel pond-weed *Potamogeton pectinatus* growing in the upper parts of the water-column (lower right).*

ne og en tredjedel i Rødsandshagebugten vest for Tipperne (Mortensen 1980). Biomassen af planter på Tippergrundene blev i 1978 opgjort til 762 tons tørvægt (Kiørboe 1980a), hvorimod den få år senere – i 1984 – blot var 161 tons (Fig. 11). Herefter skete der en vis genvækst, så der var 474 tons i 1985 og 581 tons i 1986 (Jensen 1986, 1987). Denne tilstand, men med op- og nedgange, fortsatte frem til 1995, hvor vegetationen stort set forsvandt, efter at der blev lukket mere saltvand ind i sensommeren 1995.

Udviklingen på Tipperne er kendetegnende for det meste af fjorden. Jensen et al. (1988) viste således, at vegetationen i 1986 ikke længere forekom på dybder større end omkring 1 m, og at der i 1981-83 var masseforekomster i form af 'måttedannelser' på lavt vand af rørhinde, vandhår og fedtemøg på alle grundene i fjorden. Tilsvarende understreger

biomasseindsamlinger på både Havrvig Grund og Stavning Grund, at vegetationen forekom i relativt høje tætheder på Havrvig Grund fra 1990 til -95 og på Stavning Grund fra 1992 til -95, men stort set forsvandt derefter (Fig. 11) (Jensen 1999, 2000). Olesen (2007) supplerede med en undersøgelse af data fra 14 stationer, der alle var blevet undersøgt regelmæssigt i hele perioden fra 1931 til 2004 og viste, at antallet af plante- og kransnålgearter var faldet fra 28 til ni, herunder at alle fire kransnålgærter var forsvundet.

Amtets årlige undersøgelser langs 13 transekter viser, at bunddækket af vegetationen faldt til under 3% i 1998, var helt nede på 1,5% i 2000 og ikke har været over 20% i perioden 1999-2007. I 2008 og 2009 var bunddækket langs transekterne imidlertid steget til henholdsvis 24,9 og 24,3% (Fig. 12), og de

Tabel 2. Biomassen af vandplanter (submerse makrofyter) om sommeren eller i det tidlige efterår for plantesamfund i lavvandede danske kystområder og laguner. For hvert område er anført middelbiomasse (med minimum og maksimum, hvis der er data fra flere år), samt en beskrivelse af samfundet, hvor almindeligste arter er nævnt først og sjældnere arter sidst. Artskoder: Bb strand-vandranunkel *Batrachium baudotii*, Cb baltisk kransnål *Chara baltica*, Cc grå kransnål *Chara canescens*, Cg skør kransnål *Chara globularis*, Cv almindelig kransnål *Chara vulgaris*, Csp ubestemt kransnål *Chara sp.*, M akтусindblad *Myriophyllum spicatum*, P børstebledet vandaks *Potamogeton pectinatus*, Rc langstilket havgræs *Ruppia cirrhosa*, Rm almindelig havgræs *Ruppia maritima*, Za vandkrans sp. *Zannichellia sp.* og Zo ålegræs *Zostera marina*.

Biomass in g dry mass per m² of submerged macrophytes during summer and early autumn in Danish shallow coastal areas and lagoons. For each site the average biomass (with minimum and maximum values, when more years have been sampled) and a description of the species community is given, the latter with more common species mentioned first, rarer ones last. Species codes: see above.

Studieområde	År	Måned	Biomasse (g tørvægt/m ²)			Artssamfund	Kilde
			Middel	Minimum	Maksimum		
Study site	Year	Month	Mean	Minimum	Maximum	Species community	Source
Tippergrunden	1978	juli-august	59,8			P-Cg-Rc-M-Bb*	Kjørboe 1980a
	1991	juli-august	39,7			P-Rc-Za	Jensen 1995
	1995	juli-august	39,4			P-Rc-Bb-Rm	Jensen 1996
Nyord	1987-99	august	49,1	16,3	83,0	Rc-Rm-P-Za-Csp	Madsen 1998b; P. Clausen upubl.
Saltholm	1993-99	september**	77,6	38,3	130,2	Rc-Rm-P-Za-Csp	Kahlert et al. 2000
Mariager Fjord	1992	oktober	42,7			Rc-Za-Zo	P. Clausen upubl.
Agger Tange	1999	september	38,0			Cc-Cv-Rm-P-Za	Holm 2002
Harboøre Tange	1999	september	124,0			Rc-P	Holm 2002

* yderligere fem arter listes, ** der er også indsamlet prøver i juni-august, men biomassen er generelt højest i september.

* another five species are mentioned, ** samples have also been collected during June-August, but biomass on this site is generally highest in September.

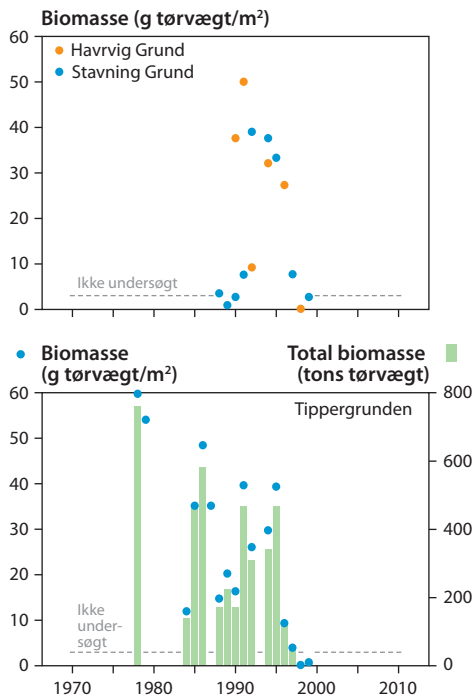


Fig. 11. Biomassen af bundvegetation på Tippergrunden 1978-99 (nederst) og på Havrvig og Stavning Grunde (øverst). Søjlerne på Tipper-figurer angiver den beregnede totale biomasse i tons tørvægt, kurven angiver den gennemsnitlige biomasse pr m². I 1979 og 1997 er der kun udtaget prøver langs henholdsvis én transekt (N = 8 prøvetagningsstationer) og to transekter (N = 16), hvorfor der disse år ikke er beregnet en total biomasse. De øvrige år er der indsamlet prøver langs syv transekter med i alt 77 prøvetagningsstationer. For Havrvig og Stavning Grunde anføres den gennemsnitlige biomasse pr m² i år med indsamlinger langs to transekter (Havrvig med 16 stationer undersøgt 1990-92, 1994, 1996 og 1998 samt Stavning med 22 stationer undersøgt 1988-92, 1994-95, 1997 og 1999).

Biomass of submerged macrophytes on the Tipperne flats 1978-1999 (lower) and on Havrvig and Stavning flats 1988-1999 (upper). For Tipperne values are given both as total biomass in metric tonnes dry mass (bars) and biomass in g dry mass per m² (dots), respectively. For Havrvig and Stavning only values for biomass in g dry mass per m² are presented.

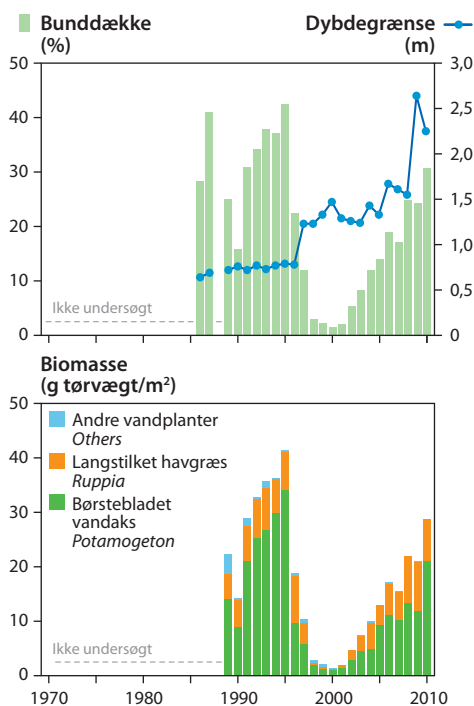


Fig. 12. Bunddækket og dybdegrænsen for bundplanterne (alle vandplanter samlet) i Ringkøbing Fjord indsamlet ved Ringkjøbing Amts/Miljøcenter Ringkøbings overvågning af fjorden 1986-2010 (øverst) og estimerede biomasser ud fra bunddække – biomassekalibreringskurver (nederst; se Appendiks 2).

Coverage (bars) and maximum depth (blue line) of submerged macrophytes on the flats of Ringkøbing Fjord 1986-2010 (upper figure) and estimated biomass of fennel pondweed *Potamogeton pectinatus*, spiral tasselweed *Ruppia cirrhosa* and other flowering plants estimated from coverage-biomass calibration curves (lower). Biomass values in g dry mass per m².

allernyeste data fra 2010 vidner om fortsat fremgang til 30,7% (J.W. Hansen pers. medd.). Der har således siden 2000 været en jævn og årlig fremgang i vegetationens bunddække i fjorden, men fremgangen er især sket i området omkring Klægbanken, hvor de største forekomster af vegetation blev registreret ved en flyfotografering af hele fjorden i 2002 (COWI 2003), og hvor der i sommeren 2009 hyppigt var >75% bunddække af planter langs flere undersøgte transekter nord for øen (Rambøll 2009). En omregning af bunddækket til biomasse ved hjælp af bunddække-biomassekalibreringskurver (se Appendiks 2) viser, at biomassen af planterne siden sammenbruddet i 1979-80 toppede med 41,5 g/m² i 1995, faldt med salinitetsøgningen i 1996 så det i

årene 1998-2002 var under 5 g/m². Herefter er den gradvist tiltaget, så den i 2006-07 var over 15 g/m² (Fig. 12).

Vegetationen omkring Tipperne er ikke kortlagt i detaljer de seneste år, men her indikerer både feltobservationer af fouragerende planteædende vandfugle samt forekomster i efteråret 2010 af de højeste antal af f.eks. Pibe- og Spidsænder siden 1990erne (DMU upubl. data), at vegetationen må være begyndt at regenerere omkring Tipperne.

Bunddyr

Bunddyr er et vidt begreb og omfatter meget diverse artsgrupper som f.eks. bløddyr (snegle og muslinger), krebsdyr, led- og børsteorme samt insekter. Mange af arterne lever nedgravet i fjordens sedimenter eller på overfladen af bunden, andre lever i tilknytning til vegetationen, og enkelte arter lever i de frie vandmasser, f.eks. pungrejer *Neomysis* spp. Samlet betegnes gruppen ofte som bunddyr, selv om navnet ikke er helt retvisende. Der er foretaget omfattende undersøgelser af hvilke arter, der forekom i fjorden fra sidst i 1800tallet til 1940erne (Rambusch 1900, Johansen 1913, Spärck 1936, Forchhammer 1978), i 1970erne (Forchhammer 1978) og årligt siden 1987 (bl.a. Ringkjøbing Amtskommune 1988c, 1995, Petersen et al. 2008).

De tidlige undersøgelser er deskriptive, dvs. de oftere forholder sig til arternes udbredelse og hyppighed på arbitrære skalaer ("meget almindelig," "sjældent" osv.), hvorimod de sjældnere nævner konkrete antal eller biomasse. Det er endvidere problematisk at sammenligne de ældre og nyere undersøgelses opgivelser af antal og/eller biomasser, fordi de sigter, man benyttede til at fjerne sand og silt i de tidligste undersøgelser, typisk havde en maskevidde på 1,5-2 mm, hvor man siden 1980erne har benyttet sigter med maskevidder på 0,6 mm og 0,5 mm ved henholdsvis Tippeternes egne og amtets undersøgelser. Derfor er det ikke muligt at beskrive udviklingen i mængderne af bunddyr siden 1920erne nær så godt som for vandstand, salinitet, vandplanter og fisk. Det er dog muligt at sammenligne biomassedata for større arter, hvoraf de væsentligste omtales nedenfor, men sammenligning af de mange undersøgelser besværliggøres yderligere af, at der er sket omfattende ændringer i arternes taksonomi. Nedenfor benyttes de videnskabelige navne, der aktuelt anerkendes af World Register of Marine Species (2010), der er en online-database for marine arters aktuelle taksonomi og tidligere synonymy.

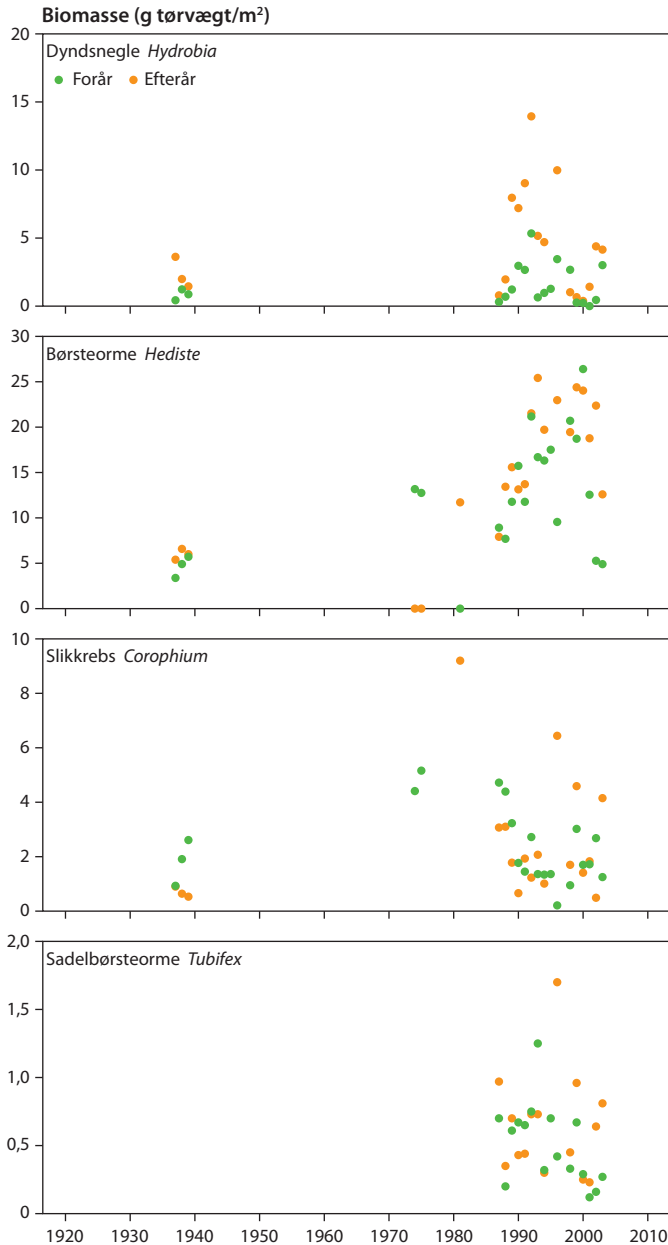


Fig. 13. Biomassen af de fire mest almindelige bunddyr på Tippeternes lavvandede grund, henholdsvis dyndsnegle (anført som *Hydrobia*, men flere slægter er formentlig involveret; se teksten), børsteorme *Hediste diversicolor*, slikkrebs *Corophium volutator* og sadelbørsteorme (anført som *Tubifex*, men flere slægter er formentlig involveret; se teksten) fra prøver indsamlet henholdsvis forår og efterår 1937-39, 1974-75, 1981 og 1987-2003. Der er anført middelværdi af biomasser fra prøver indsamlet henholdsvis fire måneder før midsommer (marts-juni) og tre efterårsmåneder (september-november). Sommermånederne er udeladt, fordi nyere data ikke findes fra denne periode. De ældste prøvers biomasse var opgivet i vådvægt, der her er omregnet til tørvægt ud fra våd-/tørvægtsrelationer i de nyere data. Kilder: data fra 1937-81 sammenfattet af Meltofte (1987) samt data indsamlet af Tippeternes Feltstation 1987-2003.

Biomass in g dry mass per m² of mud snails Hydrobia spp./ Potamopyrgus antipodarum, rag worms Hediste diversicolor, mud shrimps Corophium volutator and sludge worms Tubifex spp. and/or Tubificoides benedii in spring (March-June) and autumn (September-November) 1937-1939, 1974-1975, 1981 and 1987-2003 on the Tippetne flats.

Det generelle indtryk fra undersøgelserne af fjordens bunddyreliv er, at det er artsfattigt. Undtagelsen herfra er saltvandsperioden 1910-1915, hvor et større antal arter af marine muslinger, krebsdyr og orme indvandrede, for atter gradvist at forsvinde med brakvandets tilbagekomst efter 1915. Det meste af perioden fra 1928 til i dag har således været præget af perioder med brakvand af varierende

salinitet, og dermed også af et relativt artsfattigt bunddyrsamfund. Men de varierende salinitetsforhold, i kombination med den stigende eutrofiering, har også bevirket, at der er sket meget omfattende ændringer i hvilke arter, der dominerede i fjorden, og ikke mindst i deres tætheder og biomasse. Der til kommer, at flere invasive arter har etableret sig i fjorden gennem tiderne.

Overordnet set kan man dele bunddyrene op i tre grupper, der henholdsvis findes 1) i mudder- og sandflader på meget lavt vand, 2) lever i tilknytning til bundvegetationen og 3) findes i mudder- og sandflader på dybere vand udenfor bundplanternes udbredelse.

På mudderfladerne omkring Tipperne er der foretaget kvantitative undersøgelser af bunddyr i 1910-15, 1930erne, 1940erne og 1970erne (Johansen 1913, Spärck 1936, Petersen 1981, Meltofte 1987). Hertil kommer, at der i perioden 1987-2003 både forår (marts-april) og efterår (september-oktober) årligt blev foretaget en indsamling med optælling og biomassebestemmelse af bunddyr på seks stationer på Tipperne (se Kjeldsen 1988 for metode).

Biomassen af bunddyr på mudderfladerne nord og vest for Tipperne domineredes i saltvandsperioden 1910-15 af et samfund bestående af hjertemuslinger *Cardium edule*, blåmuslinger *Mytilus edulis*, østersømuslinger *Macoma balthica* og sandmuslinger. Dette var dog allerede i begyndelsen af 1920erne erstattet af det brakvandssamfund, der har domineret de efterfølgende tre undersøgelsesperioder, bestående af især børsteormen *Hediste diversicolor* (arten omtales ofte som *Nereis diversicolor*) og slikkrebsen *Corophium volutator*.

Dyndsnegle er også konstateret i større antal i alle perioderne. Alle fire arter, der forekommer i Danmark, nævnes fra fjorden. Da fjorden var mest saltpåvirket, var det *Hydrobia ulvae*, der forekom på sandfladerne omkring Tipperne og Nymindestrømmen (Rambusch 1900), i brakvandsperioderne, dvs. fra i 1930erne samt efter 1987, har *Hydrobia ventrosa* været den almindeligste (f.eks. Johansen 1913, Spärck 1936, Desholm 2000), og da fjorden var mest fersk i 1970erne, var den invasive art *Potamopyrgus antipodarum* den eneste forekommende dyndsnegl (Forchhammer 1978). Ved indsamlingerne af bunddyr på Tipperne fra 1987-2003 er der ikke sondret imellem arterne, hvorfor der i Fig. 13 kun refereres til dyndsnegl spp.

Den fjerde artsgruppe, der har domineret antal og biomasse på mudderfladerne på Tipperne i 1987-2003, er røde sadelbørsteorme. Den altdominerende art i fjorden er iflg. amtets undersøgelser, der er foretaget af bunddyrsekspertter, *Tubifex costatus*. Desholm (2000) anfører arten *Tubificoides benedii* fra Tipperne, en art der kun forekommer fåtalligt i amtets prøver, og det er på denne baggrund spørgsmålet, om der er sket en korrekt adskillelse af arterne på Tipperne, hvorfor der i Fig. 13 refereres til sadelbørsteorm sp. Såvel *Tubifex* som *Tubificoides* er tolerante overfor salinitetssvingninger, ringe vand-

kvalitet og deraf følgende iltsvind (Pearson & Rosenberg 1978, Giere et al. 1999, Powilleit & Kube 1999) og nævnes frem til 1987 kun som forekommende på en enkelt lokalitet – ved Vondå i fjordens nordende, hvor enkelte individer fandtes i 1929 (Spärck 1936), hvilket betyder, at det åbenbart først er i 1980erne, at røde sadelbørsteorme er blevet almindeligt forekommende i fjorden.

For de tre taksonomiske grupper, der har været i fjorden i hele perioden fra 1900 til i dag, nemlig børsteormen *Hediste*, slikkrebsen *Corophium* og dyndsneglene er der ingen tvivl om, at de er blevet hyp-pigere fra 1930erne til i dag (Fig. 13), men biomassen af de tre arter toppede på forskellige tidspunkter, henholdsvis i 1970erne (slikkrebs), først i 1990erne (dyndsneglene) og sidst i 1990erne (børsteormene). Samlet er der tale om en omtrentlig tredobling af den samlede biomasse af de tre taxa fra 1930erne til perioden fra 1970erne til i dag. Fremgangen fra 1930erne til 1970erne skyldes formentlig både, at fjordens sedimentter især siden udretningen af Skjern Å og afvandingen af deltaet i 1960erne er blevet mere mudrede og dermed egnede som levesteder, men også at der har været en højere næringsstofbelastning, hvilket har ført til en højere produktion af de planktonorganismer, som alle tre lever af enten ved at filtrere dem ud af vandet eller ved at græsse på dem, når de falder ned på bunden eller vokser på planterne.

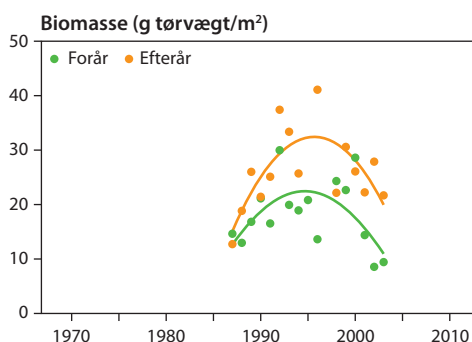


Fig. 14. Den totale gennemsnitlige biomasse af dyndsnegle, børsteorme, slikkrebs og sadelbørsteorme på seks stationer ved Tippergrunden forår (marts-april) og efterår (september-oktober) 1987-2003. Se detaljer om involverede arter under Fig. 13 og i teksten.

Average total biomass in g dry mass per m² of mud snails, rag worms, mud shrimps and sludge worms in spring (March-April) and autumn (September-October) 1987-2003 on the Tipperne flats. Further details about species are given under Fig. 13 and in the text.

Den samlede biomasse af arterne på Tippeternes mudderflader steg fra 1987 og frem til 1995, hvorefter den faldt (Fig. 14). Sammenlignet med andre danske mudderflader er der ikke tale om særlig høje antal eller biomasser af bunddyr (Tabel 3).

Vores viden om smådyrene i vegetationen er begrænset til artslistes fra undersøgelserne foretaget frem til 1930'erne og i 1976-77 samt amtets undersøgelser efter 1987. Heraf fremgår, at der som i enhver anden dansk brakvandsfjord hyppigt forekommer krebsdyr og bløddyr i tilknytning til planterne. Før 1910 var der også en rig insektfauna med bl.a. vandkalve og vandkærer i den hovedsageligt ferske fjord, men disse blev stort set udryddet under saltvandsperioden 1910-15 og fandtes i 1920'erne kun i umiddelbar nærhed af ferskvandstilløb til fjorden (Spärck 1936).

Fra begyndelsen af 1900-tallet og frem til midten af 1980'erne beskrives pungrejer *Neomysis integer* (syn. *Mysis vulgaris*) som et dominerende islæt i de frie vandmasser og i tilknytning til vegetationen (Spärck 1936, Forchhammer 1978, Ringkjøbing Amtskommune 1988c). I vegetationen på lavt vand findes derudover hyppigt tanglopper *Gammarus zaddachi* og dyndsnegle, hvorimod tanglus *Idotea* spp. er mindre talrige, og strandsnegle *Littorina littorea* er næsten fraværende, hvilket tilskrives den relativt lave salinitet i fjorden. Der er indikationer på, at pungrejerne er blevet mindre hyppige efter, at man lukkede saltvandet ind i 1995, hvorimod der er kommet flere hesterejer *Crangon crangon*, faktisk så mange, at man har påbegyndt et kommercielt fiskeri på sidstnævnte (Nicolajsen 2008), og at de i dag udgør et ikke ubetydeligt element i Skarvernes fødevalg (Bregnballe et al. 2008a). Hesterejer var også talrigere i saltvandsperioden 1910-15 end før 1910 (Johansen 1913).

På dybere vand nedenfor vegetationsbæltet fandtes allerede fra det første år i saltvandsperioden 1910-15 typiske marine bunddyrsamfund, der var domineret af de fire arter af muslinger, som nævnes fra sandfladerne på Tipperne overfor, samt hvid pebermusling *Abra alba*, flere arter af børsteorme og sø- og slangestjerner. De fleste arter forsvandt dog hurtigt efter lukningen af Hvide Sande-kanalen i 1915.

I perioden fra 1930'erne til i dag har børsteorme udgjort et nogenlunde stabilt samfund på dybere vand, hvor såvel udbredelse, individantal og biomasse domineres af den store art *Hediste diversicolor*. En lang række andre og mindre arter har i perioder været hyppige, hvoraf nogle især var almindelige i de mere ferske perioder i 1970'erne, og andre er blevet det efter, at man gradvist har øget

Tabel 3. Sammenfatning af biomasse g tørvægt og antal pr m² af de tre hyppigst forekommende bunddyr på Tippeternes vadeflader sammenlignet med andre studier fra danske mudderflader, hvor der enten er angivet antal eller biomasse.

Summary of biomass in g dry mass and numbers per m² of the three most common invertebrates collected on the Tipperne mudflats compared to studies in other Danish mudflats.

Studieområde	År	Måned	Silkkrebs			Børsteorme			Dyndsnegle			Kilde									
			Antal/Numbers	Biomasse/Biomass	Middel	Antal/Numbers	Biomasse/Biomass	Middel	Antal/Numbers	Biomasse/Biomass	Middel	Antal/Numbers	Biomasse/Biomass	Middel							
Tippergrunden	1987-2003	Marts-april	2,12	0,21	4,72	3599	629	5955	14,10	4,90	26,40	2744	908	4590	1,63	0,00	5,34	1101	0	4552	
	1987-2003	September-oktober	2,36	0,49	6,44	5792	1430	11425	18,33	7,91	25,42	3736	2537	6606	4,85	0,38	13,94	3701	85	21912	
Vadehavet v. Skallingen	1982-83	Juli				300	2240					2000	3800					5800	31000	Jensen 1992	
Vadehavet v. Højer	1990	Marts-maj				14080	18620					200	300					24460	26860	Jensen & Mouritsen 1992	
Kysing Fjord	1978	September												17,3				66200		Siegismund 1983	
Fællesstrand, Fynshoved	1986-88	Hele året/Whole year	1,50			5100	1100	10900	15,3					23,6				17300	11200	23700	Kristensen 1983

saliniteten fra 1987 og til i dag. Her skal kun nævnes *Marenzelleria viridis*, der også er en stor børsteorm og derfor bidrager til den samlede biomasse. Arten, der oprindeligt er fra Nordamerika (Bick & Zettler 1997), blev første gang truffet i Ringkøbing Fjord i 1990, men allerede i 1996 udgjorde den 8% af bunddyrenes antal og 25% af deres biomasse ved amtets undersøgelser (Ringkøbing Amt 1997).

Sandmusling forekom som nævnt talrigt i fjorden i saltvandsperioden 1910-15 samt fra begyndelsen af 1930'erne og i hvert fald til begyndelsen af 1940'erne (Forchhammer 1978, Meltofte 1987), dvs. i den periode, hvor driften af slusen i Hvide Sande sikrede et relativt stort saltvandsindtag. Bedømt ud fra en undersøgelse af heltens *Coregonus lavaretus* fødevalg i 1956-57, synes den stadig at have forekommet almindeligt i fjorden på dette tidspunkt, dvs. i en periode, hvor man atter øgede saliniteten (Fig. 5), og den var også almindelig i de dybere og mere saline dele af fjorden i 1972 (Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973), hvorimod den i 1975-76 var fåtallig i prøverne (Forchhammer 1978) og formentlig har været det frem til 1996. Fra 1989 til 1996 udgjorde sandmusling således under 4% af biomassen af bunddyr i fjorden, men efter den øgede salinitet fra 1995 og en stor settling i 1996 steg dens andel til 77% i 1997, og i 1998-2007 har den årligt udgjort mellem 85 og 95% af bunddyrenes biomasse for så at falde i markant igen i 2008-09 (Fig. 15). I samme periode er biomassen af såvel børsteorme som krebsdyr omtrentlig fordoblet i forhold til før 1996 (Fig. 15). Saltvandsindtaget har således ført til en markant og positiv ændring i biomassen af bunddyr i fjordens dybere dele, men altså ikke på lavere vand.

Zooplankton

Forekomsten af zooplankton, også benævnt dyreplankton, i Ringkøbing Fjord er undersøgt systematisk og kvantitativt af Ringkøbing Amt/Miljøcenter Ringkøbing siden 1989. Zooplanktonet udgøres først og fremmest af encellede flagellater og ciliater samt flercellede hjuldyr og krebsdyr. I havet er vandlopper og lyskrebs de almindeligste krebsdyr, mens det i ferskvand er dafnier og vandlopper. Disse artsgrupper opholder sig i de frie vandmasser hele livet og benævnes holoplankton. Bundlevende dyr som børsteorme og muslinger har larver, som lever i de frie vandmasser, og benævnes meroplankton. Generelt er organismene ganske små, men der er desuagtet flere arter, som er så store, at de potentielt kan filtreres af svømmeænder. Især Skeænder,

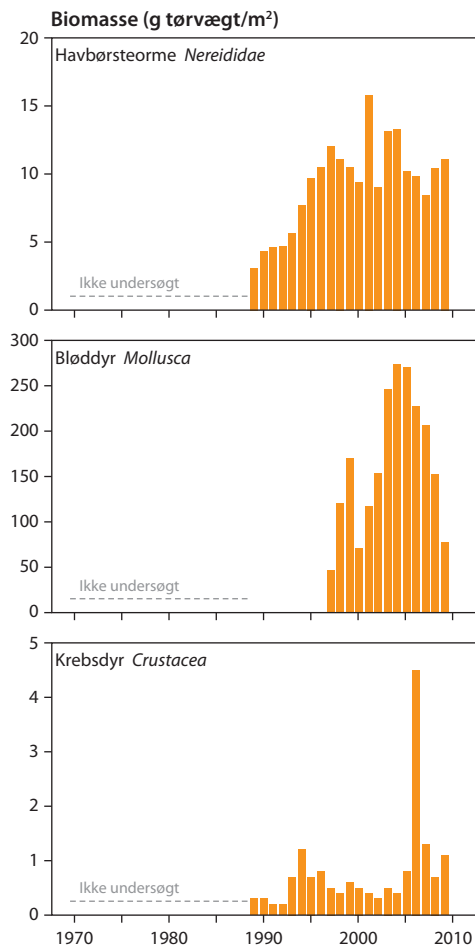


Fig. 15. Gennemsnitlige biomasse af bunddyr indsamlet ved Ringkøbing Amts/Miljøcenter Ringkøbings overvågning af fjorden 1989-2007. Bemærk de meget forskellige akser. Biomassen af de tre grupper domineres af ganske få arter. Børsteormene er således især de to store arter *Hediste diversicolor* og *Marenzelleria viridis*, bløddyr er næsten kun sandmusling *Mya arenaria*, og krebsdyr er især slikkrebs *Corophium volutator*.

Biomass (g dry mass per m²) of three benthic fauna groups in Ringkøbing Fjord 1989-2007. Note differing y-axes. Nereididae are dominated by two large species Hediste diversicolor and Marenzelleria viridis, Mollusca is almost exclusively Mya arenaria, and Crustacea is mainly Corophium volutator.

der har de tætteste lameller i næbbet, tager meget små dyr som føde (allerede ved en størrelse på 0,5 mm er indtaget i top (Gurd 2007)), men nyere undersøgelser viser, at de også forekommer i diæten hos Krikænder (Brochet et al. 2010).

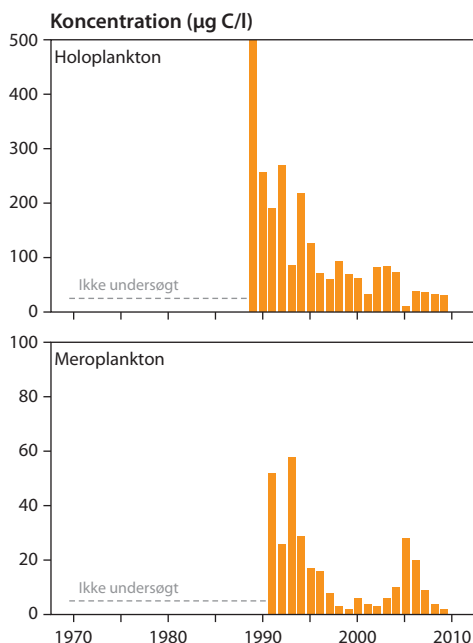


Fig. 16. Udviklingen i mængden af zooplankton (holo- og meroplankton) opgjort ved Ringkøbing Amt/Miljøcenter Ringkøbings overvågning af fjorden 1989-2008. Meroplankton blev ikke opgjort i 1989-90. Bemærk de forskellige enheder på y-akserne.

Development in concentrations of zooplankton (holo- and meroplankton) in Ringkøbing Fjord 1989-2008. Meroplankton was not assessed until 1991.

Prøvetagningerne fra fjorden viser, at koncentrationen af holoplankton, der udgør den største del af zooplanktonet, har været jævnt faldende fra 1989 til 2008 (Fig. 16). Det samme gør sig til dels gældende for meroplankton, der dog havde en mindre fremgang i årene omkring 2004-05 (Fig. 16).

Fisk

Størrelsen og artssammensætningen af fiskebestandene i fjorden har formentlig varieret mindst lige så meget som mængderne af bundvegetation. Der sker en betydelig udveksling af fisk mellem hav, fjord og vandløb, og den relative rate hvormed disse udvekslinger sker, vil afhænge af fjordens salinitet og af, om slusen er åben eller lukket på de rette tidspunkter for fiskenes vandringer. Endvidere vil bestandsstørrelsen også afhænge af fiskeriet på disse samt af fiskespisende arters konsumering af fisk.

Der er foretaget mange undersøgelser af fiskefaunaen gennem tiderne, hvoraf de mest omfattende

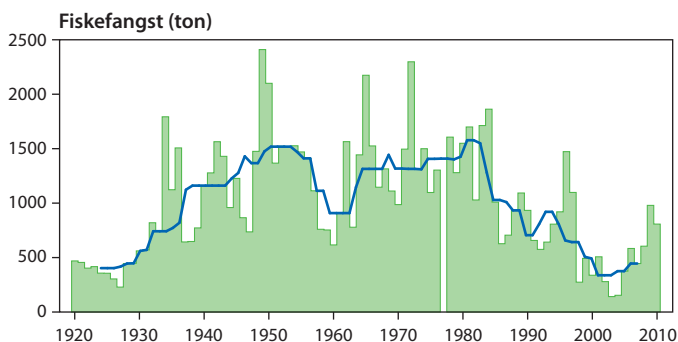
de er fra 1895-1932 (Johansen 1913, Spärck 1936), 1970'erne (Forchhammer 1978), 1990'erne (Diepe- rinck 1994, Ringkøbing Amt 2000) og 2000'erne (Nicolajsen 2008, Nicolajsen et al. 2008). Foruden de arter, der lever hele deres liv i fjorden (f.eks. sandkutling *Pomatoschistus minutus*, trepigget hundestejle *Gasterosteus aculeatus*, skalle *Rutilus rutilus* og aborre *Perca fluviatilis*), består fiskefaunaen af arter, der gyder i havet og vokser op i eller besøger fjorden dele af året (f.eks. brisling *Sprattus sprattus*, skrubbe *Platichthys flesus* og ål *Anguilla anguilla*), gyder i fjorden og vokser op i havet (f.eks. sild *Clupea harengus*), gyder i vandløb eller søer i oplandet og vokser op i havet (f.eks. laks *Salmo salar* og ørred *Salmo trutta*) eller i fjorden (helt).

De mange undersøgelser af fiskebestandene er desværre foretaget med meget forskellige formål og metoder, hvilket gør det vanskeligt at sammenligne dataene og opbygge en længere tidsserie. Det gælder ikke kun sammenligning af ældre og nyere undersøgelser, men desværre også de nyeste fiskeundersøgelser fra sidst i 1990'erne og 2000'erne (Nicolajsen et al. 2008). Dog findes der en årlig statistik for udbyttet af fisk, der er fanget i fjorden og solgt som konsumfisk helt tilbage til 1895. Fig. 17 viser således udviklingen i det samlede udbytte af de otte vægtmæssigt vigtigste konsumfisk i fjorden i perioden fra 1920 til 2010 og Tabel 4 fordelingen af arterne i otte perioder med forskellig slusepraksis. Heraf fremgår, at der skete en stigning i fangsten af konsumfisk fra 1930'erne til 1950'erne, formentlig som følge af forbedring og effektivisering af fangstredskaber og -metoder, hvorefter det med undtagelse af en kort periode i 1950'erne var stabilt frem til slutningen af 1970'erne.

En blandt fiskerne i fjorden ofte omtalt tilbagegang i fiskeriet siden udretningen af Skjern Å ses således ikke i det samlede udbytte af fisk, men var frem til midten af 1970'erne mere udtryk for, at fangsten af økonomisk værdifulde laksefisk (helt, ørred og laks) var gået tilbage, hvorimod fangsterne af andre arter var gået frem. Forchhammer (1978) noterer således i sin analyse af fangsterne frem til 1975, at "der ikke er noget der tyder på, at der er sket nogen generel reduktion i fiskebestanden i fjorden. Der er derfor ingen grund til at tro, at der er sket nogen generel forringelse af fiskenes livsbetingelser." Men siden begyndelsen af 1980'erne har udbyttet været jævnt aftagende.

En opgørelse af fiskebestandenes størrelse ud fra konsumfiskeri har den svaghed, at fiskeriindsatsen, dvs. antallet af aktive fiskere, fartøjer, redskaber og fangstdage, ikke har været konstant. Det er evident,

Fig. 17. Den samlede mængde af de otte vigtigste konsumfisk (skrubbe *Platichthys flesus*, sild *Clupea harengus*, ål *Anguilla anguilla*, helt *Coregonus lavaretus*, smelt *Osmerus eperlanus*, skalle *Rutilus rutilus*, aborre *Perca fluviatilis* og gedde *Esox lucius*) fanget i Ringkøbing Fjord 1920-2010 med glidende niårsmedianer (kilder: Spärck 1936, Forchhammer 1978, Nicolajsen 2008, Fiskeridirektoratet). Det har ikke været muligt at fremskaffe data fra 1977. 2010 data er indhentet medio december og repræsenterer derfor ikke årets endelige fangst.



Total catch of the eight most important fish species for human consumption (European flounder *Platichthys flesus*, herring *Clupea harengus*, eel *Anguilla anguilla*, whitefish *Coregonus lavaretus*, European smelt *Osmerus eperlanus*, roach *Rutilus rutilus*, perch *Perca fluviatilis* and northern pike *Esox lucius*) in Ringkøbing Fjord 1920-2010 (except 1977). Data for 2010 were down-loaded medio December 2010 and does not represent the full catch.

at antallet af erhvervsfiskere inde i fjorden har været stærkt faldende (Forchhammer 1978), og at dette kan være grunden til faldet i udbyttet.

Her skal man imidlertid være opmærksom på, at fiskerifartøjer kan sejle gennem slusen i Hvide Sande, og at de, hvis der enkelte år er særlig mange fisk, gør det. Det gode skrubbefiskeri umiddelbart efter at man forøgede saliniteten i 1995, skyldtes således formentlig, at skrubbebestanden i Vesterhavet havde god ynglesucces i midten af 1990'erne, og at mange skrubber vandrede ind i fjorden de første år, efter at sandmuslingerne etablerede sig, men at dette kun var et midlertidigt fænomen (Nicolajsen et al. 2008). På denne baggrund synes det rimeligt at antage, at omfanget af konsumfiskeriet i høj grad afspejler mængderne af større fisk, og der-

for at mængden af konsumfisk i fjorden generelt har været faldende fra 1970'erne til i dag.

Der er dog ingen tvivl om, og der er også indirekte evidens for, at fiskebestanden faldt yderligere en del år efter, at man øgede saltvandsindtaget i 1995. Undersøgelser af fødevalget hos Skarverne, der yngler på poldene i fjorden, som blev gennemført i 2003-2005, dvs. de år hvor der blev fanget færrest fisk i fjorden (Fig. 17), har således vist, at fødevalget fra midten af 1990'erne til midten af 2000'erne ændredes, så de indtog færre skrubber, ål og ålekvabber og flere kutlinger i fjorden, end de gjorde midt i 1990'erne. Derudover indtog de i stigende grad egentlige saltvandsfisk, dvs. at de måtte flyve til Vesterhavet for at fiske, hvor de førhen fiskede i fjorden (Bregnballe et al. 2008a). Skarverne

Tabel 4. Udviklingen i det gennemsnitlige udbytte i tons pr år af de otte vigtigste konsumfisk i Ringkøbing Fjord i perioden før slusen blev etableret samt seks perioder med forskellig slusepraksis, jf. Tabel 1. Kalenderår, hvor slusepraksis er ændret, er udeladt fra beregningerne. Perioderne er de samme som de, der er benyttet i Fig. 3 og 6.

Development of average annual fisheries catches in metric tonnes for the eight most important commercial fish in Ringkøbing Fjord in the period prior to the establishment of the sluice as well as six periods with different sluice management cf. Table 1. Years where management practice was changed has been excluded from computations. Same periods as presented in Figs. 3 and 6.

Periode Period	Skrubbe <i>Platichthys flesus</i>	Sild <i>Clupea harengus</i>	Ål <i>Anguilla anguilla</i>	Helt <i>Coregonus lavaretus</i>	Smelt <i>Osmerus eperlanus</i>	Skalle <i>Rutilus rutilus</i>	Aborre <i>Perca fluviatilis</i>	Gedde <i>Esox lucius</i>	Total
1928-30	86,0	164,7	160,9	15,1	29,3	18,1	7,7	2,8	484,5
1932-37	512,6	303,0	187,4	47,4	12,3	34,6	4,4	2,7	1104,4
1950-56	819,4	446,6	197,7	31,0	22,4	36,9	2,3	3,0	1559,3
1957-60	300,8	178,8	221,0	45,1	12,7	46,7	2,4	3,0	810,4
1970-84	362,4	814,2	196,2	19,4	45,5	20,3	6,8	2,2	1467,0
1988-94	315,4	291,2	62,9	26,3	65,4	20,6	20,9	3,1	805,7
1996-2007	221,5	201,1	3,5	46,0	18,2	7,3	13,2	2,4	513,2

er opportunistiske i deres fødevalg, hvilket vil sige, at de fisker på de hyppigst forekommende fisk, der har en passende størrelse (Hald-Mortensen 1994, 1995). Hvis det samme antages at være tilfældet for de fiskepisende arter, der behandles her, er der med andre ord næppe tvivl om, at fjordens kvalitet som fourageringsområde for fiskeædende arter er forringet fra 1970'erne til midten af 2000'erne. De nyeste fangstdata viser dog, at fjordens fiskebestand de sidste fem år har været i fremgang (Fig. 17).

Naturgenopretning

Siden 1998 har oplandet til Ringkøbing Fjord været genstand for Danmarks hidtil to største naturgenopretninger bl.a. finansierede af EU's Life-midler. Det drejer sig dels om et projekt ved Vest Stadil Fjord, der er beskrevet i detaljer af Søndergaard et al. (2001), dels om Skjern Å Naturprojekt, der er behandlet af Andersen (2005). Formålet med begge projekter har dels været at genoprette nogle store vådområder, der kan fungere som leve- og ynglesteder for fugle, fisk og andre dyr samt planter, dels at fungere som rodzoneanlæg, der kan opfange

noget af den næringsbelastning samt mudder, der kommer med vandløbene fra Ringkøbing Fjords oplande. Ophøret af dræningen af de naturgenoprettede områder vil derudover medføre en reduceret udvaskning af okker.

Genopretningen af Vest Stadil Fjord, der blev gennemført i 1998 og omfattede 6,4 km² vådområder, halverede i de første år næringsbelastningen fra den del af Vonås opland, der løber gennem Vest Stadil Fjord (Søndergaard et al. 2001), men senere analyser indikerer, at reduktionen ikke nødvendigvis var vedvarende (Søndergaard et al. 2003). Genslyngningen af Skjern Å og etableringen af et 22 km² stort natur- og halvkulturområde har iflg. beregninger reduceret næringsbelastningen med 10% fra den meget store del af Ringkøbings Fjords opland, som Skjern Å afvander (Andersen 2005).

Fuglene har også kvitteret begge steder ved, at flere arter og langt større antal både yngler og raster i områderne, sidstnævnte både fordi der er kommet nye vådområder, men også fordi væsentlige dele er udlagt som jagtfrie områder (Søndergaard et al. 2001, Madsen et al. 2003, Bregnballe et al. 2006, Amstrup et al. 2007).

Beskyttelsen af Ringkøbing Fjord og Tipperreservatet

Ringkøbing Fjord er i dag et af Danmarks bedst beskyttede naturområder, idet det er omfattet af internationale konventioner og EU-direktiver samt nationale naturbeskyttelseslove, fredninger og reservatbestemmelser. Nedenfor gennemgås udviklingen i fjordens beskyttelse frem til nu.

International beskyttelse

De sydligste tre fjerdedele af fjorden blev udpeget som Ramsarområde nr. 2 i 1977 og som EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 43 i 1983 (Fig. 18). EF-fuglebeskyttelsesområdet blev i 2006 udvidet til også at omfatte det meste af Skjern Å naturprojektet, dvs. den del af det naturgenoprettede område ved Skjern Å's nedre løb, der ligger vest for det gamle Ganer Å dige (Fig. 18). Ramsarområdet samt et mindre areal sydvest for Nymindestrømmen og to mindre arealer syd for Værnengene blev udpeget som EF-habitatområde nr. 62 i 1998. Skjern Å øst for Ramsarområdet blev ligeledes udpeget som EF-habitatområde nr. 61 i 1998 (Fig. 18).

Udpegningen som internationale naturbeskyttelsesområder betyder, at såvel Ringkøbing Fjord

som Skjern Å indgår i EU's Natura 2000-netværk, herunder at der skal tages særlige hensyn til de fuglearter, der indgår i EF-fuglebeskyttelsesområdets udpegningsgrundlag, samt de naturtyper og arter, der indgår i EF-habitatområdernes udpegningsgrundlag. Herunder skal det sikres, at disse opnår gunstig bevaringsstatus, dvs. at levestedernes arealer og arternes bestande er stabile eller stigende.

Det samlede udpegningsgrundlag for EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 43 består af 30 fuglearter, hvilket er det højeste antal for et enkelt fuglebeskyttelsesområde i Danmark. Heraf er 12 arter svømme-fugle, der er helt eller delvis afhængige af fjorden og som behandles her, nemlig Knopsvane *Cygnus olor*, Pibesvane *C. columbianus* og Sangsvane *C. cygnus*, (Mørkbuget Knortegås *Branta b. bernicla*) samt Grav-, Pibe-, Krik-, Spids-, Ske- og Hvinand, Stor Skallesluger *Mergus merganser* og Blishøne. Resten af fuglearterne i udpegningsgrundlaget er trækkende gæs, vade- og rovfugle eller ynglefugle.

Udpegningsgrundlagene for de to EF-habitatområder består af nogle fiskearter (alle antalsmæssigt ubetydende), odder *Lutra lutra*, damflagermus *Myotis dasycneme*, grøn kølleuldsmed

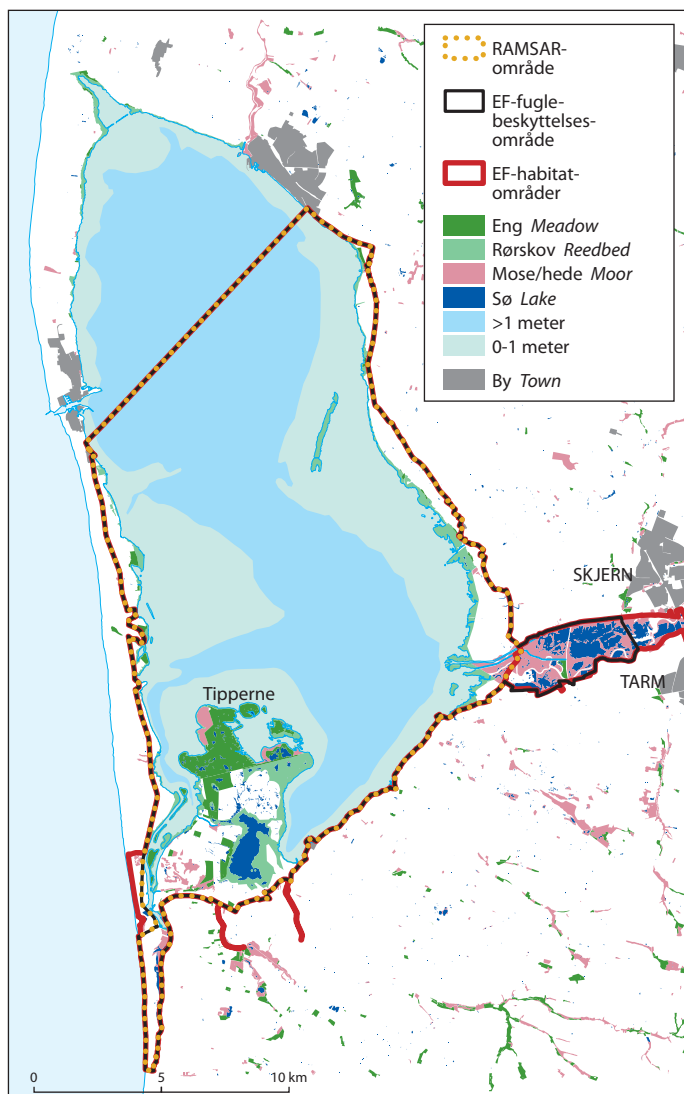


Fig. 18. Kort over Ringkøbing Fjord og omegn, der viser international beskyttelse af fjorden. Ramsarområde nr. 2 og EF-fuglebeskyttelsesområderne er identiske, bortset fra mindre arealer syd og sydvest for fjorden, der kun indgår i EF-habitatområde nr. 62, og det naturgenoprettede område ved Skjern Å, der kun indgår i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 43.

Map of Ringkøbing Fjord with international conservation regulations. These includes Ramsar site no. 2 (orange stipled line), which is almost identical to Special Protection Area under the Birds directive no. 43 (black line) and Special Area for Conservation under the Habitats directive no. 62 (red line).

Ophiogomphus cecilia og en lang række naturtyper, hvoraf det især er naturtyperne lagune, strandeng, flodmunding, vandløb og fem forskellige typer af søer, der kan have betydning for svømmefuglene, men måske vigtigst af alt: Flere af de udpegede arter fordrer relativt rene og næringsfattige levesteder, hvorfor der både i fjorden og Skjern Å kan stilles krav om reduktion af næringsbelastningen. Iflg. Ringkøbing Amts basisanalyse for natur indeholder EF-habitatområde nr. 62 tillige en lang række internationalt beskyttede naturtyper, hvor de vigtigste set fra fuglenes synspunkt er 200 km² kystlagune, der er en prioriteret naturtype iflg. habitatdirektivet, samt 14,5 km² strandeng (Ringkøbing Amt u.å.).

National naturbeskyttelse

Naturbeskyttelsesloven fastsætter regler for beskyttelse af en række naturtyper, herunder at områder udpeget i henhold til § 3 f.eks. ikke må opdyrkes eller opfyldes. Der findes betydelige arealer af enge, strandenge, moser og søer i omegnen af Ringkøbing Fjord, der er omfattet af denne bestemmelse (se Fig. 1).

Fredninger: For at sikre fjordens samlede naturværdier blev hele Ringkøbing Fjord fredet i 1985. Fredningen begrænser især jagt og færdsel, herunder sejlsads, for at give fuglene fred, men størstedelen af fjorden kan stadig bruges til friluftsliv (se nedenfor under reservater). Fredningen indeholder

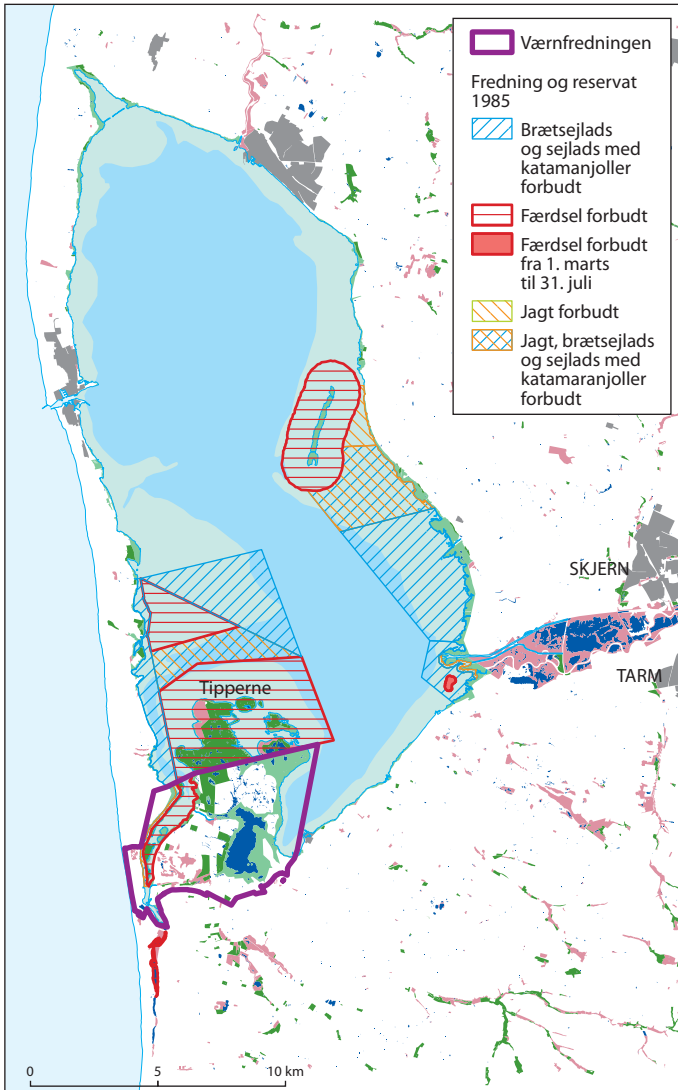


Fig. 19. Kort over Ringkøbing Fjord der viser national beskyttelse af fjorden i form af arealer omfattet af jagt- og færdselsrestriktioner efter at fjorden blev fredet i 1985. Derudover har der siden 1987 været forbud mod motorbådsjagt i hele fjorden. Det femkantede areal rundt om Tipperne samt den 1 km brede zone rundt om Klægbanken, der begge er skraveret med rødt, har været reservat siden 1928. Nederst er vist området omfattet af habitatfredningen af Værnengene.

Map of Ringkøbing Fjord with national conservation regulations. Red hatching: no access; yellow hatching: no hunting; blue hatching: no wind surfing and use of catamaran dinghies.

dog også en række naturbevarende bestemmelser som f.eks. forbud mod diverse tekniske anlæg, råstofudvinding og forurening fra skibsfart. Fredningen er senere revideret i 1996, 2001 og 2006. Den omfatter nu i alt 29 100 ha og dækker søterritoriet i hele fjorden inklusive Nymindestrømmen og Tippereservatet (827 ha landarealer) samt alle øerne i fjorden (Klægbanken, Høje Sande ud for udmundningen af Skjern Å samt poldene ved Havrvig og i Nymindestrømmen).

Værnengene, Bjålum Klit og Nymindestrømmen blev fredet ved kendelse i 1977. Ved den seneste revision af fredningen fra 2004 blev det bestemt, at

vedvarende græsarealer (dvs. tidligere dyrkede marker, der har været henlagt som græs i fem sammenhængende år, men ikke kan opfattes som enge eller strandenge ud fra en botanisk kategorisering og dermed beskyttede efter Naturbeskyttelseslovens § 3), ikke længere må opdyrkes og indgå i almindelig landbrugsmæssig omdrift (Naturklagenævnet 2004). Herved blev et betydeligt større permanent græsareal, end det der umiddelbart fremgår som enge og strandenge i Fig. 1, sikret for eftertiden. Det samlede fredede areal omfatter 2594 ha, hvoraf størstedelen er enge, strandenge og rørsumpe på Værnengene umiddelbart syd for Tipperne.

Reservater: Reservatbeskyttelsen i Ringkøbing Fjord frem til 1985 er beskrevet i detaljer af Fredningsstyrelsen (1986), hvoraf det fremgår, at man på et meget tidligt tidspunkt har været opmærksom på de unikke naturværdier, som Ringkøbing Fjord rummede. Således blev der allerede i 1898 udstedt en forordning, der skulle beskytte ynglefuglene i området. Tipperreservatet, som vi kender det i dag, blev oprettet i 1928 og dækker den nordligste fjerdedel af en lavtliggende strandengshalvø med omgivende vadeblader og lavvandede områder i sydenden af Ringkøbing Fjord (Fig. 1). Samme år blev der oprettet et reservat på Klægbanken, der omfattede øen samt en zone på 1 km omkring denne (Fig. 19). Begge reservater indebar i første omgang en fredning af fuglelivet og ansættelse af opsynsmænd, idet opsynet på Klægbanken blev varetaget fra Tipperne. I 1936 blev begge områder udpeget som naturvidenskabelige reservater efter Reservatloven af samme år. I begge områder blev der også indført færdselsforbud allerede i 1936, når bortses fra enkelte erhvervsfiskere, der havde lov til at sætte ruser og garn på yderkanten af Tippergrunden frem til fredningen fra 1985.

I 1973 blev der oprettet et mindre vildtreservat med jagtforbud omkring "lod 937", en lille halvø i

udmundingen af Skjern Å, men det må ud fra vores nuværende viden om betydningen af buffer-zoner i reservater (Fox & Madsen 1997) have haft en begrænset værdi. I forbindelse med fredningen af Ringkøbing Fjord i 1985 blev hele fjorden udpeget som reservat, og der blev i denne forbindelse indført jagt- og færdselsforbud i Nymindestrømmen, jagtforbud på den sydvestlige del af Havrvig Grund og jagtforbud på store dele af Stavning Grund øst og sydøst for Klægbanken (Fig. 19). Reservatbestemmelserne indeholder også restriktioner for bræt- og motorbådssejlad på størstedelen af de fladvandede grunde, som blev gennemført efter at Eskildsen (1984) havde påvist i et pilotstudie, at disse aktiviteter havde betydende forstyrrende effekter på vandfuglenes antal og fordelinger. Reglerne for sejlad og den eksakte udstrækning af områderne med sejladstriktioner er ændret i både 1996 og 2001, og de aktuelt gældende arealer fremgår af Fig. 19. I 1987 indførtes et forbud mod motorbådsjagt i hele fjorden.

Tipperreservatet omfatter 25 km², der er fordelt med 7 km² eng, strandeng og rørsump samt 18 km² fladvand på Tippergrunden og i Tippetande.

Materiale og metoder

Fugletællingerne

Samtidig med oprettelsen af Tipperreservatet i 1928 blev der ansat faste opsynsmænd, som også fungerede som observatører på reservatet. Observationerne omfattede både løbende registreringer af antallene af rastende fugle på reservatet og årlige optællinger af ynglefuglene, men hvor ynglefugletællingerne var sat i system allerede fra første år, så skete dette først fra 1929 for optællingerne af rastende trækfugle.

De første otte år, hvor reservatet var under Jagtrådets reservatråd, var det fuglekyndige skovfoged aspiranter, der blev ansat som opsynsmænd og observatører, men fra 1936, hvor reservatet kom under Naturfredningsrådet, ansatte man færdiguddannede biologer. Med tiden viste det sig imidlertid vanskeligt at opretholde denne standard, og fra 1949 var det studenter og andre fuglekyndige, der blev ansat som observatører. Frem til 1972 var der normalt kun én observatør foruden en ynglefugletæller i maj-juni, men siden 1. september 1972 er

observationerne foretaget af to feltornitologer med stor træning i fugleidentifikation og optællinger foruden en ynglefugletæller i forårsmånederne.

Modsat vadefuglene, hvor hovedtræktiderne er blevet dækket de fleste år lige siden 1929 (Meltofte 1987), er materialet for svømmefuglene først rigtig anvendeligt fra 1972, hvor observationerne blev udvidet til at dække hele året. Frem til 1972 blev der således kun observeret uregelmæssigt udenfor månederne april-august med det resultat, at hovedtræktiderne for svømmefuglene i marts-april og september-november er dækket temmelig uregelmæssigt (se Fig. 10 i Meltofte 1987). Dog foreligger der brugbare data også fra feltstationens begyndelse, idet der i 1930'erne ofte blev observeret fra 1. april til udgangen af november og i tre år endog hele året. Siden vinteren 1997-98 er der igen ikke blevet observeret i månederne december-februar, bortset fra en midvintertælling hvert år midt i januar.

Ved vurderingen af data fra før 1972 er det vigtigt at gøre sig klar, at der dengang ikke fandtes standar-

diserede rutiner for, hvordan reservatets fugle skulle optælles. Hensigten var blot, at fuglene skulle tælles med håndkikkert under daglige ture rundt på reservatet og fra en 10 m høj mast ved det daværende Tipperhus, således at reservatet blev dækket "i hvert fald et par gange om ugen" (instrukser til observatørerne i 1939 og 1947 samt interview med gamle observatører i 1973). De første årtier er der blot tale om runde tal, som så blev gentaget i et antal dage, indtil en ny optælling var blevet foretaget. Større fugleflokke blev ikke optalt en for en, men estimeret evt. ud fra optælling af en mindre del af flokken (en metode som i en vis udstrækning også er anvendt i senere årtier, hvor ambitionen ellers har været at tælle fuglene præcist). For mange af ynglefuglene er angivelserne i observationsskemaerne blot efterrationaliseringer, hvor man har ganget det optalte antal ynglepar med to, og så indføjet dette tal i skemaerne for det meste af yngletiden. For ændernes vedkommende foreligger der oftest kun samlede tal for hhv. svømmeænder og dykænder. Først fra omkring 1954 bliver ænderne identificeret til art. Det er på det tidspunkt (i 1955), at det store tårn (øjnehøjde 14 m) ved Tipperhuset bliver forsynet med et hus på toppen, så den store kikkert (35, 58 og 116 x 130 mm), som blev

anskaffet i 1941, og som stadig bruges, kunne placeres deroppe (Meltøfte 1987). (Se yderligere under Pålideligheden af tallene i diskussionen.)

Siden reorganiseringen af optællingerne i 1972 er der dagligt eller i hver 5-dagesperiode blevet gennemført en optælling og kortlægning af fuglene i reservatet. Tællingerne har været udført dels fra det store tårn ved Tipperhuset, dels under ture rundt i reservatet inklusive observationer fra mindre tårne på strategisk gode steder på reservatet (se Meltøfte 1987 for en mere detaljeret gennemgang af observationsmetoder og rutiner på reservatet). Men selv inden for de sidste 35 år er rutinerne ændret en del, således at **totaltællinger**, der inkluderede en gennemgang af de østligste dele af reservatet, blev gennemført uregelmæssigt (0-2 gange om ugen) frem til 1978, hvorefter disse tællinger blev prioriteret højest og skulle gennemføres en gang pr 5-dagesperiode. Fra og med 1982 blev totaltællingerne yderligere opprioriteret, så der foreligger totaltællinger fra så godt som samtlige 73 årlige femdagesperioder. Fra og med 1992 nedprioriteres alle andre tællinger, så der kun blev foretaget en totaltælling pr 5-dagesperiode og ingen andre tællinger. Fra 1998 begynder der dog at mangle mange tællinger



Det nuværende Tipperhus blev bygget i 1954-55, og i 1955 stod også tårnet klar med den store kikkert. Foto: Erik Thomsen.

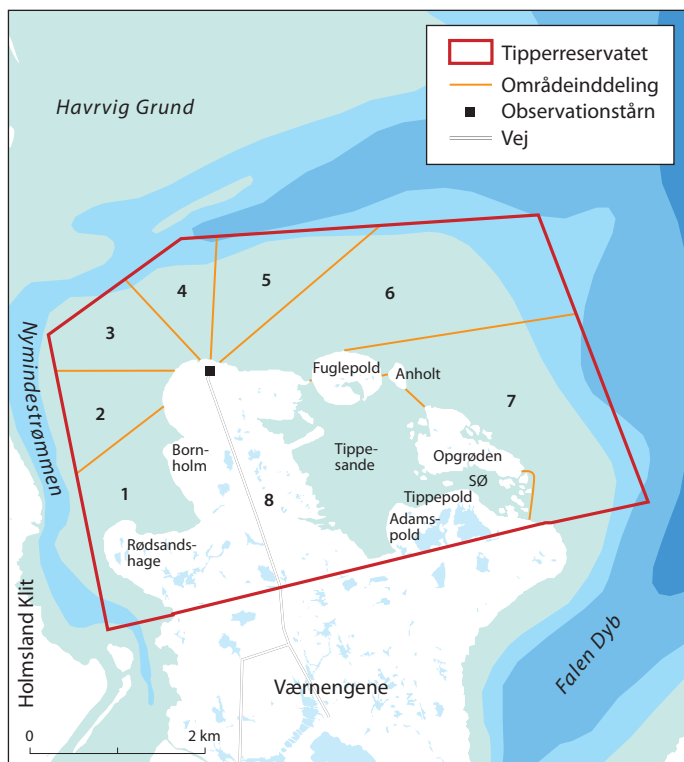


Fig. 20. Kort over Tipperreservatet med områdeinddeling under optællingerne samt lokalnavne anvendt i teksten. Vanddybderne følger signaturen i Fig. 1. Panderne (dammene) på engene er vist med lyseblå. Ved angivelser af fuglenes fordeling er området benævnt SØ medregnet under Tippetande.

Map of the Tipperne Reserve (red border) with counting units (yellow borderlines and numbering; see Tables 5-15) together with the observation tower at the field station (black square).

især om foråret, ligesom tællingerne som nævnt blev opgivet i vintermånederne. Fra 2002 blev der skåret yderligere markant ned på optællingerne, således at der oftest kun er foretaget tre totaltællinger om måneden om foråret og to totaltællinger pr måned om efteråret. Som en del af disse nedskæringer blev linjetakseringer på engene især i den vestlige del af reservatet (se Meltofte 1987) stærkt reducerede i 1996 og ophørte helt i 2003. For at kompensere for den manglende dækning af især Rødsandshage, som dette medførte, har totaltællingerne siden da indbefattet en tur ud til disse områder.

Tællingerne på Tipperne har alle årene dækket stort set det samme område, som man begyndte med i 1929, dvs. reservatets land- og vandarealer ud til det dybe vand mod vest, nord og øst. Dette gælder også efter udvidelsen af reservatet med Havrvig Grund i 1985, idet dette område ligger så langt væk, at det ikke er realistisk at dække det.

Siden 1972 er alle fugleflokke blevet indtegnet på arbejdskort, hvor reservatet er inddelt i 14 områder, hvoraf de ni er på vandarealet og resten omfatter enge og strandsumpe. Grænserne mellem de ni vandarealer udgøres af sigtelinjer til prominente

bygninger eller landskabselementer, som er lette at identificere fra tårnene. I nærværende bearbejdning har vi valgt at slå en del af disse områder sammen, så vi præsenterer data inddelt i tilsammen fem områder, hvoraf de fire er vandarealer, og alle landarealer behandles under et (Fig. 20). Tippetande (TS) inkluderer området benævnt SØ.

I hvert fald i årene 1932-38 blev der også tegnet kort over placeringen af svømmeænder, svaner, grågæs *Anser* spp. og Knortegæs på reservatet i træktiderne, men kun kladderne er bevaret, idet alle de rentegnede kort blev makuleret sammen med alle de renskrevne dagbøger og andet materiale under en flytning hos Statens Naturfrednings- og Landskabskonsulent (forgænger for Fredningsstyrelsen, nu Naturstyrelsen) i 1969 (L. Ferdinand pers. medd., Meltofte 1987). En mindre del af kortene er således udaterede, hvorfor det har været nødvendigt at vurdere den korrekte måned ud fra forekomsten af de forskellige artsgrupper.

Kortmaterialet fra 1932-38 er bearbejdet på samme måde som materialet fra efter 1972, men da Opgrøden ikke fandtes dengang, har vi valgt at separere mellem områderne TS og 7 langs en linje

mellem østenden af Fuglepold og østenden af Tippepold. Fugle i bredzonen er regnet som værende på vandet.

Databehandlingen

De arter, hvis forekomst analyseres i nærværende arbejde, er alle arter af svaner, svømmeænder, dykænder og skalleslugere samt Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus* og Blisløse, der forekommer regelmæssigt på Tipperreservatet, dvs. i alt 19 arter. Hertil kommer, at forekomsten af Knortegæs indtages flere steder. Derimod er fåtallige og sjældne gæster såsom Lille Skallesluger *Mergus albellus* udeladt. Det samme gælder Skarven, hvis forekomst og fouragering i fjorden er behandlet af (Bregnballe et al. 2008b, 2009a). Vægten er lagt på de talrigste arter, hvor der foreligger et så stort datamateriale, at der kan foretages korrelationer med miljøforholdene i fjorden.

Resultaterne præsenteres i to dele. Første del er en artsgennemgang, hvor udviklingen for hele perioden 1929 til 2007 præsenteres og sættes ind i en større geografisk sammenhæng både hvad angår den antalsmæssige udvikling og den fænologiske. Anden del, Statistiske analyser på tværs af arterne, analyserer udviklingen baseret på de efterår mellem 1974 og 2007, hvor der er materiale både for fuglene og for miljøforholdene.

I bearbejdningen er der brugt maksimumtal fra hver af årets 73 femdagesperioder alle de første år indtil intensiveringen og systematiseringen af tællingerne i 1972. For årene herefter har vi anvendt både tal fra totaltællingerne defineret som en tælling, der inkluderede en tur gennem Opgrøden helt ude mod øst (se Fig. 2 i Meltofte 1987), samt maksimumtal. Ved opstillinger i fænologiske grafer og grafer med den antalsmæssige udvikling gennem hele undersøgelsesperioden er der udelukkende anvendt maksimumtal, mens der ved beregning af 'fugledage' pr sæson til brug i afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne er anvendt data fra totaltællingerne. Dog er der for alle arter anvendt maksimumtallet fra 5-dagesperioden i de tilfælde, hvor der ikke forelå en totaltælling i den pågældende 5-dagesperiode, hvilket som nævnt i mange tilfælde forekom inden totaltællingerne blev indført som standard i 1978. En analyse af data for Gråand i disse år viste, at maksimumtallene kun lå 12% over resultaterne fra totaltællingerne. For svaner og Blisløse er forskellen endnu mindre. I enkelte tilfælde 1973-96 er der til brug i de fænologiske grafer indføjet interpolerede tal i 5-dagesperioder, hvor der ikke

var foretaget nogen tællinger overhovedet. Fra og med 1997 har dette været nødvendigt i noget højere grad pga. det mangelfulde materiale, men det vedrører kun få arter og kun t.o.m. 2001. Fra 2002 er tællingerne foretaget med så lange intervaller, at der ikke har kunnet produceres detaljerede fænologiske grafer.

For hver art eller fuglegruppe er der udarbejdet grafer med årlige maksimumtal pr sæson (forår = 1. halvår, efterår = 2. halvår, hvor intet andet er angivet) med tilhørende niårs glidende medianer (geometriske gennemsnit) samt simple fænologiske grafer med gennemsnitsantal pr 5-dagesperiode for årene 1929-1939 og 1973-2001 – evt. med sidstnævnte periode opdelt i mindre perioder med forskellig forekomst.

Når vi har foretrukket maksimumtal frem for gennemsnit af tællingerne indenfor hver 5-dagesperiode, så skyldes det, at andre tællinger end totaltællingerne ofte er stærkt hæmmede af den store afstand til mange af fuglene og dermed giver reducerede antal f.eks. pga. dårlig sigt (dis og solflimmer) eller bølgegang. Maksimumtal må således antages for at være mere repræsentative for det faktiske antal fugle på reservatet end gennemsnit af mere eller mindre ufuldstændige tællinger.

Når vi tillige har brugt medianer som glidende gennemsnit frem for aritmetiske gennemsnit er det for at dæmpe betydningen af meget store eller små forekomster. Dette diskuteres nærmere af Meltofte (1987).

Data for fuglenes fordeling på reservatet i såvel 1930'erne som 1974-2007 præsenteres som procentvise fordelinger i tabeller under de enkelte arter og artsgrupper. For sidstnævnte årrække er forekomsterne ofte opdelt i de samme årrækker som i de fænologiske grafer eller i nogle tilfælde i endnu mindre perioder, hvor det har været relevant.

Det primære i bearbejdningen er analyser af de antalsmæssige ændringer i relation til vandstand og saltholdighed samt ikke mindst vandplanter og føde dyr for svømmefuglene i fjorden. Dette er blevet analyseret statistisk i det omfang data tillod det, og ellers beskrevet og diskuteret ud fra den eksisterende litteratur. Ved de statistiske analyser af forholdet mellem antallene af fugledage på reservatet og Tippergrundens vandplanter har vi brugt fugledage på selve grunden (dvs. i områderne 1-7 på Fig. 20), hvor fuglene også kan fouragere. Ved analyserne af relationerne mellem fugledage og vandplanternes biomasse i hele fjorden har vi derimod brugt fugledage på hele reservatet, dvs. inkl. det vegetationsløse Tippetande og landområderne, idet alle fuglene

på reservatet formodes at kunne udnytte grundene i hele fjorden på fourageringstogter bl.a. om natten.

For årene 1928-30 er dagbøgerne gennemset for alle oplysninger om svømmefuglene og deres fordeling på reservatet samt forholdene på reservatet og i fjorden generelt. For årene 1931-39 er der skrevet månedsoversigter over observationerne ind i dagbøgerne, og disse er ligeledes gennemset for oplysninger om svømmefugle og forholdene på reservatet og i fjorden. For årene 1940-72 er dagbøgerne kun konsulteret for informationer om særligt bemærkelsesværdige observationer. For årene 1974-1999 blev der med få undtagelser publiceret årsrapporter over observationerne på reservatet, de sidste tre år i form af samlerapporter fra alle feltstationerne. Disse er alle gennemlæst for informationer om svømmefuglene og forholdene i reservatet og

på fjorden. Alle disse oplysninger indgår i vurderingerne i nærværende arbejde, men der refereres oftest ikke til de enkelte dagbøger og rapporter. Siden 2008 er der ikke mere blevet skrevet dagbøger på reservatet.

Generelle oplysninger om de behandlede arters yngletider, fældning, træk og fødevalg er hentet fra Cramp & Simmons (1977, 1980) og bliver oftest ikke refereret individuelt. Hvor en arts eller bestands udbredelse er angivet som Rusland, menes europæisk Rusland, hvorimod asiatisk Rusland angives som Sibirien.

Bestandene af ynglefugle på reservatet 1928-1992 er behandlet af Thorup (1998), og data fra årene herefter er stillet til rådighed af samme Ole Thorup, som også har publiceret en lang række årsrapporter herom.

Artsgennemgang

Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus*

De Toppede Lappedykkere, der optræder i Ringkøbing Fjord, må antages fortrinsvis at tilhøre den regionale ynglebestand i Vestjylland (Meltofte 1996). Den samlede danske bestand tæller nu mindst 4000 par (Grell 1998) og er en del af bestanden i Nord- og Vesteuropa, som antages at udgøre mellem 290 000 og 420 000 individer, og som anses for at være aftagende (Delany & Scott 2006). I hvilken udstrækning trækfugle fra Skandinavien og Østersøområdet optræder i Danmark, er ukendt, men det ville være mærkeligt, hvis ikke det var tilfældet. Det meste af den nordeuropæiske bestand overvintrer i Nordvest-, Central- og Sydøsteuropa (Meltofte op.cit.).

Kun få par Toppede Lappedykkere har ynglet på Tipperne i undersøgelsesårene, og kun i årene 1971-95 har der været en fast bestand med et maksimum på fem par i 1978 (Thorup 1998 og in litt.). Derimod er der en større bestand på øerne – især Klægbanke – og rundt langs kysterne i Ringkøbing Fjord, som formentlig tæller i størrelsesordenen 100 par (se Asbirk & Dybbro 1978 og Thorup 1998).

Toppede Lappedykkere kan ses ved Tipperne hele året, men arten er kun almindelig i tre mere eller mindre veldefinerede perioder: under forårstræk- og yngletiden, i fældningstiden om sommeren og under efterårstrækket (Fig. 21). Afhængigt af afslutningen på vinteren foregår indtrækket af

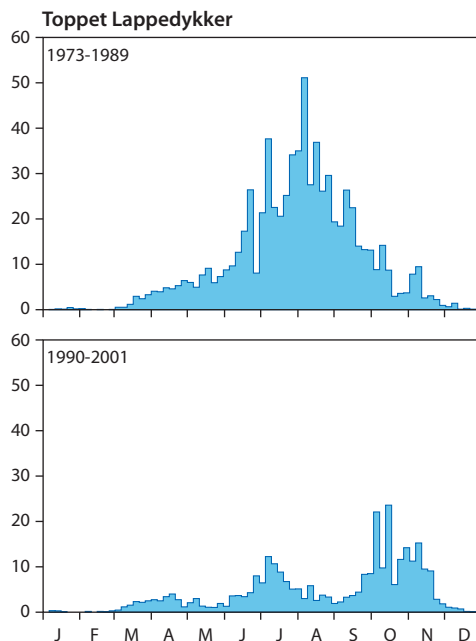


Fig. 21. Fænologien hos Toppet Lappedykker på Tipperreservatet i hhv. 1973-89 og 1990-2001 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Great Crested Grebe on the Tipperne Reserve 1973-1989 and 1990-2001, respectively, shown in running five day periods.

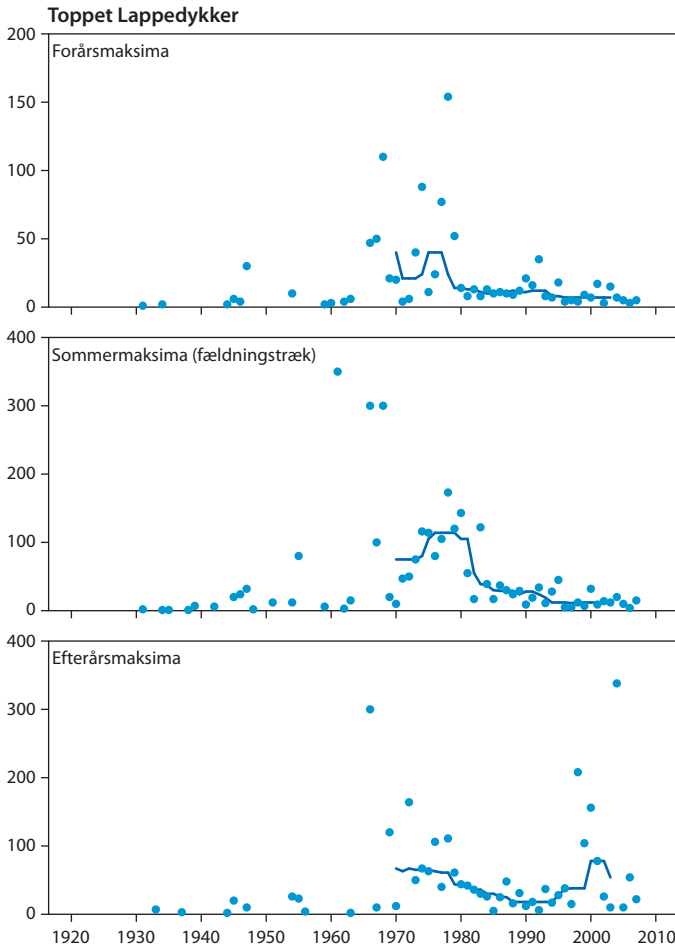


Fig. 22. Årlige maksimumtal for Toppet Lappedykker på Tipperreservatet hhv. om foråret (1.1-29.6), i fældningstiden (30.6-2.9) og om efteråret (3.9-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers of Great Crested Grebe on the Tipperne reserve during spring (1.1-29.6), summer (during moult 30.6-2.9) and autumn (3.9-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians.

yngeflugle fra marts, og antallet kulminerer i april ligesom i Tøndermarsken og Vejlerne (Gram et al. 1990, Nielsen 1998). Mens fuglene ruger, stagnerer antallet, hvorefter det igen stiger i juni, efterhånden som familier med unger og fældende fugle dukker op (se Meltofte 1996). Antallet af familier og fældefugle kulminerer i juli-august, hvor der f.eks. den 27. juli 1980 blev talt 38 ungfugle blandt 105 Toppede Lappedykkere på reservatet (Bregnballe 1983). Men koncentrationerne på reservatet i juli-august aftog stærkt i begyndelsen af 1980'erne og ophørte stort set fra 1990'erne og frem (Fig. 22; Meltofte op.cit.), hvorefter der tvært imod har været et minimum i antallet af fugle på Tipperne i fældningstiden. I stedet stiger antallene, når efterårstrækket begynder i september for at kulminere i oktober-november (Fig. 21) ligesom det reelle efterårstræk ved Blåvandshuk (Jakobsen 2008). På lokaliteter med store ynglebe-

stande såsom Tøndermarsken og Vejlerne, men hvor fuglene ikke fælder, foregår borttrækket gradvist fra juli til december (Gram et al. op.cit., Nielsen op.cit.).

Under fældningen af svingfjerene, som foregår fra august til oktober, kan fuglene ikke flyve i 3-4 uger. Sommerkulminationen på Tipperne ligger således tidligt i forhold til svingfjærfældningen, og det er ukendt i hvilken udstrækning fuglene er afslæede under opholdet på og ved reservatet (se også Jepsen 1978, Møller 1978, Wæhrens 1981 og Christensen 1987).

Bortset fra ynglefuglene, som holder til de få steder, hvor der er dybt vand ind til rørkanterne, ses de Toppede Lappedykkere fortrinsvis på dybere vand omkring Tippergrunden. Da det er mere end en kilometer fra observationsposten ved Tipperhuset, er det sandsynligt, at fuglene her kun har kunnet registreres under særlig gunstige forhold, indtil



Toppede Lappedykkere, Tippergrunden 3. juli 1978.

tårnet med den store kikkert blev færdigbygget i 1955. Alligevel er det først fra 1960'erne, at der ses større antal lappedykkere på reservatet (Fig. 22). Det er derfor tænkeligt, at Toppet Lappedykker blev mere almindelig i Ringkøbing Fjord, efter at næringsstofbelastningen fra Skjern Å tiltog – specielt efter udretningen og afvandingen af deltaet midt i 1960'erne. Denne eutrofiering kan have medført stigende bestande af småfisk i fjorden og dermed bedre fødegrundlag for lappedykkere, ligesom det tilsyneladende har været tilfældet i Nissum Fjord (Christensen 1987). Også for ynglesøer er det kendt, at en vis eutrofiering har en positiv effekt på antallet af ynglende Toppede Lappedykkere (Asbirk & Dybbro 1978), hvilket har medført en stigende dansk ynglebestand i løbet af 1900-tallet (Grell 1998). Det kan imidlertid ikke udelukkes, at fugle udenfor Tippergrunden de første mange årtier blev betragtet som værende udenfor reservatet og derfor ikke blev optalt (reservatet gik således kun ud til 1 km fra kysten indtil fredningen blev revideret i 1936). Dog er der mange angivelser i disse år af Hvinænder og andre dykænder, som ofte også ligger uden for grunden, så denne mulighed finder vi mindre sandsynlig.

Antallene af både forårsfugle, fældefugle og efterårsrastende fugle kulminerede i 1960'erne og 70'erne med maksimumforekomster på op til 150-350 fugle for derefter at aftage til meget lavere antal (Fig. 22). Bemærk, at også ynglebestanden forsvandt i denne periode (se ovenfor). Men for efterårsforekomsterne skete der igen en markant stigning efter det øgede saltindtag i fjorden fra 1995 og frem. Den største forekomst i denne periode var 860 fugle talt fra tårnet den 19. oktober 2004, hvor hele den sydlige del af fjorden kunne dækkes. Yderligere 100 blev samme dag talt fra Klægbanken (O. Amstrup in litt.), så der givetvis har været mere end 1000 Toppede Lappedykkere i fjorden denne

dag. Når efterårskulminationen ikke slår stærkere igennem i årene 1973-89, så skyldes det måske de mere uregelmæssige forekomster på denne årstid, samt at fuglene er sværere at se i efterårets højere søgang, men det er typisk, at lappedykkerne forsvinder fra mange fældepladser efter fældningen (Meltofte 1996).

De mest oplagte forklaringer på de fundne forskydninger er ændringer i sigtdybden i fjordvandet samt bestandene af forskellige arter/aldersgrupper af små fisk, som er tilgængelige på de forskellige årstider. Nedgangen fra omkring 1980 faldt således sammen med vegetationens forsvinden i forbindelse med overgødskningen af fjorden, som dels nedsatte sigtbarheden i vandet markant, og dels påvirkede fiskeforekomsterne negativt (Fig. 17 med tilhørende tekst), men der er ingen statistisk signifikant sammenhæng mellem forekomsterne af Toppede Lappedykkere og landingerne af konsumfisk (dvs. store fisk) fra fjorden (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). De store efterårsforekomster fra sidst i 1990'erne var i en fjord praktisk taget uden bundvegetation, men er så sent på året, at sigtbarheden er væsentligt bedre end om sommeren, ligesom hesterejer er blevet særdeles talrige siden saltvandsindtaget. (Se også Toppet og Stor Skallesluger *Mergus serrator* & *M. merganser* samt afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne.)

Knopsvane *Cygnus olor*

Da optællingerne af fugle på Tipperne begyndte i 1929, var Knopsvanen en meget sjælden ynglefugl i Danmark. Arten var blevet totalfredet blot tre år tidligere, da landsbestanden formentlig blot talte 3-4 par i Jægersborg Dyrehave ved København (Grell 1998). Herefter gik det stærkt, så vi i 1935 havde ca 35 par, i 1954 758 par, i 1966 ca 3000 par

og i begyndelsen af 1970'erne ca 4000 par (Dybbro 1976). I 1993-96 blev landsbestanden vurderet til i størrelsesordenen 7000 par (Meltofte et al. 2009a), og siden da har den formentlig været ret stabil (Heldbjerg & Eskildsen 2010), omend bestandene af koloni- og kystrugende svaner er gået markant ned flere steder (P. Andersen-Harild in litt., J. Gregeresen in litt.).

Den danske bestand er en del af den kontinentale nordeuropæiske bestand, som tæller en kvart million individer og har været stærkt stigende i meget af 1900'tallet (Delany & Scott 2006, Wetlands International 2008; se også Fig. 59). Især fra Sydskandinavien og Østersølandene kommer der mange fugle til Danmark for at fælde mellem juli og september samt overvintre i milde vintre (Bønløkke et al. 2006). Der var således mellem 35 000 og 60 000 fældfugle ved landsdækkende tællinger sidst i 1960'erne og sidst i 1980'erne, mens antallet af overvintrende fugle de sidste 40 år har svinget mellem ca 40 000 og ca 70 000 (Joensen 1974, Laursen et al. 1997, Pihl et al. 1992, 2001, Petersen et al. 2006, 2010). I 1970'erne var Ringkøbing Fjord den største fældeplads i Jylland med et maksimum på 7169 ikke-ynglende Knopsvaner talt den 15. august 1978 (J. Eskildsen unpubl.). Knopsvanens føde består næsten 100% af vandplanter på under 1 m dybde såvel i lavvandede marine områder som i søer og moser, men den tager også græsser mv. på land.

Forekomsterne på Tipperne de første årtier efter fredningen afspejler i høj grad bestandsudviklingen i Danmark, idet antallet af fugle på reservatet steg fra maksimalt to fugle i 1929 til 62 i 1939 (Fig. 23). I løbet af de følgende årtier steg forekomsterne fortsat, så der i 1960'erne sås op til 6-800 de fleste år. Samtidig etablerede Knopsvanen sig som ynglefugl i fjorden fra omkring 1944, og i løbet af 1970'erne opstod der

kolonier på Klægbanken og andre steder i fjorden, der kulminerede med 684 par på Klægbanken i 1978 samt 42 par på sammenskyllede vandplanter østligst på Havrvig Grund og 33 par på Høje Sande ved udløbet af Skjern Å (Eskildsen 1988 og in litt.). På Tipperreservatet begyndte arten at yngle omkring 1960, og i 1970'erne steg bestanden her tilsvarende til en kulmination på 105 par i 1978 (Thorup 1998). Andre steder i fjorden ynglede der dette år 74 par, så den samlede bestand i fjorden i 1978 talte ca 940 par (J. Eskildsen in litt.). Herefter brød bestanden sammen i forbindelse med isvinteren 1978-79 og vandplanternes forsvinden i 1979-80, så der siden højt har ynglet 10-15 par på reservatet og siden 1995 kun uregelmæssigt 1-2 par.

Udviklingen i antallet af Knopsvaner på Tipperne følger i høj grad udviklingen i antallet af ynglefugle i fjorden (Fig. 23), og det er lokale ynglefugle sammen med ikke-ynglende og fældende svaner primært fra Jylland, der alle årene har udgjort fuglene på reservatet (Bønløkke et al. 2006). I løbet af 1970'erne steg maksimumforekomsterne både i fældningstiden om sommeren og i jagttiden om efteråret til en kulmination på mere end 2500 fugle midt i september 1978 ud af et samlet maksimumtal på 7550 i hele fjorden i august. Denne udvikling var et resultat af den øgede mængde af vandplanter i Ringkøbing Fjord efter udretningen af Skjern Å og øgningen i udvaskningen af plantenæringsstoffer fra landbruget (se afsnittene om vandstand, saltholdighed og bundplanter i Ringkøbing Fjord samt nedenfor). Ligesom for ynglefuglene forsvandt langt hovedparten af disse fugle i løbet af 1979-80 som følge af plantedød og isvinteren 1978-79, så der i 1981 ikke blev talt over 300 Knopsvaner på Tipperne (Fig. 23). Som for Blishønen (se denne) var der herefter en mindre 'opblomstring' i forekomsterne på op til



Knopsvanekolonien på Havrvig Grund, 18. maj 1978.

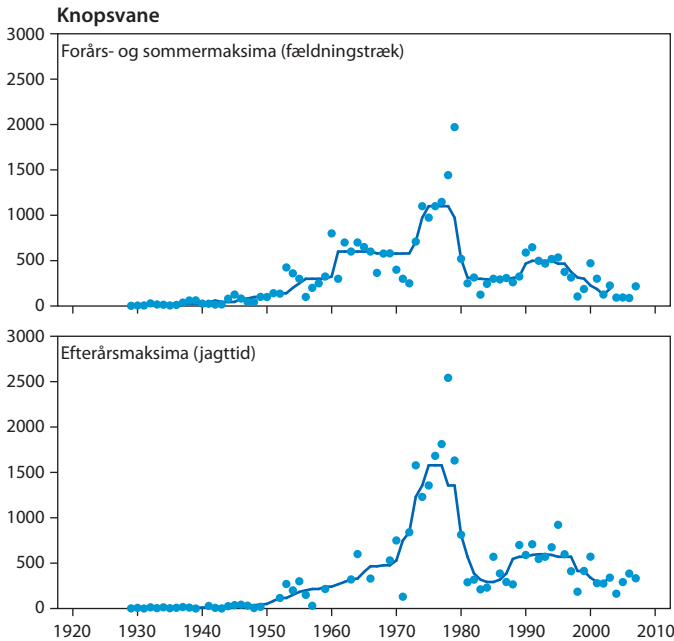


Fig. 23. Årlige maksimumtal for Knopsvane på Tipperreservatet hhv. forår/sommer (1.1-13.8 inkl. fældningstid) og efterår (14.8-31.12 inkl. jagtsæson for vandfugle) 1929-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers of Mute Swans on the Tipperne reserve during spring/summer (1.1-13.8 incl. moult) and autumn (14.8-31.12 incl. open season for waterfowl shooting) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians.

500-1000 fugle i anden halvdel af 1980'erne og første halvdel af 90'erne, hvorefter maksimumforekomsterne faldt til nogle få hundrede fugle de fleste år efter øgningen i fjordens salinitet og vandplanternes nye forsvinden fra vinteren 1995-96. For årene 1978-2000 er der således en statistisk signifikant sammenhæng mellem antallene af Knopsvaner på Tippergrunden om efteråret og biomassen af vandplanter på grunden, og det samme gælder for en analyse, der medtager alle fuglene på Tipperne og plantebiomasserne for hele fjorden 1978-2007 (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne).

De fældende svaner lå fra begyndelsen oftest i én stor flok på Havrvig Grund, hvor der ofte er registreret væsentligt større tal end på Tipperne, men fuglene vekslede til en vis grad mellem de to områder (se yderligere nedenfor). Således taltes op til 1300 på Havrvig Grund i september 1969, 1100-1200 i august 1970, 1700 i juli 1971 og 1500 i juli 1972.

Også svanernes årstidsmæssige fordeling har ændret sig i løbet af de mange år (Fig. 24). I det meste af 1930'erne dukkede de få ikke-ynglende Knopsvaner først op i juni ved begyndelsen på fældningen, men fra 1938 ankom større antal fugle i april, svarende til ynglende svaners start på yngletiden. De trak tilsyneladende andre steder hen efter fældningen, idet der var meget få fugle i august-september,

hvorefter de nogle år kom tilbage i oktober-november og blev vinteren over. Vi har dog kun data fra enkelte vintre dengang (december-marts er udeladt i Fig. 24, men op til 20 taltes i februar 1939), og der må tillige tages forbehold for Knopsvaner, der kan være overset mellem de mange gulnæbbede svaner på reservatet mellem oktober og april (se disse).

I de sidste 35 år har mønsteret været meget det samme, med en kulmination af ynglefugle med deres unger samt ikke-ynglende fugle i juni-juli, mens både voksne ynglefugle og ikke-ynglende ungfugle påbegynder svingfjersfældningen, der som nævnt foregår mellem juli og september. I denne periode kan de ikke flyve i 6-8 uger, mens ungerne samtidig bliver flyvedygtige. En endnu større kulmination fra midt i august til sidst i september er derimod resultatet af jagten i fjorden, som trænger fuglene ind på reservatet, så antallet her 2-5-dobles. Mens andejagten startede 16. august, fandt stigningen sted fra dette tidspunkt, mens udskydelsen af jagtstarten til 1. september i 1983 forskød stigningen tilsvarende. Jagtfredningen af dele af Havrvig og Stavning grunde i 1985 betød, at denne effekt blev noget reduceret (Fig. 24), da fuglene nu i højere grad kan forblive i disse områder. Efter denne kulmination aftager antallet efterhånden som fældningen afsluttes og fuglene forlader fjorden. Minimum nås i februar (Fig. 24), hvor en del af svanerne er trukket til Tyskland og

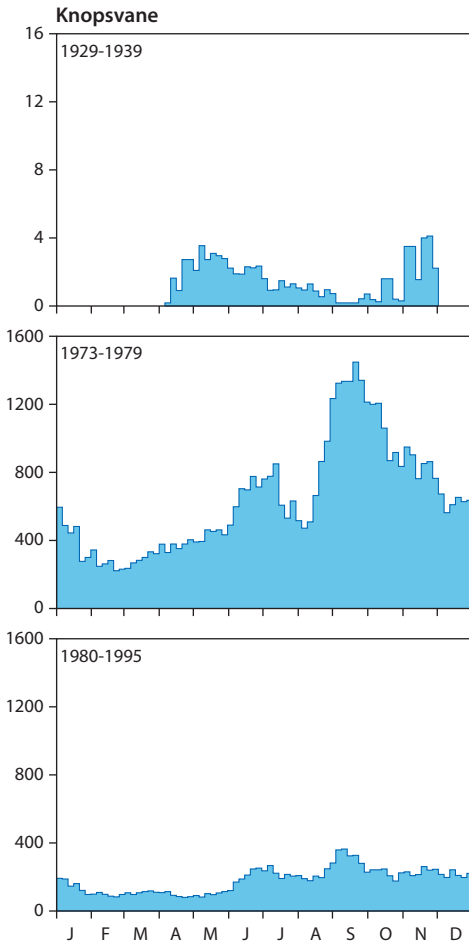


Fig. 24. Fænelogien hos Knopsvane på Tipperreservatet i hhv. 1929-39, 1973-79 og 1980-95 vist i løbende femdageperioder. Bemærk den faktor 100 mindre skala 1929-39, hvor data fra december til marts tillige er udeladt pga. få data.

The phenology of Mute Swan on the Tipperne reserve 1929-1939, 1973-1979 and 1980-1995, respectively, shown in running five day periods. Note factor 100 smaller scale 1929-1939, where December-March also is excluded due to few data.

Holland (Bønløkke et al. 2006). I isvintre forsvinder svanerne helt eller dør. Knopsvanerne kommer igen i marts-april – afhængigt af isforekomster – og sidst i april og først i maj har tallene i 1970erne, 80erne og 90erne været relativt lave, mens mange af fuglene opholder sig på redepladserne.

Antallet af juvenile Knopsvaner på Tipperreservatet har varieret betydeligt, siden dununger og juveniler begyndte at blive registreret systematisk i

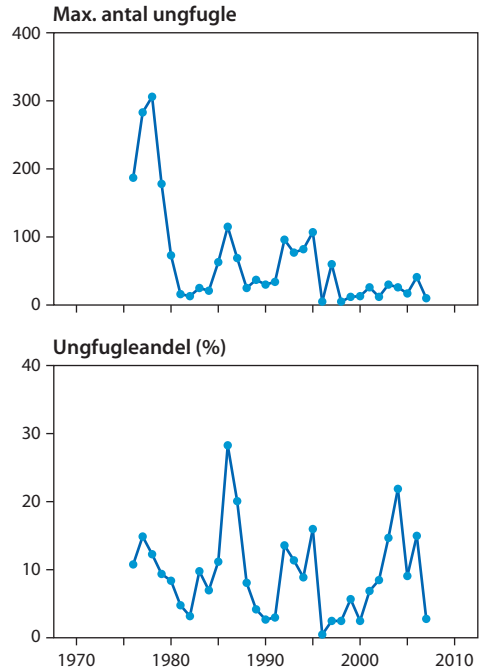


Fig. 25. Årlige maksimumtal og andele af de samlede forekomster (%) juli-december for unge Knopsvaner på Tipperreservatet 1976-2007 (undt. 1996).

Annual maximum numbers and ratio (%) of young Mute Swans July-December on the Tipperne reserve 1976-2007.

1976, hvilket hovedsageligt kan relateres til mængden af vandplanter i fjorden samt isvintre (Fig. 25). Antallene var meget høje og andelen nåede op over 10% under kulminationen på antallet af Knopsvaner 1976-78, men faldt så til et minimum i første halvdel af 1980erne, hvor vegetationen var i bund, og hvor der var meget få ynglende svaner efter isvintren 1978-79 (se ovenfor). Under de mindre opblomstringer af vandplanter nogle få år fra midten af 1980erne og igen i 1990erne var antallene høje i nogle år, og andelen var rekordhøj i 1986 og -87, sikkert fordi der var relativt få ikke-ynglende unge Knopsvaner på reservatet i disse år som følge af isvintrene 1985 og 1986. En ny markant nedgang indtraf med planternes forsvinden efter saltvandsindtaget i 1995 og isvintren 1995-96, men i nogle af de senere år var andelen af ungfugle igen relativt høj pga. mangelen på ikke-ynglende ungfugle omkring Tipperne.

Knopsvanerne ligger især på de ydre dele af grunden nord og vest for halvøen, dvs. i zonerne 1-6 (Tabel 5), men siden saltvandsindtaget fra 1995 og

Tabel 5. Procentuel fordeling af Knopsvaner på Tipperreservatet marts-november 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Mute Swans March-November 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

År Year	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-79	35	54	10	1	0	130431
1980-95	29	51	14	3	2	159533
1996-2001	30	47	13	5	4	33228
2002-2007	59	25	12	3	1	12601

frem er tyngdepunktet flyttet vestpå, så over halvdelen af fugledagene nu tilbringes vest for halvøen, hvor vegetationen både af egentlige vandplanter og søsalat, som svanerne også gerne fouragerer på (Andersen-Harild 1981), havde en noget tættere forekomst ved den seneste analyse af vegetationens udbredelse (COWI 2003). Dog er der så få fugle nu, at materialet er meget lille (Tabel 5).

Pibesvane *Cygnus columbianus*

Det er først fra efteråret 1972, at de to arter gulnæbbede svaner systematisk er blevet adskilt under tællingerne på Tipperreservatet. Pibesvanen har nok været langt den talrigste i Ringkøbing Fjord i undersøgelsesperioden, men oplysningerne er modstridende. En gennemgang af dagbøgerne fra 1930'erne giver dog det indtryk, at Pibesvanerne var væsentligt talrigere end Sangsvanerne. Således beretter dagbogen for den 13. november 1931: "Der er sikkert en Mængde Pibesvaner – maaske endog Hovedparten – idet de der holder til paa Fuglepod alle synes at være Pibesvaner – tillige er de der lig-

ger nær Land ogsaa Pibesvaner, da man i det klare Vejr i dag tydeligt kan se det mindre udbredte gule paa Næbbet (og de er meget mindre end Knopsvanerne). Sangsvaner er der saaledes ikke set mange af i dag, men muligvis er de, der ligger længere ude paa Fjorden – Sangsvaner." Og for april 1933: "5000 Svaner laa langs Kysten de første Dage i Maanednen. Der var flest Pibesvaner." Og igen for april 1934: "4-5000 Svaner laa paa Fjorden de første Dage. Langt den overvejende Del af samtlige Svaner var Pibesvaner." Og for oktober 1936: "Svanerne har oftest ligget langt ude paa Fjorden – baade mod Vest, Nord og Øst. I hvert fald en meget stor Del af dem er Pibesvaner"; og november 1936: "Svanerne ligger langt ude paa Fjorden. I de Tilfælde, hvor de har kunnet bestemmes, har det altid været Pibesvaner." Og endelig fra november 1937: "Bliver mere og mere overbevist om, at alle Svanerne er Pibesvaner." Når der alligevel i de første år synes at være en tendens til, at Sangsvanerne som udgangspunkt blev anset for at være talrigst, skyldes det formentlig, at Pibesvanen dengang næsten udelukkende optrådte i Vestjylland, mens Sangsvanen var almindelig i hele landet og derfor mere kendt (Schelde 1961, Møller 1978; se også under Sangsvane).

Pibesvanerne i Danmark tilhører den bestand, der yngler i arktisk Rusland og overvintrer i Nordvesteuropa (Delany & Scott 2006). Danske trækfugter er således gemeldt fra de Britiske Øer, Belgien, Holland, Østersølandene og Nordrusland (Bønlokke et al. 2006). Bestanden fordobledes i perioden fra omkring 1975-80 til omkring 1990-95, hvor den stabiliserede sig på omkring 30000 individer for derefter at aftage til foreløbig omkring 20000 (Petkov et al. 2009; se også Fig. 59). Joensen (1974) talte kun op til godt 1000 Pibesvaner her i landet i 1967-73, men vurderede topforekomsterne af rastende fugle til



Fouragerende Pibesvaner og Pibeænder, Tippergrunden 15. november 1974.

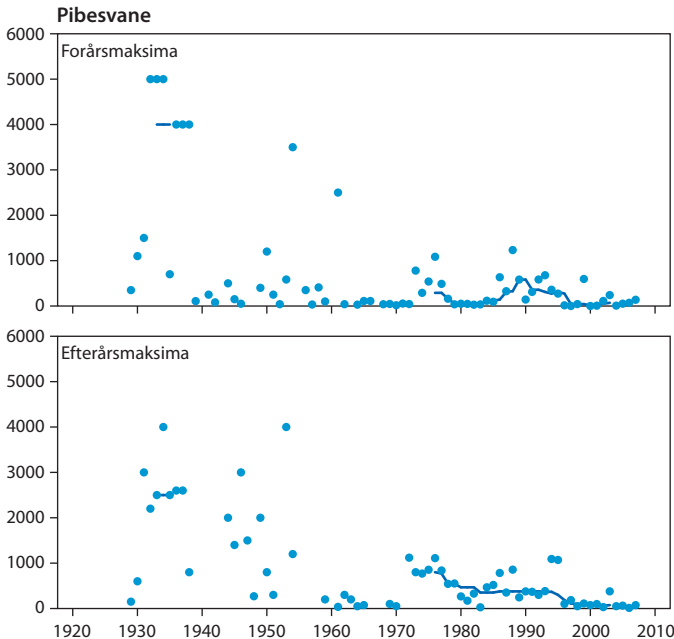


Fig. 26. Årlige maksimumtal på Tipperreservatet hhv. forår og efterår for gulnæbbede svaner 1929-71 og for Pibesvaner 1972-2007, med glidende niårsmedianaer i veldækkende perioder.

Annual maximum numbers on the Tipperne reserve during spring and autumn, respectively, of yellow-billed swans 1929-1971 and Tundra Swans 1972-2007 with sliding nine-year medians in well-covered periods.

2-3000. Det er langt mindre end hvad der regelmæssigt blev talt alene på Tipperne i 1930'erne og mere uregelmæssigt frem til omkring 1960 (se nedenfor). I årene 1991-93, hvor der blev gennemført månedlige optællinger af gulnæbbede svaner i hele landet, blev der talt mere end 5500 Pibesvaner blot på hovedrasteplasserne, og maksimumforekomsterne både forår og efterår vurderedes til 4-6000 (Laubek 1995). Siden har antallene imidlertid været stærkt vigende, så der kun blev talt 1170 i november 2005 og 574 i november 2007 (Søgaard et al. 2006, Søgaard & Asferg 2009). De fleste raster og overvintre i Vest- og Nordjylland samt i mindre grad på Vestsjælland.

Da Pibesvanen som nævnt formentlig altid har været langt den talrigste, har vi valgt at afbilde forekomsterne af gulnæbbede svaner fra de første årtier under denne art. Her skal det endvidere pointeres, at det sene efterår, vinteren og det tidlige forår, hvor de største antal ofte optræder på Tipperne, ikke blev dækket systematisk før vinteren 1972-73, og at vintermånederne heller ikke er blevet dækket siden 1997-98. Dog foreligger der systematiske tællinger fra flere vintre i 1930'erne samt mindre regelmæssige tællinger fra 40'erne og 50'erne.

Tages disse forhold i betragtning, fremgår det af Fig. 26, at antallene steg kraftigt efter fredningen af reservatet, så der var regelmæssige efterårsforekomster på op til mellem 2000 og 4000 gulnæbbede svaner i det mindste frem til 1950'erne, og at

der om foråret var forekomster på helt op til 4-5000 i 1930'erne og enkelte forekomster på næsten lige så mange frem til omkring 1960. Endnu større forekomster er noteret på resten af fjorden på vindstille dage, hvor der f.eks. den 29. december 1953 talt ca 10000 gulnæbbede svaner i fjorden – nok også en del Sangsvaner – hvoraf 4000 lå på reservatet, 4000 på Havvrig Grund og et par tusinde langt ude mod nordøst på Stavning Grund. Størrelsen af den samlede bestand kendes ikke fra 1950'erne, men der er optællinger af op til 11560 i Holland i 1958, og den samlede bestand var omkring 14000 i 1976-77 (Poorter 1991). Det er således sandsynligt, at Ringkøbing Fjord dengang kunne huse langt hovedparten af flyway-bestanden.

Fra starten på helårsdækningen i 1972-73 kunne der derimod kun tælles op til omkring 1000 Pibesvaner på Tipperreservatet (Fig. 26). De første fugle sås omkring 1. oktober, og antallene toppede oftest i oktober-november (Fig. 27). Forårsforekomsterne var i samme størrelsesorden, og de største antal opholdt sig oftest på reservatet til marts-april (Fig. 26 & 27). I hårde vintre forlader alle Pibesvanerne fjorden, mens der andre år i 1970'erne og 80'erne er talt mere end 1000 i januar. Afhængigt af vinterens afslutning kommer de ellers tilbage i februar-marts. Også i 1930'erne kunne der være store antal gulnæbbede svaner i milde vintre, men de forsvandt så snart fjorden frøs til (Fig. 27).

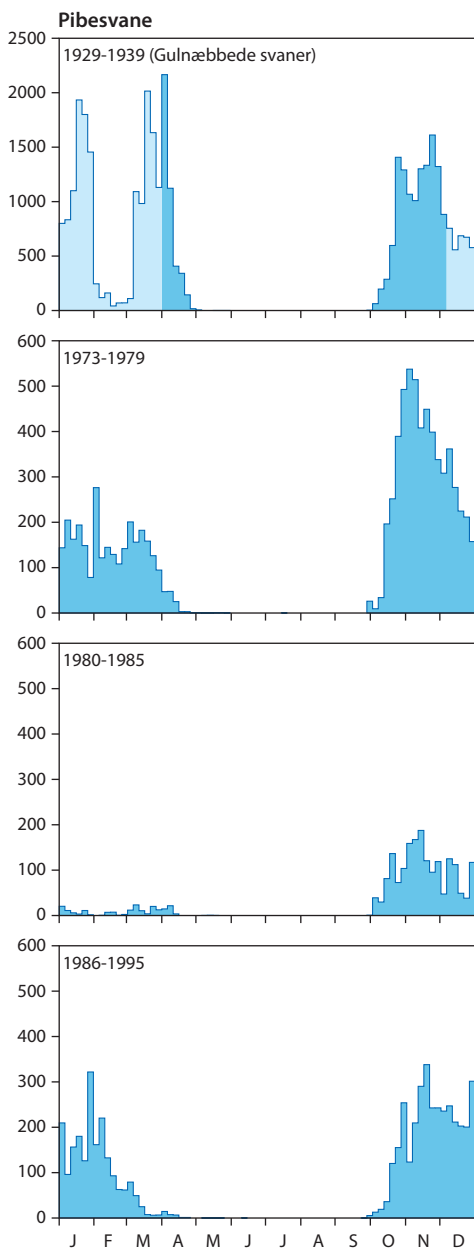


Fig. 27. Fænologien hos gulnæbbede svaner på Tipperreservatet 1929-39 sammen med Pibesvaner hhv. 1973-79, 1980-85 og 1986-95 vist i løbende femdagesperioder. Lyseblå søjler 1929-39 bygger på data fra kun 2-4 år. Bemærk større skala 1929-39.

The phenology of yellow-billed swans on the Tipperne reserve 1929-1939 together with Tundra Swans 1973-1979, 1980-85 and 1986-1995, respectively, shown in running five day periods. Light blue columns 1929-1939 are based on data from only 2-4 years. Note larger scale 1929-1939.

Pibesvanerne lever primært af vandplanter og disses rødder og rodknolde, og med sammenbruddet i Ringkøbing Fjords plantesamfund i 1979-80 faldt antallene af Pibesvaner yderligere om efteråret og forsvandt næsten helt om foråret (Fig. 26 & 27). Samtidig steg andelen af fugle, der rastede inaktivt i stedet for at fouragere (Kiørboe & Jensen 1988). Fra midt i 1980'erne til midt i 1990'erne var der igen år med større antal fouragerende Pibesvaner både forår og efterår i forbindelse med genopblomstringen af vandplanterne på Tippergrunden, indtil plantedækket atter brød sammen i forbindelse med saltvandsindtaget i fjorden fra 1995 og frem (Fig. 26 & 27). Hermed mistede Ringkøbing Fjord sin status som et internationalt vigtigt raste- og overvintringsområde for Pibesvanerne. Også i Ringkøbing Fjords saltvandsperiode 1910-15 var Pibesvanen fåtallig i fjorden (Tåning 1936).

For årene 1978-2000 er der tendens til en sammenhæng mellem antallene af Pibesvaner på Tippergrunden om efteråret og biomassen af vandplanter på grunden, og en analyse, der medtager alle fuglene på Tipperne og plantebiomasserne for hele fjorden 1978-2007 viser en statistisk signifikant sammenhæng, som forklarer 26% af variationen i svanernes forekomst (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne).

Fænologien på Tipperne i 1970'erne svarer meget til forekomsterne i resten af landet (Møller 1978, Laubek 1995, Nielsen 1998, Jakobsen 2008), men på Tipperne skete der en bemærkelsesværdig ændring fra midt i 1980'erne, hvor fuglene trak bort allerede i løbet af februar-marts mod anden halvdel af marts i 1970'erne (Fig. 27). Dette skyldes, at fuglene nu trækker tidligere til forårsrasteplasserne i Baltikum (J. Beekman in litt.), sådan som det også kendes fra de Kortnæbbede Gæs *Anser brachyrhynchus*, der nu trækker flere uger tidligere til Norge (Tombre et al. 2008). Denne ændring bliver endnu mere påfaldende, når det af data fra 1930'erne fremgår, at der dengang i fem ud af 11 år kunne ses flere hundrede Pibesvaner (max. 1100) på reservatet helt hen i anden halvdel af april (Fig. 27). Hovedparten af fuglene trækker således nu halvanden måned tidligere bort end i 1930'erne (se også under Sangsvanen). Ankomsten om efteråret har derimod været meget den samme alle årene (Fig. 27).

Det er ligeledes påfaldende, at forårsforekomsterne i de første årtier ofte var større end efterårsforekomsterne (Fig. 27). Den mest sandsynlige forklaring er, at jagtlige forstyrrelser dengang forhindrede svanerne i at raste i mange områder og

Art Species	År Year	1-3	4-6	7	TS	Land	N
Guln. svaner	1932-38	15	45	35	4	1	412478
Pibesvane	1974-79	22	43	25	11	0	11791
<i>C. columbianus</i>	1980-85	16	47	28	9	0	7593
	1986-95	6	42	33	14	5	43665
Sangsvane	1974-78	20	68	12	0	0	992
<i>C. cygnus</i>	1979-91	18	33	35	10	4	826
	1992-95	6	52	19	18	6	3417

trængte dem sammen på reservater såsom Tipperne, idet der var intensiv forårsjagt på gæs – og dermed forstyrrelser – helt frem til 1954 (se Tåning 1936 og Schelde 1961).

Andelen af ungfugle blandt Pibesvanerne på Tipperne indgår sammen med data fra Nordjylland i Laubeks (1995) opstilling for årene 1974-1993. Samlet for perioden var juvenilprocenten 5,9 med en år til år-variation på 2,8-29,4%, hvilket svarer rimelig godt til den variation på 5,1-25,6%, som gælder for bestanden som helhed (Petkov et al. 2009). Ungfugleandelen synes at være specielt lav i år med dårlige fourageringsforhold på reservatet (Thorup 1987 m.fl. årsrapporter).

Af Tabel 6 fremgår, at Pibesvanerne i hele undersøgelsesperioden primært har ligget på grunden nord og øst for halvøen, mens den vestlige del af grunden især i 1986-95 blev udnyttet i mindre grad. Denne forskel mellem Pibesvanerne og Knopsvanerne, der oftest ligger mod vest (se ovenfor) skyldes formentlig, at Knopsvanerne primært udnytter den generelt større biomasse af bundplanter i de lidt dybere områder vest for Tipperne – når der da er vegetation på grunden (se f.eks. Kiørboe 1980a,

Jensen 1990, 1996) – mens Pibesvanerne foretrækker grunden mod nordøst, som er noget mere lavvandet (Kiørboe 1980a). Knopsvaner kan nå bunden ud til ca 105 cm dybde (Madsen et al. 1993), mens Pibesvanerne kun når ca 70 cm (Owen & Cadbury 1975). Mod nordøst kan Pibesvanerne også lettere stampe efter rodknolde fra børsteblandet vandaks, der er et af deres foretrukne fødeemner, eller de kan raste på det lave vand, hvilket de især har gjort siden vandplanternes forsvinden midt i 1990'erne. Ved kortlægningen i 1978 var kransnålalger, som Pibesvanerne også gerne fouragerer på (Nolet et al. 2001, Noordhuis et al. 2002), også især udbredt mod nordøst på grunden (Kiørboe 1980a).

Modsat Knopsvanerne har Pibesvanerne tillige ofte rastet i Tippetande, hvor de ikke kan fouragere, da der næsten ikke er nogen vandplanter. Både i 1930'erne og i de senere årtier er det således noteret, at Pibesvanerne om efteråret og vinteren har fourageret i stort tal på Havrvig Grund (især om natten?) og rastet på Tipperne. I de første år (1929-31) rastede mange Pibesvaner på land om efteråret, mens de om foråret i højere grad fouragerede ude på grunden (Tåning 1936).

Tabel 6. Procentuel fordeling af gulnæbbede svaner på Tipperreservatet 1932-38 og 1974-95. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by 'yellow-billed swans' (Guln. svaner) 1932-1938 together with Tundra Swan and Whooper Swan in different periods 1974-1995. See Fig. 20 for delineation of areas.



Fig. 28. Foto af blotlagt vadeblade nord for Tipperhalvøen med svanernes "stampehuller" efter rodknolde af børsteblandet vandaks taget den 11. oktober 1933.

Photo from 11 October 1933 of holes made by yellow-billed swans digging for tubers of fennel pondweed Potamogeton pectinatus in the shallow flats north of the peninsula. The photo was taken at extreme low water level, when the flats were exposed.

Under fouragering på grunden blev det især i de første år ofte noteret, at de mange gulnæbbede svaner lavede dybe huller i fjordens bund for at nå rodknoldene fra børsteblandet vandaks, og grunden kunne på denne måde være ganske hullet (Fig. 28).

Sangsvane *Cygnus cygnus*

Hvor Pibesvanen fortrinsvis yngler ved søer og damme på den arktiske tundra, så er Sangsvanen mere sydligt udbredt i de subarktiske og boreale højmoser og søer. De fleste af de fugle, der ses i Danmark, tilhører den bestand, der yngler i det nordligste Europa og overvintrer i det kontinentale Nordvesteuropa, hvor Danmark udgør langt det vigtigste overvintringsområde (Laubek 1995, Delany & Scott 2006). Danske træk- og vintergæster er primært genmeldt fra Sverige, Finland, Estland og Nordrusland mod øst til Vestsibirien, men adskillige hundrede ynglefugle fra Island ses også i Nord- og Vestjylland (Laubek op.cit., Bønløkke et al. 2006). Den nordeuropæiske bestand tæller nu omkring 59 000 individer og har været i stærk vækst i adskillige årtier (Delany & Scott op.cit., Wetlands International 2008). Dette afspejler sig også i de landsdækkende tællinger herhjemme, hvor Joensen (1974) i perioden 1967-73 registrerede op til 10 800 Sangsvaner, mens midvintertællinger siden 1992 har vist en stigning fra knap 16 000 til 41 700 i 2006 svarende til mere end to tredjedele af flyway-bestanden (Laubek op.cit., Søgaard et al. 2010).

Som diskuteret under Pibesvanen, har Sangsvanen formentlig altid været langt mindre talrig på Tipperne end Pibesvanen. I observatørernes dagbøger figurerer der således ikke større tal end 150 Sangsvaner fra 1930'erne, når bortses fra 3000 "Sangsvaner" fra 29.-30. oktober 1931, hvor de gulnæbbede svaner blot to uger senere angives som "sikkert en mængde Pibesvaner – måske endog hovedparten" (se under Pibesvane). Sikre tal findes dog først fra 1972-73, hvor man begyndte systematisk at artsbestemme de to gulnæbbede svaner. Af disse tællinger fremgår, at der siden generelt har været 3-6 gange så mange Pibesvaner som Sangsvaner på reservatet (Fig. 26 & 27 sammenlignet med Fig. 29 & 30).

Sangsvanen forekom ligesom de to andre svanearter talrigt på Tipperne, mens vandplanterne kulminerede i 1970'erne og aftog tilsvarende med plantedøden fra 1979-80 (Fig. 29 & 30), hvilket også er set i andre dele af landet (Laubek 1995). Sangsvanerne gik endda endnu mere tilbage end de to andre arter, hvilket kan hænge sammen med, at vandplanterne

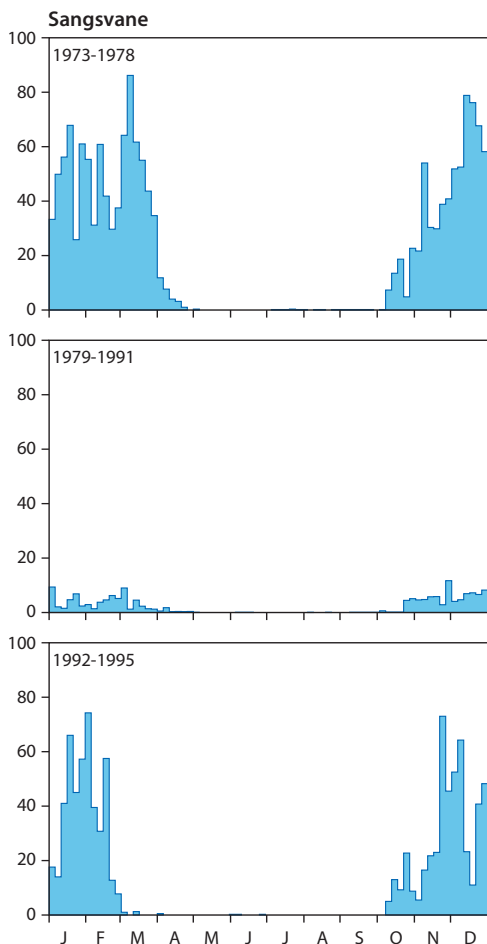


Fig. 29. Fænologien hos Sangsvane på Tipperreservatet i hhv. 1973-78, 1979-91 og 1992-95 vist i løbende fem-dagesperioder.

The phenology of Whooper Swan on the Tipperne reserve 1973-1978, 1979-1991 and 1992-1995, respectively, shown in running five day periods.

forsvandt først på de lidt større dybder, hvor denne art fouragerer (Thorup 1987, Kjeldsen 1988). Siden midten af 1990'erne har der dog igen været en del Sangsvaner i reservatet, hvor de i 1990'erne rastede inaktivt bl.a. i Tippetande (Tabel 6; Olsen 1997), men hvor de siden 2005 ligesom tidligere har fourageret på relativt dybt vand på grunden nord, øst og vest for halvøen (O. Amstrup pers. medd.). Det er også noteret flere år i 1970'erne, at Sangsvanerne, der fouragerede om natten på Havvig Grund, kom til Tipperne om at dagraste.

I overensstemmelse med forekomsterne i resten af landet, ankommer Sangsvanerne fra okto-

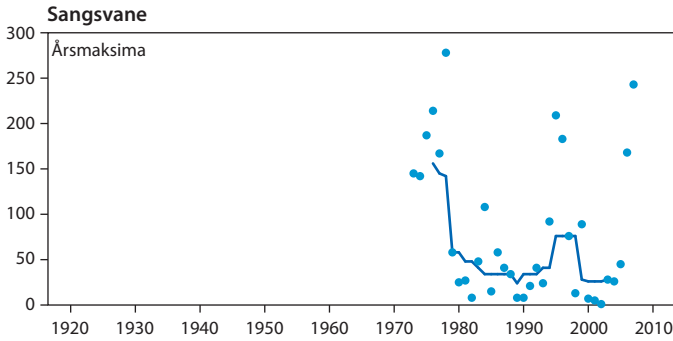


Fig. 30. Årlige maksimumstal for Sangsvane på Tipperreservatet 1972-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers of Whooper Swans on the Tipperre reserve 1972-2007 with sliding nine year medians.

ber (Fig. 29; Møller 1978, Gram et al. 1990, Laubek 1995, Nielsen 1998, Jakobsen 2008). Indtrækket forløber generelt noget senere end for Pibesvanen, idet Sangsvanerne først presses herved efterhånden som vandene fryser til længere mod nord (Laubek op.cit.). Fuglene forbliver på reservatet i vintre, hvor fjorden ikke fryser til. Maksimum var 278 i vinteren 1977-78, som også er det højeste tal, der er registreret på reservatet i undersøgelsesperioden (Fig. 30), men i 1930'erne blev der i januar talt op til 4000 gulnæbbede svaner, som for en dels vedkommende givetvis har været Sangsvaner.

Yderligere er der talt op til 492 Sangsvaner i 2008 og 382 i 2009, en stigning de senere år som formentlig kan relateres til den generelle bestandsfremgang samt genvæksten af vandplanter de allerseneste år. Efter isvintre dukker Sangsvanerne op igen i februar eller marts, afhængigt af vinterens afslutning. I 1970'erne fandt borttrækket sted i marts-april ligesom i resten af landet (Møller op.cit., Gram et al. op.cit., Laubek op.cit., Nielsen op.cit.), men ligesom for Pibesvanen er de fleste fugle nu trukket bort allerede inden 1. marts (Fig. 29; se også under Pibesvanen).



I vintre, hvor fjorden ikke fryser til, kan der være nogle hundrede Sangsvaner på Tipperne. Foto: John Larsen.

Andelen af juvenile Sangsvaner på Tipperne er ligesom for Pibesvanerne præsenteret af Laubek (1995) sammen med tilsvarende data fra Nordjylland. Det samlede gennemsnit for 1970-1993 var 12,6% med en år til år-variation fra 3,7 til 22,8%.

Gravand *Tadorna tadorna*

Da optællingerne på Tipperne begyndte, var Gravanden en fåtallig ynglefugl i Danmark. Arten var blevet jagtfredet det meste af året fra 1922, og i 1931 blev den totalfredet. Herefter begyndte en fremgang, som varede frem til 1980'erne, hvor bestanden nåede op på omkring 3-4000 par for siden at aftage ganske markant (Meltofte et al. 2009a, Heldbjerg & Eskildsen 2010). Den danske ynglebestand udgør en lille del af de 300 000 Gravænder, der yngler i Nordeuropa og overvintrer i Vesteuropa, og som har været i fremgang i årtier (Delany & Scott 2006). Yngleområdet for disse fugle omfatter det meste af Sydsvrige og Østersøområdet, hvorfra mange trækfugle passerer Danmark eller overvintrer her i milde vintre (Bønlokke et al. 2006). Især foregår der et omfattende fældningstræk til Vadehavet, hvor op til 200 000 Gravænder kan være forsamlet især i den tyske del fra juni til august, mens de fælder krop- og svingfjerene og ikke kan flyve i ca fire uger (Meltofte et al. 1994). Efter fældningen spredes mange af disse fugle bl.a. til Danmark, hvor der er talt op til 32 300 i det sene efterår og 45 700 om vinteren og foråret (Laursen et al. 1997, Pihl et al. 1992, Petersen et al. 2006).

Antallet af ynglefugle på Tipperne var meget lavt eller ikke-eksisterende ved tællingernes start, mens der fra omkring 1934 og frem til omkring 1980 var en bestand formentlig på mindre end ti par. Herefter skete der en stærk stigning – måske parallelt med de tiltagende tætheder af de bunddyr på Tippeternes vadeblader, som Gravændernes lever af – så der sidst i 1980'erne var omkring 20-30 par (Thorup 1998). Siden er bestanden atter aftaget til omkring 10-15 par (O. Thorup in litt.). Tilbagegangen begyndte før biomassen af bunddyr gik ned på Tippergrunden og kan måske relateres enten til et stigende antal ræve på Tipperne og/eller afspejle den generelle tilbagegang i Gravandens danske ynglebestand (Heldbjerg & Eskildsen 2010). Foruden reservatets egne ynglefugle, er det tænkeligt, at fugle fra naboområderne bringer deres ællinger til reservatet. Således taltes ikke mindre end 212 ællinger den 22. juni 1993.

I milde vintre ankommer Gravænderne til Tipperne i løbet af februar, og antallene toppes i marts (Fig. 31), ligesom i Nordjylland og ved Vorskø (Møller

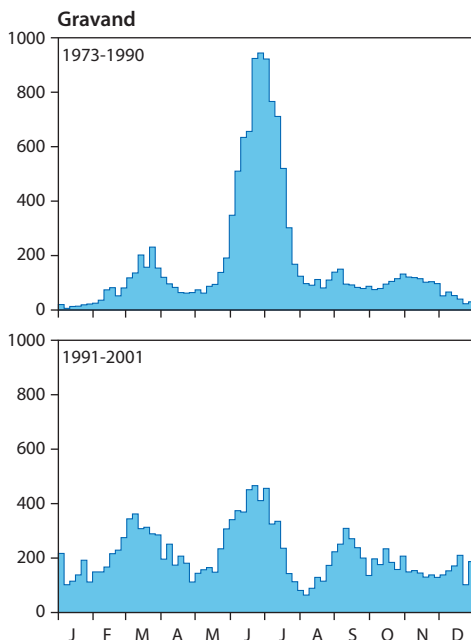


Fig. 31. Fænologi hos Gravand på Tipperreservatet i hhv. 1973-90 og 1991-2001 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Common Shelduck on the Tipperne reserve 1973-1990 and 1991-2001, respectively, shown in running five day periods.

1978, Gregersen 1997). Fra sidst på måneden aftager antallene efterhånden som ynglefuglene opsøger redepladserne, og trækfuglerne forsvinder, så der er relativt få fugle – inklusive en del ikke-ynglende (Lind 1957) – indtil fældningstrækket begynder i anden halvdel af maj. Fældningstrækket består primært af yngre ikke-ynglende fugle og i mindre grad af ynglefugle, der har mistet eller forladt ungerne (Lind op.cit., Meltofte et al. 1994). Trækket toppes i juni-juli samtidig med det tilsvarende træk forbi Blåvandshuk og svarende til fuglenes forsvinden f.eks. fra Vejlerne (Nielsen 1998, Jakobsen 2008). Frem til 1953 kulminerede fældningstrækket på Tipperne i juli, men i de senere år oftest i juni eller omkring månedsskiftet juni-juli (Fig. 31; Lind op.cit.). Under opholdet på Tipperne påbegyndes kropsfældningen, mens der aldrig er noteret afslåede fugle på reservatet. Efter kulminationen falder antallene brat, indtil en ny stigning sætter ind i løbet af august, hvor forældrefugle og årsunger påbegynder efterårstrækket, og hvor fældfuglene fra Vadehavet kommer tilbage i september efter endt svingfjersfældning (Lind op.cit.). Denne stigning sker parallelt

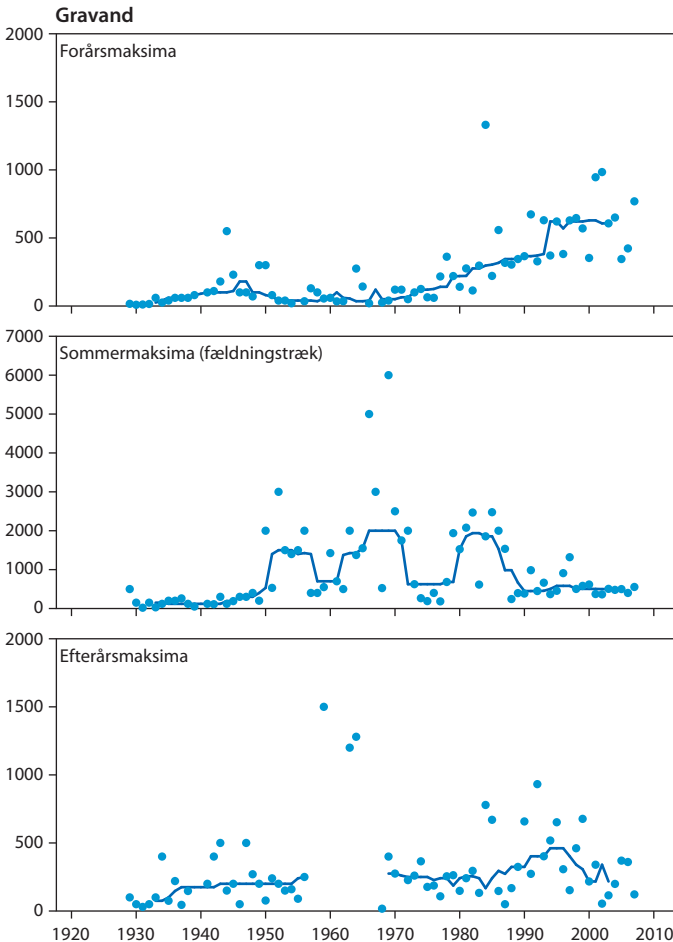


Fig. 32. Årlige maksimumstal for Gravand på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-20.5), sommer (under fældningstrækket 21.5-18.8) og efterår (19.8-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk større skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of Common Shelduck on the Tipperne reserve during spring (1.1-20.5), summer (during the moult migration 21.5-18.8) and autumn (19.8-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note larger scale for the summer period.

med en langt større stigning bl.a. i den danske del af Vadehavet (Meltofte et al. 1994), hvorimod stigningen først sker fra oktober i Odense Fjord, hvor store antal også overvintrer (Johansen 1990). De succesfulde ynglefugle trækker til Vadehavet for at fælde et par måneder senere end de ikke-ynglende – ved Blåvandshuk ofte i flokke med ungfugle (Petersen 1974). Efter en svag kulmination i september aftager de gennemsnitlige antal på Tipperne jævnt frem mod vinteren, mens der de enkelte år ofte er tale om stærkt varierende antal i løbet af efteråret. Afhængigt af vinterens strenghed er der også stærkt varierende antal til stede i vintermånederne, svingende fra nul i isvintre til et maksimum på 673 i januar 1991. Bemærk dog at vintermånederne ikke har været systematisk dækket siden 1997-98.

Antallet af rastende Gravænder på Tipperne har varieret endnu mere end ynglefuglene. Forekomsterne steg langsomt op gennem 1930erne og 40erne

både for forårs-, fældnings-, og efterårstrækket vel sagtens parallelt med stigningen i bestanden efter fredningen, men tallene fra 1940erne, 50erne og 60erne må tages med et betydeligt forbehold pga. ringe dækning af trækperioderne forår og efterår (Fig. 32). Derimod har fældningstrækket været godt dækket langt de fleste år, og her ses en markant stigning fra 1950 med forekomster på op til 2000-6000 fugle i tre perioder i hhv. 1950erne, 60erne og omkring første halvdel af 80erne, hvor Tipperne især i de første to perioder ganske givet var af international betydning ved at huse mere end 1% af flywaybestanden. Dette store fældningstræk, som har varieret en del fra år til år, døde ud sidst i 1980erne, og siden har der så godt som ikke været forekomster på over 1000 fugle (Fig. 32).

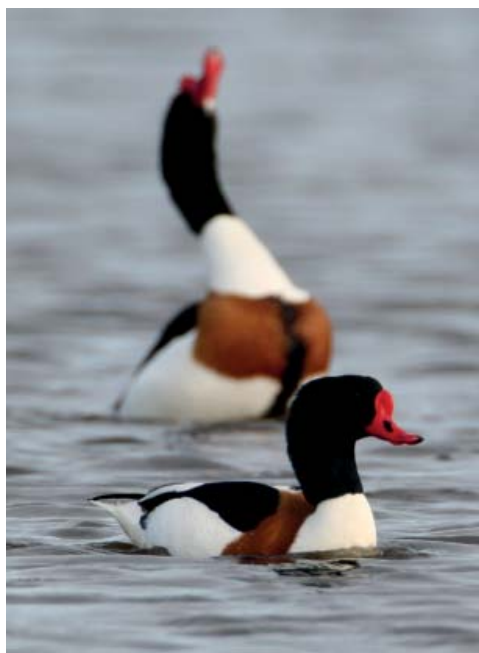
Årsagerne til disse svingninger samt fuglenes udebliven som fældefugle de senere år er ukendt, men kan være et resultat af de generelt højere

Tabel 7. Procentuel fordeling af Gravænder på Tipperreservatet marts-november 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Common Shelduck March-November 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

År Year	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-90	4	11	45	35	5	166679
1991-2007	6	18	30	34	13	150800

vandstande i sommermånederne, som er blevet implementeret med de seneste to slusedirektiver (se afsnittet om Miljøforholdene i Ringkøbing Fjord og på Tipperreservatet, Christensen 1987 og Thorup 1987). I modsætning hertil har forekomsterne forår og efterår fortsat stigningen op gennem 1990'erne, dog med tegn på aftagende efterårsforekomster siden da, hvor også landsbestanden har været for nedadgående (Heldbjerg & Eskildsen 2010). Fremgangen indtil 90'erne er formentlig et resultat af stigende mængder bunddyr på vadefladerne ligesom for ynglefuglenes vedkommende (se ovenfor).



Antallet af Gravænder på Tipperne steg de første årtier, efterhånden som ynglebestanden både her og nationalt kom på fode igen efter totalfredningen fra 1931.

Foto: Jens Kristian Kjærgaard.

Således var det exceptionelt store antal Gravænder (1331) i foråret 1984 sammenfaldende med forekomster på op til 24 000 Hættemåger *Larus ridibundus*, som fouragerede på smådyr på vaderne (Thorup 1987).

Allerede i 1950'erne opholdt de fleste Gravænder sig under fældningstrækket ude mod øst i det område, som i dag dækkes af Opgrøden (Lind 1957), hvilket meget godt svarer til fordelingen de senere årtier, hvor fuglene primært har opholdt sig omkring Opgrøden, dvs. øst for denne og i Tippetande (Tabel 7). Det er her, de mest lavvandede grunde findes.

Svømmeænder *Anas spp.*

Da svømmeænderne først blev artsbestemt i større målestok fra omkring 1954 (se Materiale og metoder), følger her en generel introduktion til denne dominerende fuglegruppes forekomst på reservatet. Helt overordnet har forekomsterne af svømmeænder, der raster på Tipperne under kulminationen om efteråret, været én lang nedtur siden optællingerne begyndte i 1929 (Fig. 33). Tager vi i betragtning, at dækningen af hovedtrækperioden om efteråret var højst ufuldstændig især fra 1940 til 1972, fremgår det, at de årlige maksimumtal generelt lå mellem 25 000 og 50 000 frem til engang omkring 1960 (se diskussionen for en evaluering af pålideligheden af disse store tal og de noget lavere tal i 1950'erne). Siden lå maksimumforekomsterne oftest på mellem 15 000 og 30-40 000 frem til 1980'erne, for siden at aftage yderligere til nogle få tusinde efter år 2000. Årsagerne til denne markante nedtur behandles under Pibeand, som næsten altid har udgjort langt hovedparten af svømmeænderne på Tipperne under disses kulmination sidst i september og i oktober (Tåning 1936 og nedenfor samt i diskussionen).

Tages det i betragtning, at også den væsentligt mindre kulmination om foråret ofte blev dårligt dækket mellem 1940 og 1972, har forårsforekomsterne været langt mere stabile på op til omkring 10 000 fugle (Fig. 33). Kun nogle få meget store antal i reservatets allerførste år og nogle mere moderat høje forekomster i 1980'erne og 1990'erne adskiller sig fra dette mønster. Hertil kommer, at forekomsterne de allersensete år har været relativt lave ligesom om efteråret.

Under andrirkernes fældningstræk i juni-juli, som burde være godt dækket gennem hele undersøgelsesperioden, har maksimumforekomsterne de fleste år ligget under 2000 fugle, men to perioder skiller sig ud fra dette mønster, nemlig de ca 20 år fra midt i 1940'erne til midt i 1960'erne, samt årene

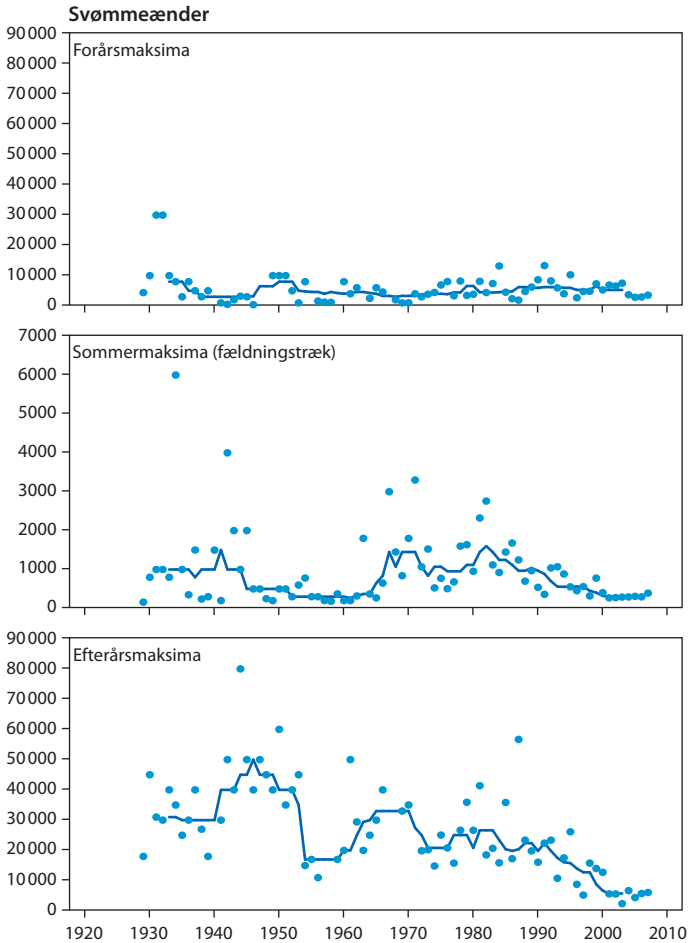


Fig. 33. Årlige maksimumstal for svømmeænder på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-15.5), sommer (under fældningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk mindre skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of dabbling ducks on the Tipperne reserve during spring (1.1-15.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note smaller scale for the summer period.

efter år 2000, hvor der oftest kun taltes op til nogle få hundrede fugle (Fig. 33). De meget lave antal de senere år er en parallel til mangelen på rastende fugle både forår og efterår, mens vi ikke har nogen forklaring på de lave tal omkring 1950'erne. Andrikerne gennemfører ikke selve svingfjerfældningen på Tipperne, idet der os bekendt aldrig er rapporteret om afslåede fugle, og der nok ikke er dybt nok langs rørkanterne til, at fuglene føler sig sikre her (se Kortegaard 1974).

Under opholdet på reservatet har fældefuglene siden 1970'erne især ligget omkring Opgrøden, dvs. i Tippetande og felt 7 (se under de enkelte arter), mens de i juli 1934, hvorfra der eksisterer et udbredelseskort for hele måneden, ikke var fugle i Tippetande. Årsagen er givetvis, at Tippetande dengang ofte var tør om sommeren (se Fig. 3). Især i de senere årtier har svømmeænder på fældningstræk også lig-

get i vandsamlinger inde på engene (se under Krikand og Skeand).

Ser vi på fænologi blandt de rastende svømmeænder, er der forholdsvis god overensstemmelse mellem perioderne om foråret, hvor langt de fleste svømmeænder er væk efter begyndelsen af maj, mens det om efteråret ser ud som om ænderne forlod reservatet væsentligt tidligere i årene 1973-1995 end i 1930'erne (Fig. 34). Årsagen er givetvis, at næringsstofbelastningen af fjorden og den resulterende overgroning af vandplanterne med epifytiske alger siden 1970'erne har medført, at planterne nu dør bort tidligere end dengang, fjorden ikke var så forurenede (se Kiørboe 1980a). Hertil kommer muligvis effekten af et stort græsningstryk på planterne fra de mange Knopsvaner, som ikke fandtes i området i 1930'erne, selv om dette ikke kunne påvises i efteråret 1978 (se Kiørboe op.cit.).

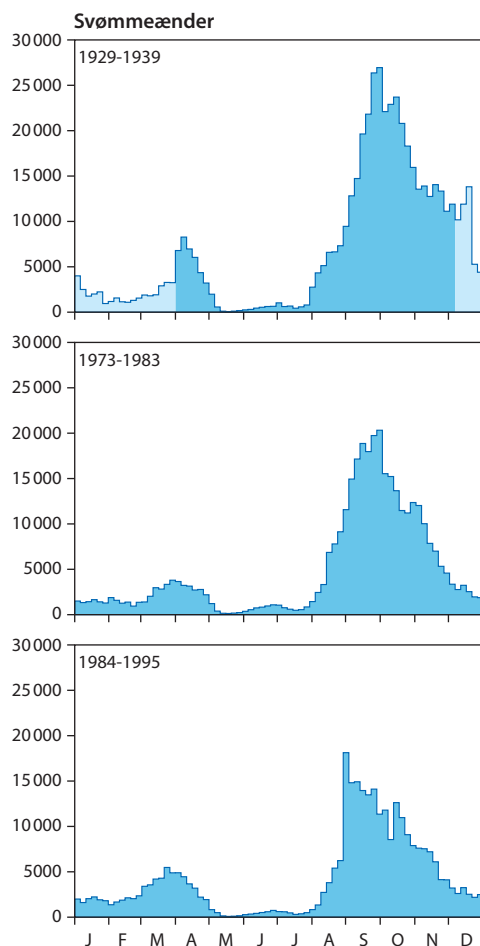


Fig. 34. Fænologien hos svømmeeænder på Tipperreservatet i hhv. 1929-39, 1973-83 og 1984-95 vist i løbende femdagesperioder. Lyseblå søjler 1929-1939 bygger på data fra kun 2-4 år.

The phenology of dabbling ducks on the Tipperne reserve 1929-1939, 1973-1983 and 1984-1995, respectively, shown in running five day periods. Light blue columns 1929-1939 are based on data from only 2-4 years.

Da vandfuglejagten i 1930'erne begyndte allerede den 1. august, sås der en kendelig stigning i antallet af rastende ænder på reservatet efter denne dato (Fig. 34; Tåning 1936), mens stigningen i 1970'erne fandt sted omkring den 16. august og siden 1983 efter den 1. september i overensstemmelse med præmieredatoen (se under de enkelte arter). Det er også tydeligt, at antallet af ænder, der skræmmes væk fra andre raste- og fourageringsområder, er større, jo senere på efteråret jagten begynder, da der så na-

Tabel 8. Procentuel fordeling af svømmeeænder på Tipperreservatet forår (marts-april) og efterår (august-november) 1932-38. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by dabbling ducks during spring (March-April) and fall (August-November) 1932-38. See Fig. 20 for delineation of areas.

1932-38	1-3	4-6	7	TS	Land	N
Forår Spring	41	31	16	10	3	724045
Efterår Fall	22	40	25	6	7	6877610

turligt nok er flere ænder at skræmme. Hertil kommer, at jagten er blevet væsentligt mere intensiv i løbet af undersøgelsesperioden (se diskussionen af jagtens betydning for svømmefuglenes udnyttelse af Tipperreservatet).

I 1930'erne fouragerede svømmeeænderne om foråret primært på grunden vest og nord for halvøen, mens de om efteråret var mere jævnt fordelt (Tabel 8). Således lå ænderne ofte i meget store tal i et bredt bånd – afhængigt af vindretning og styrke – hele vejen rundt fra Rødsandshage til øst for Tippepold. Ved storm og oversvømmelse af engene, som var særlig hyppigt inden slusen i Hvide Sande blev bygget i 1931, opholdt tusinder sig på land både om dagen og ved indtræk til loer og vanddækkede områder om aftenen. Tippetande, som givetvis også dengang var så godt som vegetationsløs, blev udnyttet væsentligt mindre dengang end nu (se under de enkelte arter), men især i hård vestenvind kunne mange ligge langs land eller stå på kysterne på østside af halvøen, i vigen på sydsiden af Fuglepold og på Anholt. Området omkring Bornholm synes at have været det næst vigtigste område efter Anholt, et område som nu er næsten helt uden betydning. (Se også Tåning 1936 samt afsnittet Ændringer i svømmefuglenes arealudnyttelse siden 1930'erne i diskussionen).

Pibeand *Anas penelope*

Vinterbestanden af Pibeænder i Nordvesteuropa er estimeret til 1,5 mio. individer og har været stabil de sidste ti år (Delany & Scott 2006), mens den antages at være steget de foregående to årtier (Scott & Rose 1996; se også Fig. 59). Yngleområdet strækker sig over det meste af den boreale zone i Nordeuropa og Vestsibirien, som også de danske trækfugler kommer fra (Bønløkke et al. 2006). I Danmark er der talt op til 45 000 om foråret (Laursen et al. 1997) og 75 000 alene i Vest- og Nordjylland i oktober (Jo-

sen 1974), mens der de senere år er der talt op til 200 000 i oktober alene i reservater og andre udvalgte områder (Søgaard et al. 2010). Kriteriet for et område af international betydning for den pågældende bestand er regelmæssige topforekomster af 15 000 individer, hvilket Tipperreservatet sammen med resten af Ringkøbing Fjord fint levede op til frem til 1980'erne (se Fig. 36 og neden for).

Uden for yngletiden er arten næsten 100% planteæder og tager fortrinsvis grønne plantedele i lavvandede marine og brakke områder, men også græsser og halvgræsser på strandenge mv. Pibeænderne ligger ofte sammen med svaner og Blishøns, som de 'snylter på' ved at æde noget af det plante-materiale, som svanerne og Blishønsene trækker op til overfladen (Holm & Clausen 2009). Arten er aldrig med sikkerhed fundet ynglende på reservatet, men har formentlig ynglet uregelmæssigt på Poldene i Nymindestrømmen, hvor den i hvert fald ynglende i 1998 (O. Amstrup in litt.).

På Tipperne er der kun talt over 1000 fugle i januar og begyndelsen af februar i tre år (1938, 1991 og 1994), men der har ikke været observatører på reservatet om vinteren de sidste ti år af undersøgelsesperioden, hvor mange fugle har opholdt sig i landet, når vintrene har været milde (Petersen et al. 2010). Antallet af forårsrastende fugle på reservatet stiger normalt først rigtigt fra sidst i februar for at kulminere i marts-april (Fig. 35) ligesom trækket i Nordjylland og ved Blåvandshuk (Møller 1978, Nielsen 1998, Jakobsen 2008). Men der synes at have været relativt flere Pibeænder på Tipperne i marts de senere årtier (Fig. 35), hvilket formentlig kan relateres til de mange milde vintre vi har haft især efter 1980'erne, hvor fuglene er kommet tidligt. En GLM-model, der tager højde for isvintre, forekomstmåned og de to perioder 1973-83 og 1984-95 samt interaktioner mellem disse, er stærkt signifikant ($F_{11,402} = 50,22$; $R^2 = 0,58$; $p < 0,001$) med signifikant færre fugle i år efter isvintre og signifikant flere fugle i marts og færre i april i den sidste periode sammenlignet med den første (alle signifikante Tukey tests $p < 0,05$), hvorimod der er uforandrede antal i februar og ingen forskel imellem de samlede antal i de to perioder.

De sidste forårstrækgæster forsvinder alle år i første halvdel af maj, hvorefter der kun ses mindre antal frem til fældningstrækket af andrikker begynder omkring 1. juni. Dette fældningstræk kulminerer en måned senere, hvorefter antallene oftest daler indtil efterårstrækket begynder medio august (Fig. 35). Nogle år ses en stor stigning i antallet af fugle på reservatet i forbindelse med jagtstarten

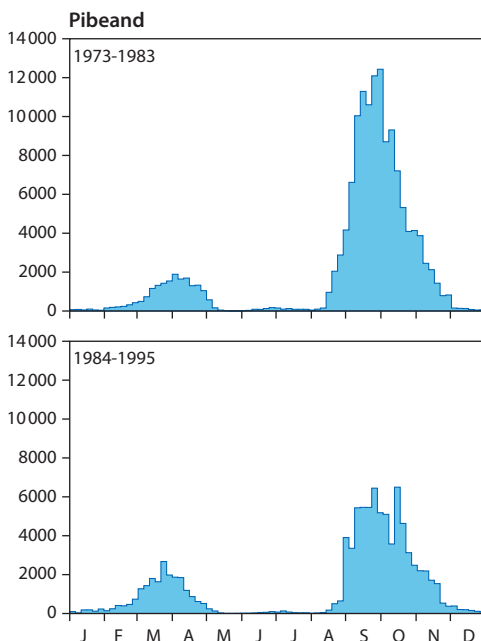


Fig. 35. Fænologi hos Pibeand på Tipperreservatet i hhv. 1973-83 og 1984-95 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Eurasian Wigeon on the Tipperne reserve 1973-1983 and 1984-1995, respectively, shown in running five day periods.

den 1. september, hvilket også var tilfældet ved jagtstarten den 1. august i 1930'erne (se også Jakobsen 2008). Dette sås helt ekstremt i 1987, hvor titusinder af især Pibeænder, Gråænder og Krikænder slog sig ned på reservatets vandflader allerede den 31. august om aftenen, mens jægerne indtog pladserne rundt langs fjorden, så der ved mørkets frembrud vurderedes at ligge mellem 54 000 og 59 500 svømmeænder på reservatet (Kjeldsen 1988). Da der allerede aftenen efter kun var få tusinde tilbage, er disse fugle ikke medtaget i graferne.

Efterårstrækket kulminerer ellers fra midt i september til ind i oktober og aftager ofte markant i resten af oktober og november ligesom trækket ved Blåvandshuk (Jakobsen 2008), mens antallet af rastende fugle kan forblive højt til langt ind i november i andre år ligesom i Vadehavet (Melftofte et al. 1994) og i Vejlerne (Nielsen 1998). Som nævnt under svømmeænder spp. oven for, kan tidligt borttræk fra Ringkøbing Fjord være et resultat af, at planterne dør tidligere bort som følge af overgroning med epifytiske alger samt hård græsning fra de store fugleflokke. Kun i tre år er der set over 1000 fugle

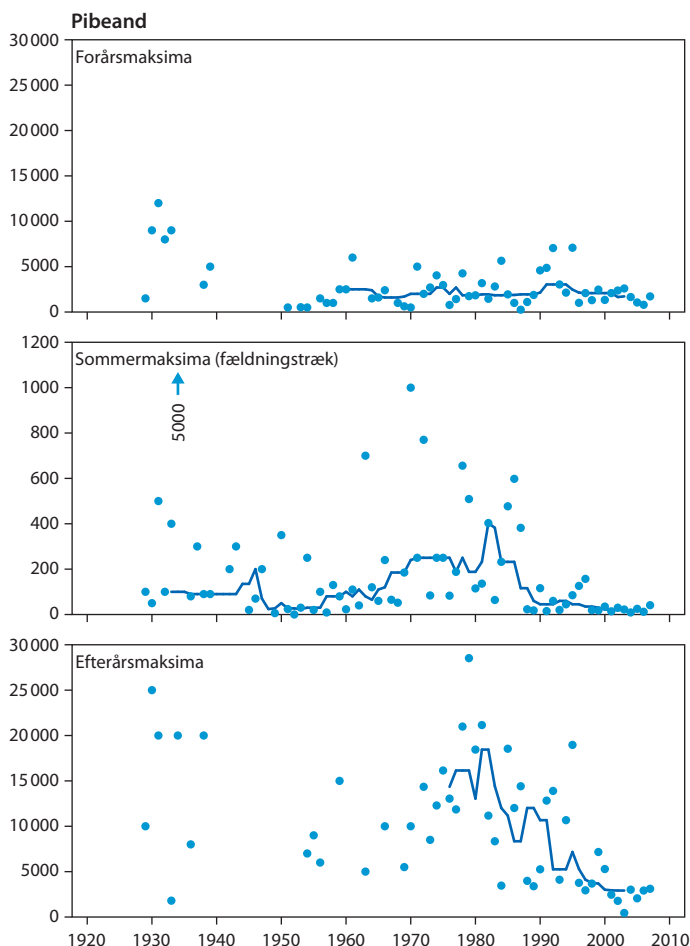


Fig. 36. Årlige maksimumtal for Pibeænder på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-25.5), sommer (under fældningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk mindre skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of Eurasian Wigeon on the Tipperne reserve during spring (1.1-25.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note smaller scale for the summer period.

i december (1934, 1972 og 1994, men se bemærkning oven for om manglende vinterobservationer).

Pibeænderne dominerer oftest antalmæssigt mellem de rastende svømmeænder forår og efterår, og det er derfor ikke så mærkeligt, at udviklingen i antallet af rastende Pibeænder meget ligner udviklingen for svømmeænder generelt (se under svømmeænder ovenfor). Om foråret var der meget store tal i nogle år i 1930'erne, hvor der blev talt op til 12.000 Pibeænder på reservatet allerede i 1931 (Fig. 36). Ellers har tallene ligget relativt stabilt igennem de seneste 35 år, hvor medianen har været på omkring 2-3.000 og med enkelte år med maksimumtal på over 7.000.

Antallet af andrækker på fældningstræk har næste alle år været på nogle få hundrede eller endnu mindre (Fig. 36). Når bortses fra en meget stor angivelse på 5.000 Pibeænder i sommeren 1934, blev

der registreret op til mellem 100 og 500 Pibeænder på fældningstræk mange år frem til 1960'erne, dog med meget lave tal adskillige år i 1940'erne, 50'erne og 60'erne, som vi ikke har nogen forklaring på. Derimod steg antallene væsentligt efter udretningen af Skjern Å midt i 1960'erne med den efterfølgende stærke tilmudring og overgødskning af fjorden (Meltøfte 1987), indtil tallene er aftaget igen de sidste ti år sammenfaldende med den reducerede vækst af vandplanter i fjorden. Ud over at ligge på den lavvandede grund, har andrækker på fældningstræk ofte ligget i vandsamlinger inde på engene på Adamspold, Tippepold og Rødsandshage mv.

Da efterårstrækket oftest ikke blev dækket helt frem til 1972, har vi kun medtaget større forekomster fra denne periode i Fig. 36. Heraf ses, at der allerede i 1930'erne blev registreret op til 20-25.000 Pibeænder på reservatet om efteråret, men det må antages,

at Pibeænder yderligere udgjorde en meget stor andel af de op til mellem 40 000 og 80 000 svømmeænder, som blev registreret flere år i 1930'erne (se under svømmeænder ovenfor). Tallene i 1950'erne og 1960'erne må også tages med stort forbehold, da dækningen af efterårstrækket var yderst sporedisk, hvorimod det ser ud til, at antallene steg op gennem 1970'erne til en kulmination på 28 500 den 2. oktober 1979. Selvom det var det år, hvor vandplanterne i Ringkøbing Fjord begyndte at dø, var der alligevel flere fugle dette år end i topåret 1978 for både Knopsvaner og Blishøns. Dette hænger givetvis sammen med, at vandplanterne forsvandt først fra Havrvig Grund og dermed også fuglene, mens der stadig var vegetation på Tippergrunden, så fuglene blev koncentreret her (Nøhr 1981). Hertil kommer, at Pibeænderne ikke på samme måde blev ramt af isvinteren 1978-79 som Knopsvaner og Blishøns, og at de i høj grad fortsatte med at bruge Tipperreservatet i mange år efter plantedøden som en sikker

rasteplads i jagtsæsonen, selv om vandplanterne i en periode var mere eller mindre forsvundet (se yderligere nedenfor). Først da vandplanterne næsten helt forsvandt efter det øgede saltvandsindtag fra 1995 og frem, og der samtidig bliver oprettet et stort antal jagtfrie reservater overalt i landet i løbet af 1990'erne, forsvandt Pibeænderne i en sådan grad fra reservatet, at der kun er talt op til 2-3000 fugle om efteråret de senere år (se yderligere i diskussionen). På trods heraf er Pibeanden den art, hvor variationen i vandplanternes biomasse, uanset om man ser isoleret på Tipperne eller i fjorden som helhed, giver de højeste grader af forklaring på ændringerne i antallene af fugle på Tipperne om efteråret, idet denne variation forklarer henholdsvis 76 og 68% af variationen i fugleforekomsterne (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne).

Af Tabel 9 fremgår, at langt hovedparten af fuglene især om efteråret fouragerede på Tippergrunden vest og nord for halvøen i 1970'erne, hvor ve-



Pibeanden er langt den talrigste andefugl på Tipperne, hvor der er fred til at raste, og der tillige i perioder har været rigeligt med planteføde i fjorden. Foto: Jens Kristian Kjærgaard.

Tabel 9. Procentuel fordeling af Pibeænder på Tipperreservatet forår (marts-april) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Eurasian Wigeon in spring (March-April) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-78	7	45	28	12	8	23478
1979-83	12	11	22	36	20	48720
1984-95	20	19	23	13	25	207959
1996-2007	26	18	33	7	16	85806
Efterår Fall						
1974-78	45	31	9	14	1	359536
1979-83	10	15	30	41	4	474838
1984-95	29	35	18	12	6	742167
1996-2007	17	26	25	12	20	204474

Tabel 10. Procentuel fordeling af Knortegæs på Tipperreservatet i forårene (marts-maj) 1932-38 og 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Brent Geese in spring (March-May) 1932-1938 and 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

År Year	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1932-38	19	23	6	8	43	228538
1974-78	3	58	28	6	5	13034
1979-96	2	16	3	18	61	169278
1997-2007	6	45	11	3	35	37137

getationen nåede et maksimum. Disse fordelinger er lidt anderledes end i 1930'erne, hvor ænderne om foråret i langt højere grad lå vest for halvøen, og hvor der var færre ænder i Tippetande om efteråret (Tabel 8). At der tilsyneladende var flere vandplanter vest for halvøen (om foråret) i 1930'erne, bekræftes af fordelingen af Knortegæs, hvor der lå næsten lige så mange vest for halvøen som nord for mod langt færre fra 1970'erne og frem (Tabel 10). En medvirkende forklaring på dette kan være, at ålegræsset, som vi ved fandtes vest for Tipperne før 1931, stadig fandtes i dette område i 1930'erne, fordi saliniteten i fjorden stadig var relativt høj i denne periode (Fig. 5 & 6). Ålegræsset i Ringkøbing Fjord blev således ikke ramt af den sygdom, som udryddede ålegræsset i mange andre dele af landet.

Efter sammenbruddet i vandplanterne i 1979-80 lå en stor andel af fuglene både forår og efterår i Tippetande. Da der aldrig har været nævneværdig vegetation på Tippetande, rastede fuglene her inaktivt og brugte blot reservatet som en sikker dag-

rasteplads. Inaktiv dagrast og fourageringstræk ud af reservatet omtales således i årsrapporterne fra 1980, 1981, 1982 og 1983 med op til 10 000 fugle fouragerende på Værnsande syd for Tipperne og 1000 inde på engene på Tipperne.

I forårsmånederne fouragerede særlig mange af Pibeænderne fra 1979 og frem ligeledes på engene, hvor især vandfyldte partier på Adamspold/Tippepold og Rødsandshage udnyttedes visse år af adskillige tusinde fugle. Fuglene fouragerede igen i høj grad på grunden både forår og efterår 1984-95, men fra 1996, hvor vegetationen i fjorden igen var væk, har de relativt mindre mængder Pibeænder i høj grad udnyttet engene også om efteråret. Inden dette sidste sammenbrud kunne der i efteråret 1995 tælles op til 19 000 Pibeænder på Tipperne og 30 000 på Havrvig Grund.

Knarand *Anas strepera*

Knaranden var tidligere en sjælden ynglefugl i Danmark, men antallet af ynglepar steg betydeligt især i anden halvdel af 1900-tallet, så vi i 1990'erne havde en bestand på omkring 300 par (Grell 1998). Da arten ikke yngler i større tal i landene nord og øst for os, må det antages, at det primært er danske og sydskandinaviske ynglefugle, der ses her i landet (Bønløkke et al. 2006). Fuglene herfra er en del af bestanden i Nordvesteuropa, som overvintrer i den sydvestlige del af samme område. Den er vurderet til 60 000 fugle og i stigning (Delany & Scott 2006).

Knarandens fænologi på Tipperne er delt i to markant adskilte forløb med en forårs- og yngletidsforekomst frem til primo juli og en efter-yngle-

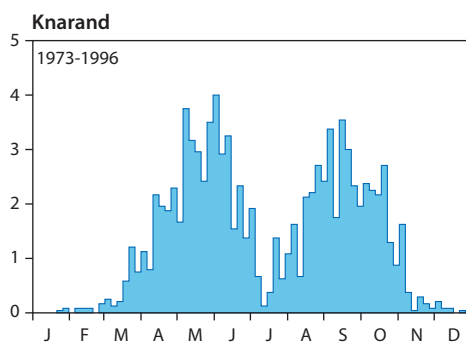


Fig. 37. Fænologien hos Knarand på Tipperreservatet i 1973-96 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Gadwall on the Tipperne reserve 1973-1996 shown in running five day periods.

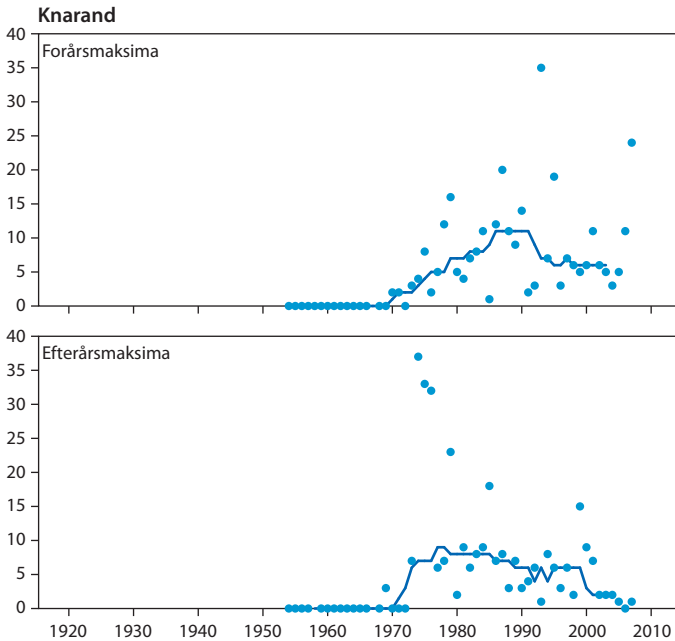


Fig. 38. Årlige maksimumtal om foråret og den tidlige sommer (1.1-9.7) samt i sensommeren og efteråret (10.7-31.12) for Knarand på Tipperreservatet 1954-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers in spring and early summer (1.1-9.7) together with late summer and autumn (10.7-31.12) of Gadwall on the Tipperne reserve 1954-2007 with sliding nine year medians.

tidsforekomst (Fig. 37). Arten er set i alle årets måneder, men det egentlige indtræk foregår de fleste år i marts-april, hvorefter antallene kulminerer i maj og aftager igen i juni. Efterårsforekomsterne bygger op gennem juli-august for at kulminere i september og aftage frem mod december. Det lavere antal fugle i sommermånederne skyldes givetvis, at fuglene i denne periode ligger andetsteds, mens de fælder og ikke kan flyve i ca fire uger, men grupper af endnu ikke afslåede fældehanner er en del år set både i juni og juli. Om efteråret fouragerer Knarænderne i flok med Gråænder og andre svømmeænder, og det er meget sandsynligt, at der er overset mange fugle specielt på denne årstid. Om foråret ligger fuglene i

højere grad i loer og pander eller for sig selv på Tippergrunden, så de er lettere at registrere.

Arten begyndte formentlig at yngle på Tipperne fra midten af 1970'erne sammenfaldende med en ekspansionsbølge i hele landet (Thorup 1998). Bestanden toppede med mindst 6-8 par i 1988, hvorefter den er aftaget til nogle få eller ingen (Thorup op.cit. og in litt.). De første Knarænder blev set på reservatet i 1969 (Fig. 38), hvilket formentlig er nogenlunde i overensstemmelse med de faktiske forhold, idet observatørerne allerede i 1930'erne var i stand til at identificere denne art (Thorup op.cit.). Herefter gik det stærkt, så der i 1970'erne var flere observationer på mere end 30 fugle om efteråret,



Knarænder på Tippergrunden, 30. juni 1978.

hvilket dengang var landets største forekomster (DOFs rapportgrupper). Maksimumtallene om efteråret var lidt lavere i de følgende årtier for næsten helt at dø ud de seneste år.

Udviklingen har været lidt anderledes om foråret, hvor maksimumtallene steg frem til sidst i 1980'erne. Herefter har medianen ligget lidt lavere, men stadig med flere forekomster på op til 10-35 fugle. Forårsforekomsterne følger til en vis grad yngleforekomsterne, og maksimumforekomsterne på reservatet er generelt ikke større, end at der blot kan være tale om lokale ynglefugle fra Ringkøbing Fjord, hvor bestanden var på omkring 25 par i 1980'erne (Thorup 1998). Ynglebestanden på Tipperne er størst i år med mildt og fugtigt vejr i april-maj (Thorup op.cit.).

Knaranden er primært en ferskvandsand tilknyttet bundvegetation (Cramp & Simmons 1977), så den vigende bestand i de senere år, som er i stærk kontrast til udviklingen i f.eks. Maribosøerne og Tøndermarsken, Danmarks to vigtigste yngleområder for arten (Jørgensen 2006, Clausen & Kahlert 2010), tyder på, at kombinationen af salt og manglende vegetation har været årsagen til Knarændernes tilbagegang i de senere år.

Krikand *Anas crecca*

De Krikænder, der passerer Danmark under trækket forår og efterår, tilhører den bestand, der overvintrer i Nordvesteuropa, og som tæller omkring 500 000 individer (Delany & Scott 2006). Yngleområdet strækker sig over det meste af Nordeuropa, og bestanden har været stigende i flere årtier (se Fig. 59). Ringmærkningen viser, at danske trækgæster forekommer stort set overalt i Europa mod øst til omkring Ural og undtagelsesvis helt til Nordafrika (Bønløkke et al. 2006).

I 1970-71 talte Joensen (1974) op mod 30 000 Krikænder i Vest- og Nordjylland, og han anslog, at der kunne være op til 40-50 000 i hele landet. Under landsdækkende tællinger sidst i 1980'erne fandt Laursen et al. (1997) op til 33 700 Krikænder i det sene efterår, og i efterårene 2004-2008 blev der talt op til 45 000 alene i reservater og andre udvalgte områder (Søgaard et al. 2010).

På Tipperne er Krikanden den næst almindeligste svømmeand efter Pibeanden, og frem til år 2000 var de årlige maksimumforekomster oftest over de 5000 individer, der er kriteriet for international betydning for bestanden (Delany & Scott 2006). Fra 1930'erne og frem til 1970'erne lå maksimumforekomsterne om efteråret ganske vist oftest på under 5-10 000 (Fig. 39), men tallene må som for de andre

svømmeænder tages med betydeligt forbehold, idet langt hovedparten af fuglene ikke blev artsbestemt (se under svømmeænder ovenfor). Det samme gælder forårstallene, men for begge perioder er der en klar stigning fra omkring 1980. Forekomsterne kulminerede med 22-24 000 Krikænder den 31. august 1987 (se nedenfor) og 6450 den 4. april 1991 for forårets vedkommende. Herefter aftog efterårstallene op gennem 1990'erne og nåede minimum efter år 2000, hvor der ikke er talt over 5000, mens forårstallene forblev høje – op til 3-5000 – frem til 2003 (Fig. 39).

En noget lignende udvikling ses for de fældningstrækkende fugle i juni-juli, hvor der er meget lave – og måske troværdige – tal helt frem til 1960'erne, hvorefter forekomsterne kulminerede med over 1000 fugle flere år i 1970'erne og 80'erne og aftog markant herefter.

Årsagen til denne udvikling kan vi kun gætte på. De stigende antal af især fældefugle siden 1960'erne kan mest sandsynligt relateres til stigende mængder dyndsnegle og andre bunddyr, som indtrådte med overgødsningen af fjorden efter udretningen af Skjern Å, men det er påfaldende, at tallene især er høje fra omkring 1980, hvor mange af de planteædende vandfugle forsvandt. De statistiske analyser viser da også, at antallet af Krikænder om efteråret ikke kan forklares ved mængden af bundplanter, men i stedet afspejler svingninger i Krikændernes ynglesucces (se Fig. 62), en sammenhæng, der i øvrigt også er fundet for arten i Vadehavet (Laursen &

Tabel 11. Procentuel fordeling af Krikænder på Tipperreservatet forår (marts-april), sommer (fældningstræk 26. maj – 14. juli) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Common Teal in spring (March-April), summer (moult migration 26 May – 14 July) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-82	4	1	34	39	22	39287
1983-95	7	6	43	17	27	222086
1996-2007	6	8	46	20	20	148686
Sommer Summer						
1974-82	1	1	21	67	10	16949
1983-95	1	0	22	54	22	23321
1996-2007	2	0	6	31	60	5087
Efterår Fall						
1974-82	4	8	31	53	5	437281
1983-95	10	10	36	39	11	1052817
1996-2007	4	9	39	25	34	389547

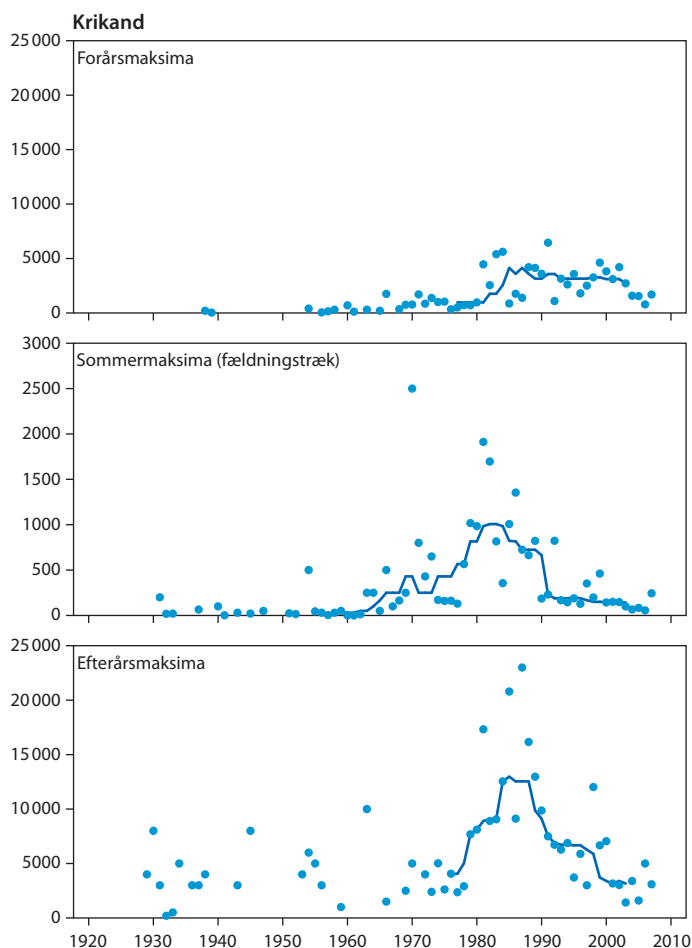


Fig. 39. Årlige maksimumstal for Krikand på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-25.5), sommer (under fældningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk mindre skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of Common Teal on the Tipperne reserve during spring (1.1-25.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note smaller scale for the summer period.

Frikke 2006), og måske også ændringer i mængden af zooplankton i fjorden (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Om efteråret fouragerer mange af fuglene på reservatet, når de opholder sig der, mens andre synes at have benyttet især Tippetssande som dagrasteplass (Tabel 11, Fig. 59; se yderligere neden for), hvorfra de kan have foretaget natlige fourageringstogter i de meste af Vestjylland (jf. Fog 1968 versus Bregnballe et al. 2009b).

For forårsforekomsterne er der ligesom for fældefuglene nok tale om en effekt af de generelt større tætheder af smådyr, som Krikænderne mest lever af på denne årstid (Cramp & Simmons 1977) (se også under Spidsand og Gravand).

Afhængigt af vinterens stregthed begynder forårstrækket i februar-marts og kulminerer fra sidst i marts til anden halvdel af april, hvorefter det ebber ud i begyndelsen af maj (Fig. 40) ligesom i Tønder-

marsken (Gram et al. 1990) og i Nordjylland (Møller 1978, Nielsen 1998). Arten er en regelmæssig, men meget fåtallig ynglefugl på reservatet tilsyneladende med flest i 1970'erne og 80'erne, hvor der måske rugede op til ti par (Thorup 1998 og in litt.).

I juni-juli ses et ganske omfattende fældningstræk af andrækker, hvor Krikanden er den talrigste svømmeand på reservatet, inden efterårstrækket begynder omkring 1. august ligesom i Nordjylland (Møller 1978, Nielsen 1998). Efter 1982 ses de fleste år en meget markant stigning i antallet af Krikænder på reservatet ved jagtstarten den 1. september, hvor der visse år er registreret op til en tidobling af antallet. Om aftenen den 31. august 1987 samlede således 22-24.000 Krikænder på reservatet allerede i forbindelse med, at jægerne indtog deres pladser rundt om fjorden (Kjeldsen 1988; se også under Pi-beand og Gråand). Men også uden denne kunstige

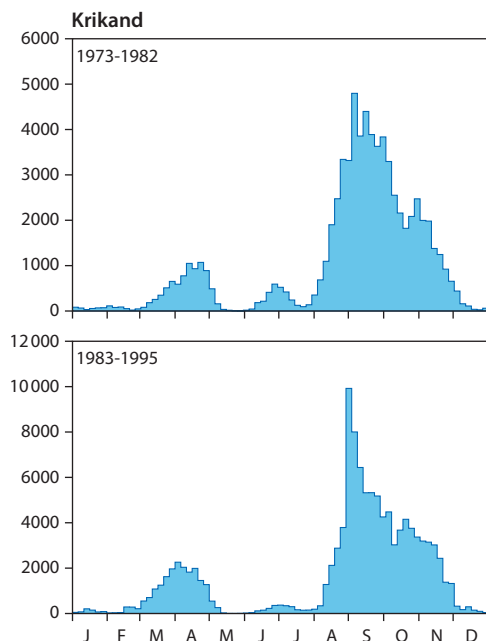


Fig. 40. Fænologien hos Krikand på Tipperreservatet i hhv. 1973-82 og 1983-95 vist i løbende femdagesperioder. Bemærk de forskellige skalaer.

The phenology of Common Teal on the Tipperne reserve 1973-1982 and 1983-1995, respectively, shown in running five day periods. Note differing scales.

stigning kulminerer efterårstrækket af Krikænder næsten en måned tidligere end for Pibeænderne (se middel for årene 1973-82 i Fig. 40), et forhold som allerede blev bemærket i reservatets første år (Tåning 1936). Andre steder i landet er trækket af de to arter mere sammenfaldende (Meltofte et al. 1994, Gregersen 1997, Jakobsen 2008). Antallene aftager jævnt i løbet af efteråret, så der normalt kun er meget små antal eller slet ingen fugle tilbage i vintermånederne. Maksimum var 2600 i januar 1991, men bemærk at vintermånederne ikke har været systematisk dækket siden 1997-98. Visse år ses kraftige indryk af Krikænder helt hen i november, hvilket formentlig er et resultat af kuldeflugt fra nordligere rasteplasser (Møller 1978).

Fordelingen af Krikænderne på reservatet om foråret har ikke ændret sig væsentligt siden 1974, idet de fleste fugle hele tiden har ligget øst for Opgrøden, i Tippetande og i vandfyldte partier på engene (Tabel 11). Under fældningstrækket er fordelingen anderledes, idet hovedparten af fuglene i årene 1974-95 lå i Tippetande, hvorefter størstedelen af de langt lavere antal fugle har fourageret i våde partier på engene (Tabel 11). Tallene fra 1996-2007 domineres af perioden før 2000, hvor der var flere krikænder end efter årtusindskiftet. I perioden 1996-2000 var sommervandstanden generelt høj i fjorden (Fig. 3), hvilket har reduceret Krikændernes



Afhængigt af vinterens streghed ankommer Krikænderne i februar-marts. Foto: John Larsen.

mulighed for at søge animalsk føde i de lavvandede områder. På grund af Krikændernes korte rækkevidde under vandoverfladen (25 cm) påvirkes de negativt af højvande og skifter derfor hyppigere end de andre arter til at fouragere på engene og i rørsumpene (Bregnballe et al. 2009b).

Om efteråret har de fleste Krikænder i alle årene overvejende ligget omkring Oprøden, dvs. øst for denne og i Tippetande, men som for fældefuglene har stigende andele ligget i vandfyldte partier på engene især efter plantedøden i 1995-96 (Tabel 11, Fig. 59). Om efteråret fouragerer Krikænderne gerne på vandaksenes eller havgræssernes frø på lavt vand, forudsat at disse områder er vanddækkede (Boertmann & Riget 2006, Therkildsen & Bregnballe 2006). Den generelt faldende *efterårsvandstand* (Fig. 3) kan således være medvirkende til de vigende antal af Krikænder efter 2000, hvor der hverken har været betydende mængder af vegetation i fjorden eller hyppig forekomst af vand på engene. Dette underbygges af, at observatørerne i årene efter 2000 har bemærket, at Krikænderne især i oktober og november dagsraster/sover i Fuglepoldvigen, der nærmest er en sø i dag, og som medregnes under "land" (O. Amstrup pers. medd.).

Gråand *Anas platyrhynchos*

Antallet af Gråænder, der overvintrer i Nordvesteuropa, og som de danske ynglefugle såvel som trækfuglene er en del af, er opgjort til 4,5 mio. (Delany & Scott 2006). Bestanden, der yngler i hele Nordeuropa, anses for at være stabil eller aftagende (se Fig. 59). Mens de fleste af de estimerede 37-39000 par vilde Gråænder, der yngler i Danmark (Meltofte et al. 2009a), forbliver her året rundt, optræder trækfuglene stort set overalt i Nord-, Øst- og Vesteuropa (Bønløkke et al. 2006). Ved de landsdækkende optællinger af svømmefugle i 1968-73, 1987-89 og 1999-2000 samt efterfølgende midvintertællinger registreredes hver gang op til omkring 125-185000 Gråænder med de største tal i det sene efterår (Joensen 1974, Laursen et al. 1997, Pihl et al. 1992, 2001, Petersen et al. 2006, 2010). Disse tal skal dog ses i relation til, at der hver sommer formentlig udsættes i størrelsesordenen 400000 ællinger med henblik på jagt (Noer et al. 2008), så det virkelige antal i hele landet formentlig kan nå adskillige hundrede tusinde om efteråret.

Gråanden er den tredje mindeligste svømmeand på Tipperne efter Pibeanden og Krikanden, og til forskel fra disse kan der ligge store antal på reservatet hele vinteren (Fig. 41). I januar-februar nåede

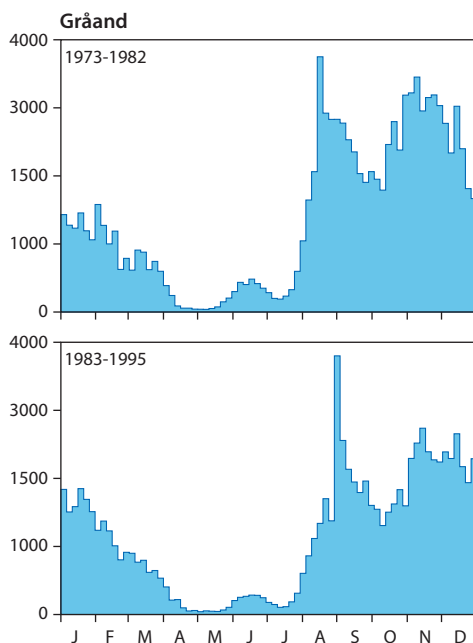


Fig. 41. Fænologi hos Gråand på Tipperreservatet i hhv. 1973-82 og 1983-95 vist i løbende femdagesperioder. *The phenology of Mallard on the Tipperne reserve 1973-1982 and 1983-1995, respectively, shown in running five day periods.*

maksimumtallene således over 5000 både i 1975 (5070), 1976 (7750) og 1984 (6240). Kun i isvintre forsvinder Gråænderne helt. Bemærk dog, at der ikke siden 1997-98 har været regelmæssige tællinger på reservatet om vinteren.

Især i år med udbredt isdække i januar-februar ses ofte en forårskulmination i marts og begyndelsen af april, mens de fleste Gråænder andre år kan forsvinde allerede i marts (se også Møller 1978, Gram et al. 1990 og Jakobsen 2008). Normalt er der kun få hundrede tilbage i april, hvor rugetiden er i fuld gang for de lokale bestande (Thorup 1998). Ynglebestanden på Tipperne var lav de fleste år i de første 3-4 årtier, men siden midt i 1960erne er den steget til mellem 40 og 80 par fra omkring 1990 (Thorup op.cit. & in litt.).

I juni-juli ses et større indryk af Gråandrikker på fældningstræk (Fig. 41), men ligesom for de øvrige svømmeænder fælder Gråænderne ikke på reservatet. Derimod kan op til 1000 Gråandrikker fælde omkring Klægbanken nordligere i Ringkøbing Fjord (Joensen 1974). Efterårstrækket indledes allerede sidst i juli, hvorefter der ofte er to kulminationer i

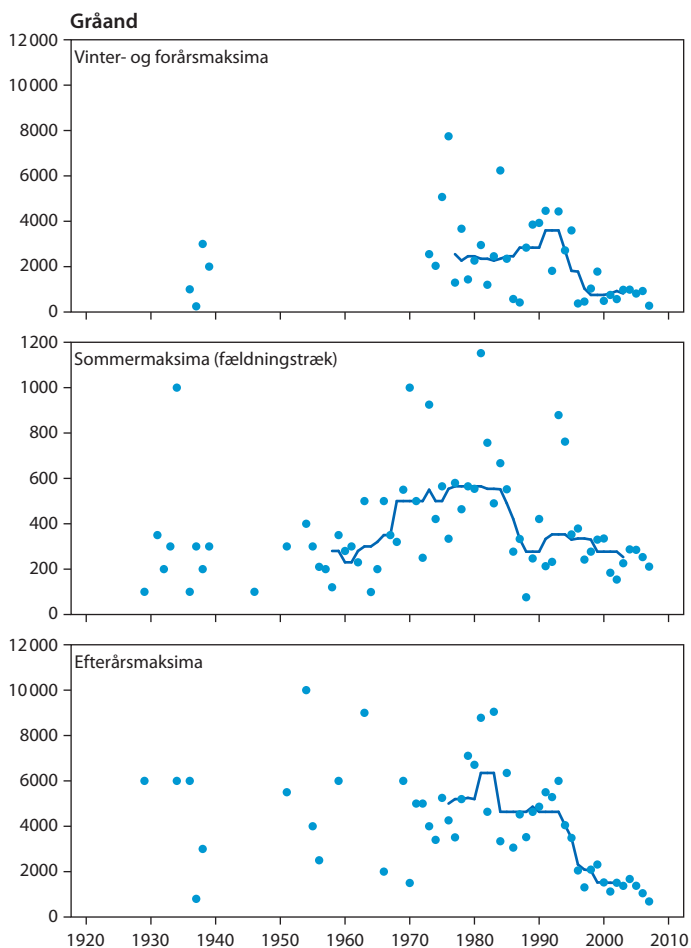


Fig. 42. Årlige maksimumtal for Gråand på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-25.5), sommer (under fældningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk mindre skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of Mallard on the Tipperne reserve during spring (1.1-25.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note smaller scale for the summer period.

Gråænder på Tippergrunden, 1. januar 1980.



løbet af efteråret; hhv. i august-september og i oktober-november – eller endog i november-december (Fig. 41; se også Møller 1978 og Nielsen 1998). I forbindelse med jagtstarten ses ofte en stigning – op til en syvdobling – i antallet af fugle på reservatet (se Gram et al. 1990 og Johansen 1990 for eksempler på områder, som fuglene bliver fortrængt fra). Indtil 1982, hvor andejagten begyndte den 16. august, sås stigningen på dette tidspunkt, og da jagtstarten i 1983 blev flyttet til 1. september, flyttede stigningen tilsvarende (Fig. 41). Hvor den tidlige kulmination overvejende består af danske ynglefugle og deres unger, udgøres den sene kulmination i højere grad af trækgæster nord- og østfra (Joensen 1974, Bønløkke et al. 2006), som kommer hertil, efterhånden som de nordligere områder fryser til (se også Meltofte et al. 1994 og Jakobsen 2008). Afhængigt af temperaturen aftager antallene normalt i løbet af december og videre i januar og februar i år med udbredt isdække, men der kan også ske stigninger i antallet på fjorden, når søer og damme inde i land fryser til.

Udviklingen i antallet af Gråænder på Tipperne siden reservatets oprettelse i 1928 ligner til en vis grad de andre svømmeænders (Fig. 42). For efteråret, hvor tallene er højest, tyder det begrænsede materiale fra de første årtier på, at maksimumforekomsterne lå i samme størrelsesorden, dvs. de fleste år op til mellem 3000 og 6-8000 fugle, helt frem til 1980erne. Fra 1990erne faldt antallene brat, så der efter år 2000 ikke er talt over 2000 Gråænder på reservatet, og der er en statistisk signifikant sammenhæng mellem variationen i vandplanternes biomasse 1978-2000 og antallene af Gråænder på Tipperne om efteråret, såvel som mellem det samlede antal af fugledage på reservatet og vegetationen i fjorden 1978-2007 (Fig. 60). Dette forløb ligner Pibeandens på trods af, at Gråænderne er meget bredere i deres fødevalg og dermed ikke så afhængige af vandplanternes biomasse. De lever i højere grad af planternes frø samt af de smådyr, der er tilknyttet vegetationen eller findes på bunden i vegetationsløse områder. Dette forhold underbygges af, at regressionslinjerne i Fig. 60 begge skærer y-aksen betydeligt over nul (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne).

Tilsvarende nedgange som for efterårsforekomsterne ses for både vinter-/forårsforekomsterne og fældningstrækket (Fig. 42). For fældningstrækkets vedkommende ses i øvrigt den samme kulmination – på op til 500-1200 Gråænder – som for både Pibeand og Krikand efter tilmudringen og overgødskningen af fjorden som følge af udretningen af Skjern Å midt i 1960erne. Herefter faldt tallene til 300 og derunder

Tabel 12. Procentuel fordeling af Gråænder på Tipperreservatet forår (marts-april), sommer (fældningstræk 26. maj – 14. juli) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Mallard in spring (March-April), summer (mould migration 26 May – 14 July) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-82	11	13	55	12	10	30141
1983-95	19	21	40	6	14	72615
1996-2007	13	13	55	8	10	26183
Sommer Summer						
1974-82	14	20	36	15	15	13917
1983-95	16	19	26	20	20	23779
1996-2007	18	8	27	18	28	10569
Efterår Fall						
1974-82	16	26	25	26	7	378485
1983-95	18	33	33	8	8	513613
1996-2007	22	25	41	6	8	148199

efter år 2000. Tilsvarende faldt antallet af vinter- og forårsrastende fugle fra maksimumforekomster på oftest 2000-4500 fugle i 1970erne og 80erne i løbet af 1990erne til 1000 og derunder, men her må det som nævnt tages i betragtning, at der ikke er blevet foretaget vintertællinger siden 1997-98.

Fordelingen af Gråænder på reservatet har ikke ændret sig særlig meget siden 1974 (Tabel 12). Om foråret er der størst tal øst for Opgrøden, mens der om sommeren mærkeligt nok er flere fugle inde på engene end om foråret. Under fældningstrækker raster en væsentlig del af fuglene også i Tippetande, mens meget få fugle om efteråret har udnyttet dette område siden 1980erne (Tabel 12, Fig. 59). På denne årstid ligger de fleste Gråænder fordelt på grunden.

Spidsand *Anas acuta*

Antallet af Spidsænder, der yngler i Nordeuropa og Vestsibirien og overvintrer i Nordvesteuropa, er opgjort til kun 60000 individer, men hertil kommer i størrelsesordenen 750000 fugle, som overvintrer i Sortehavs- og Middelhavsområdet samt Vestafrika (Delany & Scott 2006). Mens vinterbestanden i Nordvesteuropa er stabil (se Fig. 59), anses den øvrige del af bestanden for at være aftagende, men data er meget usikre.

Foruden den lille danske ynglebestand får vi besøg af trækgæster fra stort set hele Nordeuropa og Vestsibirien, og overvintringsområdet strækker sig fra Nordvesteuropa til Vestafrika (Bønløkke et

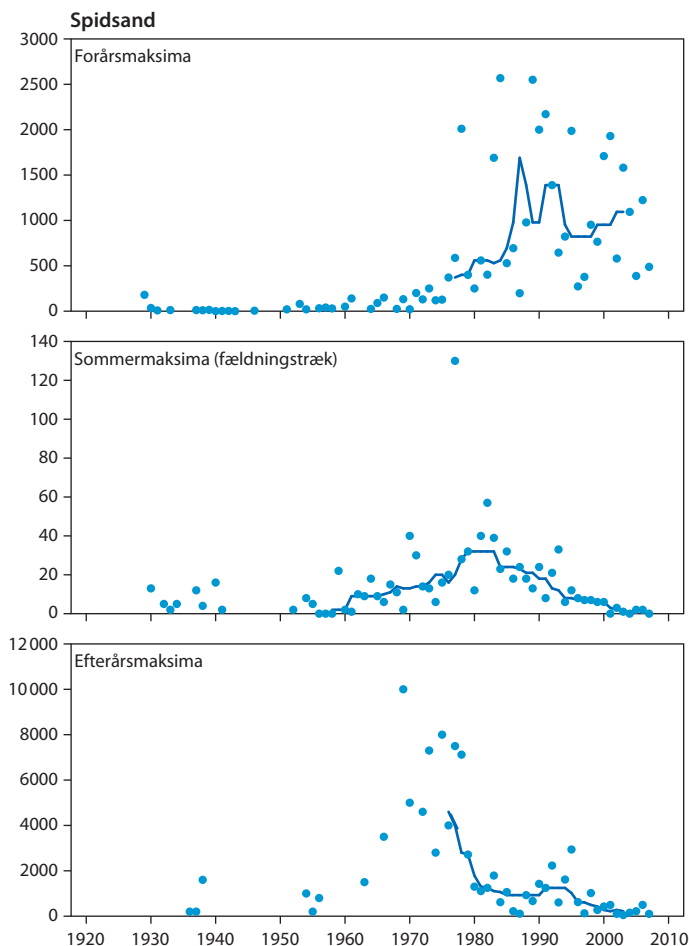


Fig. 43. Årlige maksimumstal for Spidsand på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-25.5), sommer (under fældningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk de forskellige skalaer.

Annual maximum numbers of Northern Pintail on the Tipperne reserve during spring (1.1-25.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note differing scales.

al. 2006). Under de landsdækkende vandfugletællinger 1965-73 blev der talt op til 32 000 Spidsænder om efteråret i Vest- og Nordjylland med 17 000 alene i Ringkøbing Fjord (Joensen 1974). På det tidspunkt var forekomsterne i fjorden således af international betydning – ikke alene for den bestand, der overvintrer i Nordvesteuropa, men også når man betragter vinterbestandene i Middelhavslandene og Vestafrika som en samlet bestand (Delany & Scott 2006). Siden hen, i oktober 2004-2008 blev der kun talt op til 17 000 Spidsænder i reservater og andre udvalgte områder i hele landet (Søgaard et al. 2010).

Omkring tidspunktet for etableringen af Tipperreservatet ynglede der her omkring 15-25 par Spidsænder, men antallet aftog fra midt i 1930'erne til nogle få par formentlig som følge af lav vandstand, prædation og tilgroning, indtil plejen fra først i 1970'erne genetablerede kortgræssede enge

og dermed atter omkring 15-25 ynglepar (Thorup 1998). Siden 1997 har der dog kun været få eller ingen par tilbage, hvilket kan skyldes reducerede mængder bunddyr på Tippetvæderne og/eller øget prædation (O. Thorup in litt.).

På denne baggrund er det sandsynligt, at lokale ynglefugle udgjorde hovedparten af de registrerede individer om foråret frem til 1950'erne, hvor man begyndte at artsbestemme også de rastende flokke (Fig. 43). Herfra steg maksimumtallene fra oftest under 100 til mellem 1500 og 2500 i adskillige år fra 1978 og frem – måske med en lidt faldende tendens de seneste år. Denne udvikling, der meget ligner forårsforekomsterne af Krikænder, begyndte med udretningen af Skjern Å og den deraf følgende tilmudring og overgødskning af fjorden, og det er sandsynligt, at den skyldes større forekomster af de smådyr på mudderfladerne, som Spidsænder i

høj grad lever af især om foråret, og som har været stigende fra 1930'erne og frem til 1990'erne (Fig. 13).

Antallet af Spidsænder, der ses på reservatet under fældningstrækket i juni-juli, er normalt lille (Fig. 43 & 44). De højeste tal sås fra omkring 1970 til omkring 1993 med et maksimum på 130 den 4. juli 1977, men ellers har tallene været under 60 alle årene.

Efterårsforekomsterne udviser et noget andet forløb med maksimumtal på under 2000 Spidsænder frem til midten af 1960'erne, hvorefter der er bemærkelsesværdigt store forekomster med fem år på over 7000 frem til sammenbruddet i vegetationen 1979-80 og kun en svag 'opblomstring' under planternes delvise reetablering fra midt i 1980'erne til midt i 1990'erne (Fig. 43 & 59). De meget store forekomster i anden halvdel af 1960'erne og i 1970'erne kan således relateres til den rigelige plantevækst, som var resultatet af overgødsningen af fjorden efter udretningen af Skjern Å, idet Spidsænder fortrinsvis lever af plantemateriale om efteråret. Men i modsætning til de fleste andre planteædende svømmefugle er der ikke en entydig sammenhæng mellem biomassen af planter på Tippergrunden og fuglenes udnyttelse af denne 1978-2000, hvorimod der er en statistisk signifikant sammenhæng mellem antallet af Spidsænder på reservatet om efteråret og

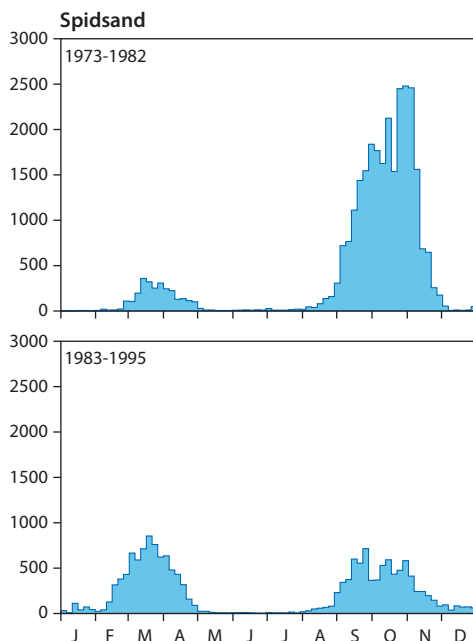


Fig. 44. Fænologi hos Spidsand på Tipperreservatet i hhv. 1973-82 og 1983-95 vist i løbende femdagesperioder. *The phenology of Northern Pintail on the Tipperne reserve 1973-1982 and 1983-1995, respectively, shown in running five day periods.*



Fouragerende Spidsænder, Tippergrunden 16. marts 1976, hvor der endnu var is.

Tabel 13. Procentuel fordeling af Spidsænder på Tipperreservatet forår (marts-april) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Northern Pintail in spring (March-April) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-82	5	12	22	11	51	17638
1983-90	12	21	27	6	33	54032
1991-96	4	9	20	8	60	62329
1997-2007	19	21	31	4	25	52882
Efterår Fall						
1974-82	4	9	8	77	3	104644
1983-90	8	28	41	18	4	34088
1991-96	38	42	12	5	3	55539
1997-2007	28	35	25	7	5	13462

biomassen af vandplanter i hele fjorden 1978-2007 (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Dette er i overensstemmelse med, at mange Spidsænder i nogle år raster i Tippetande og formentlig foretager natlige fourageringstræk ud af reservatet til andre dele af fjorden. Oven i dette kommer en gunstig udvikling i spidsandebestanden fra 1967 til 1975, hvor det samlede antal overvintrende fugle i Europa steg fra ca 30 000 til 135 000 bl.a. som følge af en række gode yngleår sidst i 1960'erne og først i 1970'erne (Rüger et al. 1986).

De meget forskellige forløb hhv. forår, efterår og under fældningstrækket tyder tillige på, at forskellige forhold – såsom fødevalg og natlig fouragering udenfor reservatet – gør sig gældende på de forskellige årstider, ligesom det er tilfældet for flere andre arter.

Af Fig. 44 fremgår, at forårstrækket af Spidsænder på Tipperne forløber noget tidligere end for både Pibeænder og især Krikænder, idet kulminationen falder i marts og trækket aftager gennem hele april ligesom i Vadehavet og Tøndermarsken (Gram et al. 1990, Meltofte et al. 1994). Det ser oven i købet ud til, at trækket i gennemsnit begynder to uger tidligere fra 1980'erne og frem end i 1970'erne. En GLM-model, der tager højde for isvintre, forekomstmåned og de to perioder 1973-82 og 1983-95 samt interaktioner mellem disse, er stærkt signifikant ($F_{11,402} = 42,58$; $R^2 = 0,54$; $p < 0,001$) med signifikant færre fugle i år efter isvintre, og signifikant flere fugle i såvel februar, marts og april i den sidste periode sammenlignet med den første (alle signifikante Tukey tests $p < 0,05$).

Efterårstrækket begynder så småt i august, og visse år ses op til en 18-dobling i forbindelse med

jagtstarten (se også Jakobsen 2008). Forekomsterne kulminerer oftest i september-oktober med store antal helt hen til omkring 1. november, dvs. væsentligt senere end for både Krikanden og Pibeanden (se også Christensen 1987 for Nissum Fjord og Meltofte et al. 1994 for Vadehavet). De store forekomster i den sene del af efteråret udgør dog ofte en selvstændig kulmination – ligesom for trækket ved Blåvandshuk og Langli (Hansen 1997, Jakobsen 2008) – som kan skyldes kuldeflugt fra nordligere rasteplasser. Antallene aftager markant i løbet af november, så der oftest kun er meget små antal eller slet ingen tilbage i vintermånederne. Maksimum for december-januar var 1370 i januar 1991.

Om foråret har Spidsænderne i meget høj grad fourageret inde på engene lige siden kortlægningerne af de enkelte andearter begyndte midt i 1970'erne, men i hele perioden har der tillige været mange fugle især på grunden øst for Optrøden (Tabel 13). Om efteråret skete der derimod en markant ændring i fuglens fordeling i forbindelse med det meget store fald i antallet af fugle på reservatet fra omkring 1980. I 1970'erne rastede hovedparten af de mange Spidsænder inaktivt i Tippetande, hvormod de langt færre fugle fra omkring 1980 og frem i langt højere grad fouragerede ude på grunden (Tabel 13, Fig. 59). Den mest sandsynlige forklaring er, at mange af fuglene i 1970'erne nøjedes med at fouragere om natten på plantefrø eller smådyr tilknyttet de store plantemængder i fjorden eller på togter til fourageringsområder i fjordens opland som f.eks. stubmarker i Vest Stadil Fjord, Skjern Å-deltaet, Bork Mærsk og Filsø.

Atlingand *Anas querquedula*

De Atlingænder, der ses her i landet, er primært vores egne ynglefugle, idet der yngler meget få nord for Danmark, og fuglene længere østfra trækker øst og syd om landet (Scott & Rose 1996, Bønløkke et al. 2006). Den danske ynglebestand tæller måske mere end 500 par i gode år, men den har formentlig været i tilbagegang i meget af 1900-tallet som følge af dræning og opdyrkning af yngleområderne (Grell 1998, Thorup 1998). Den er en uhyre lille del af den samlede bestand i Europa og Vestsibirien, som er vurderet til 2 mio. individer og ligeledes i tilbagegang (Delany & Scott 2006).

Atlinganden har været en fåtallig ynglefugl på Tipperne i hele undersøgelsesperioden, og det er givetvis primært ynglefugle fra områderne omkring den sydlige del af Ringkøbing Fjord, der er registreret under rastefugletællingerne på reservatet. Bestan-

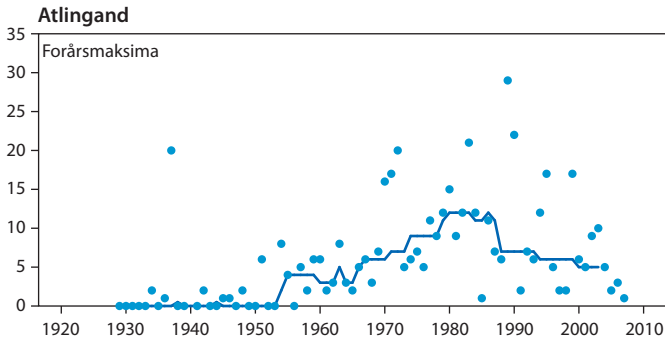


Fig. 45. Årlige maksimumtal om foråret og den tidlige sommer (indtil 14.7) for Atlingand på Tipperreservatet 1929-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers in spring and early summer (until 14 July) of Garganey on the Tipperne reserve 1929-2007 with sliding nine year medians.

den på Tipperne lå de første årtier oftest på under fem par – eller nul – men nåede i 1980'erne op på 10-20 par for siden igen at aftage til nogle få eller slet ingen (Thorup 1998 og in litt.). Bestandsstørrelsen er signifikant positivt korreleret med middeltemperaturen i marts-april og med nedbøren i forårsmånederne (Thorup op.cit.), men dette forklarer næppe det overordnede mønster med relativt stor bestandsstigning fra 1930'erne til 1980'erne og faldet siden hen. De lave tal de første årtier skyldtes formentlig, at engene var for kortgræssede til arten (Thorup op.cit.).

Udviklingen i maksimumtallene registreret om foråret følger meget dette mønster med oftest ganske få eller ingen fugle i 1930'erne og 40'erne, hvorefter tallene stiger frem mod en kulmination på ofte 10-30 individer i 1970'erne, 80'erne og 90'erne og færre fugle de seneste år (Fig. 45).

Atlingænderne ankommer oftest fra i sidste halvdel af marts eller første halvdel af april, og an-

tallene stiger frem mod en kulmination i sidst i april og først i maj (Fig. 46; se også Møller 1978, Gram et al. 1990 og Jakobsen 2008), hvor de fleste fugle ses på engenes loer og pander. Småflokke på op til 10-12 hanner formentlig i begyndende fældning er set sidst i maj og i juni, mens der f.eks. i Vejlerne er set op til 50 hanner i juni (Møller op.cit.). Tallene aftager ellers frem mod et minimum i juli, hvor høj vegetation gør observationerne vanskelige, hvor hunner med ællinger gemmer sig, og hvor hanner og ikke-ynglende hunner givetvis fælder andetsteds. En lille efterårskulmination ses i august, når fældningen er overstået, men den ses langtfra hvert år. Flere fugle kan dog være overset, når de i sensommeren ligger mellem Krikænder i eklipsedragt (se også Møller op.cit., Gram et al. op.cit. og Jakobsen op.cit.). Fra de første årtier er der angivelser på op til 20 i september 1932, 30 i august 1935, 85 i august 1951 og 100 i august 1972, som måske ikke alle er lige pålidelige.

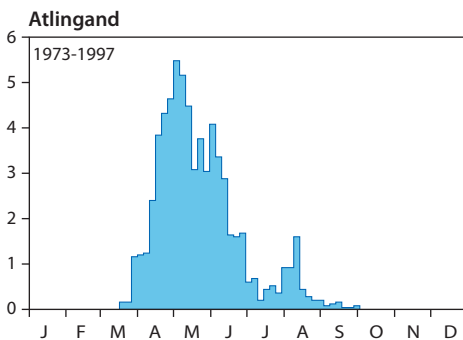


Fig. 46. Fænologien hos Atlingand på Tipperreservatet i 1973-97 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Garganey on the Tipperne reserve 1973-1997 shown in running five day periods.



Atlingænder over Tipperengene, 1. maj 1999.

Skeand *Anas clypeata*

De Skeænder, der yngler i Danmark og besøger os under trækket, optræder i hele Europa samt i Vestsibirien og Vestafrika, men de fleste af vores trækfugle yngler i Sverige, Finland, Baltikum og Nordrusland (Bønløkke et al. 2006). Vinterbestandene i dette område er opgjort til ca 500 000 individer og anses for at være stabile (Delany & Scott 2006; se også Fig. 59). Joensen (1974) estimerede, at der sjældent var over 5000 Skeænder i Danmark, men efter oprettelsen af et stort antal jagtfrie reservater i 1990'erne er der talt op til 7300 Skeænder alene i reservater og andre udvalgte områder i oktober (Søgaard et al. 2010). På Tippetne er der talt op til 5000 i 1930'erne og flere gange op til 1500 i 1970'erne (se nedenfor), hvilket er forekomster af international betydning, når man tager udgangspunkt i de ca 40 000 fugle, der overvintrer i Nordvest- og Centraleuropa (Delany & Scott op.cit.).

Frem til 1960'erne yngede der ingen eller kun nogle ganske få par Skeænder på Tippetne, men herfra steg antallet langsomt frem til en kraftig stigning fra 1979, så der i 1980'erne yngede op til 30-50 par (Thorup 1998). Det gjorde Tippetne til et af de bedste yngleområder for Skeand i Danmark, men siden er bestanden igen faldet til oftest nogle få par siden 1996 (O. Thorup in litt.), da der blev lukket mere salt ind i fjorden.

Udviklingen i antallet af forårsrastende Skeænder på reservatet følger meget det samme mønster (Fig. 47), og det er sandsynligt, at lokale ynglefugle alle år har udgjort en meget stor del af disse fugle. Antallet var små – oftest under 20 – frem til 1960'erne, hvorefter de steg til maksimumforekomster enkelte år på over 100 omkring 1990. Siden er forekomsterne igen aftaget, en udvikling som meget ligner Krikandens og Spidsandens forårsforekomster, men med en væsentligt kraftigere nedgang siden 1990'erne.

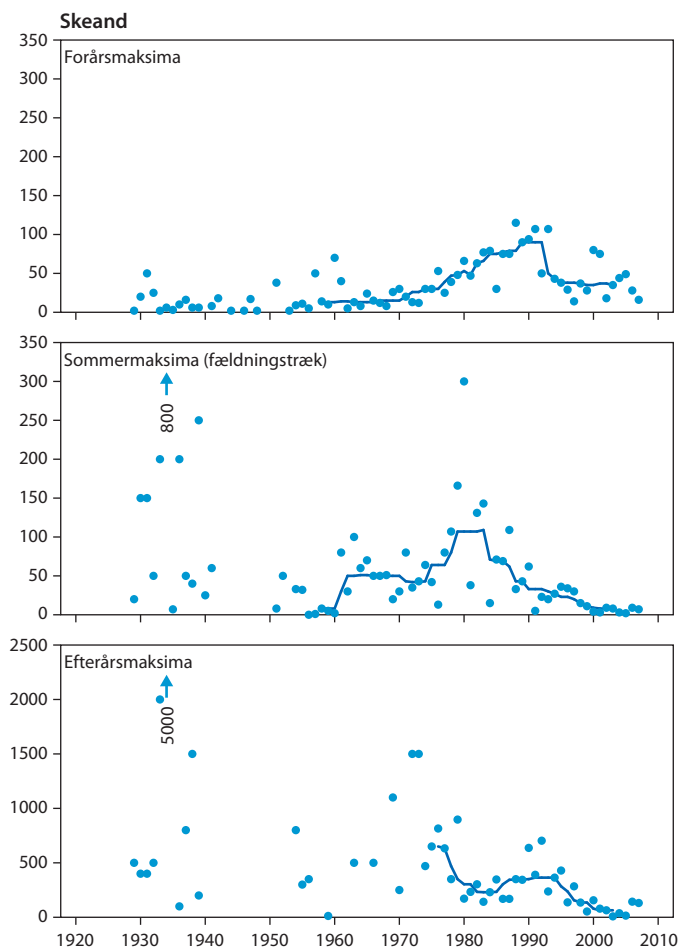


Fig. 47. Årlige maksimumtal for Skeand på Tippetreservatet hhv. forår (1.1-25.5), sommer (under fædningstrækket 26.5-14.7) og efterår (15.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk den større skala for efteråret.

Annual maximum numbers of Northern Shoveler on the Tippetne reserve during spring (1.1-25.5), summer (during the moult migration 26.5-14.7) and autumn (15.7-31.12) 1929-2007, respectively, with sliding nine year medians. Note larger scale for the autumn.

Næst efter Krikanden er Skeanden den talrigste svømmeand under fældningstrækket, og forekomsterne topper ligesom for Krikanden og Spidsanden adskillige år tidligere end forårsforekomsterne (Fig. 47). Men for Skeanden var der allerede store forekomster af fugle på fældningstræk i 1930'erne, hvor maksimum var så meget som 800 i 1934. Årsagerne til denne udvikling har vi ikke noget bud på.

Også efterårsforekomsterne var meget store i 1930'erne, hvor der taltes op til 5000 i 1934 (Fig. 47). Udviklingen siden 1970'erne følger meget de planteædende svømmeænders forekomst, på trods af at Skeanden primært ernærer sig af hvirvelløse dyr (se nedenfor). Tallene falder brat med plantedøden i 1979-80, stiger lidt igen fra midt i 1980'erne til midt i 1990'erne for så næsten helt at fade ud efter 1996, men i modsætning til de egentlige planteædere er antallet af skeandefugledage på Tippergrunden om efteråret ikke direkte afhængigt af plantebiomassen på denne (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Det kan skyldes, at de både i perioder med megen og med mindre vegetation fra 1970'erne og frem til midt i 1990'erne har kunnet finde rigeligt med smådyr h.v. i tilknytning til planterne og på de vegetationsløse mudderflader. Der ses dog en sammenhæng mellem det samlede antal fugledage på Tipperne og biomassen af planter i hele fjorden 1978-2007, hvilket kan indikere, at nogle Skeænder trækker ud af reservatet for at fouragere.

Skeanden lever som nævnt primært af hvirvelløse smådyr, og da arten har meget tætte næblameller sammenlignet med alle de andre svømmeændere (Nudds et al. 1994), er den i stand til at filtrere mindre fødeemner – inkl. zooplankton – end de andre arter. Der er således flere mulige forklaringer på udviklingen for Skeand. Den ene er, at tæthederne af dyndsnegle og andre bunddyr på Tippetvæderne steg kraftigt i takt med tilmudringen efter udretningen af Skjern Å og kulminerede midt i 1990'erne for derefter at aftage stærkt efter saltindtaget i 1996. En anden kan være forandringer i tæthederne af zooplankton, hvor der er en stærkt signifikant sammenhæng mellem variationen i mængderne af dette og antallet af Skeænder om efteråret (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne nedenfor). En tredje kan være, at arten mere er tilknyttet det ferske end det mere saline miljø, idet Skeænder kun sjældent forekommer i egentligt marine områder (Cramp & Simmons 1977). De faldende antal efter 1996 kan således skyldes kombinationen af faldende mængder bunddyr, zooplankton og stigende salinitet.

Skeænderne ankommer relativt sent om foråret (Fig. 48). Før 1983 ankom de fleste fugle først fra omkring 1. april ligesom i Nordjylland (Møller 1978), men siden har der været år med større forekomster allerede i marts ligesom i Tøndermarsken (Gram et al. 1990). En GLM-model, der tager højde for isvintre, forekomstmåned og de to perioder 1973-82 og



Antallet af Skeænder på Tipperne om foråret har fulgt udviklingen i ynglebestanden, som kulminerede i 1980'erne og først i 90'erne. Foto: Erik Thomsen.

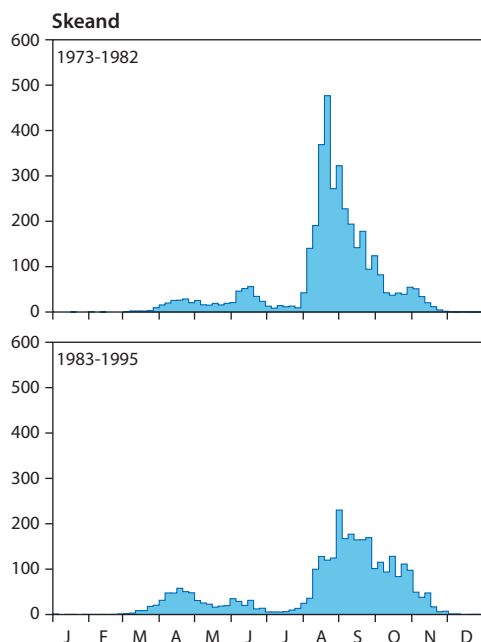


Fig. 48. Fænologien hos Skeand på Tipperreservatet i hhv. 1973-82 og 1983-95 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Northern Shoveler on the Tipperne reserve 1973-1982 and 1983-1995, respectively, shown in running five day periods.

1983-95 samt interaktioner mellem disse, er stærkt signifikant ($F_{7,268} = 57,29$; $R^2 = 0,60$; $p < 0,001$) med signifikant færre fugle i år efter isvintre, og signifikant flere fugle i både marts og april i den sidste periode sammenlignet med den første (alle signifikante Tukey tests $p < 0,05$).

Antallene kulminerer i april (se også Jakobsen 2008), hvorefter de aftager efterhånden som hunnerne begynder at rugge. Fra sidst i maj ses igen større antal i forbindelse med hannernes fældningstræk, som kulminerer allerede i juni.

Efterårstrækket begynder omkring 1. august – muligvis tidligere de senere år – og kulminerede allerede i august, da der var flest fugle i 1970erne (se også Møller 1978 og Jakobsen 2008). Siden er forekomsterne ofte blevet mere spredt i løbet af efteråret endog med en tendens til flere fugle i oktober end i 1970erne (Fig. 48; se også Clausen et al. 2004). Både i første og anden periode sås markante stigninger i forbindelse med jagtstarten hhv. 16. august og 1. september (Fig. 48). Sent i oktober og først i november kan der forekomme 'kuldetræk' nordfra, men ellers forsvinder Skeænderne alle år i løbet af november, så arten kun optræder sjældent i vintermånederne.

Tabel 14. Procentuel fordeling af Skeænder på Tipperreservatet forår (marts-april), sommer (fældningstræk 26. maj – 14. juli) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Northern Shoveler in spring (March-April), summer (moult migration 26 May – 14 July) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-82	11	5	5	8	71	804
1983-95	16	5	6	5	68	3926
1996-2007	29	6	10	0	54	1228
Sommer Summer						
1974-82	0	3	18	37	41	1275
1983-95	3	13	18	18	48	1153
1996-2007	6	1	16	26	52	320
Efterår Fall						
1974-82	13	38	13	30	5	14400
1983-95	34	37	10	7	13	28396
1996-2007	35	12	15	15	23	4538

I overensstemmelse med antagelsen om, at Skeænderne om foråret primært er lokale ynglefugle, ligger hovedparten i vanddækkede partier på engene (Tabel 14). Faldet i andelen her efter 1996 svarer til den markante reduktion i antallet af ynglefugle, men kan tillige være påvirket af, at linjetakseringerne på engene blev stærkt reducerede i 1996 og helt ophørte i 2003, så engene derfor blev mindre effektivt dækket. Under fældningstrækket ligger en stor del af fuglene også inde på engene – især på Adamspold/Tippepold – men også på den meget lavvandede grund omkring Opgrøden. Om efteråret ligger Skeænderne mere spredt på grunden og i vandansamlinger på land – især efter plantedøden i 1995-96 (Tabel 14, Fig. 59).

Taffeland *Aythya ferina*

Taffelanden er en fåtallig art på Tipperne, hvor maksimumtallene sjældent er nået 100 eller derover (Fig. 49). Heller ikke på landsplan er arten særlig talrig, idet landsdækkende tællinger maksimalt har nået 18 600 (Petersen et al. 2006). Bestanden i Nord-europa er vurderet til 350 000 individer og moderat aftagende (Delany & Scott 2006). Mellem 400 og 600 par antages at yngle her i landet, men ellers består forekomsterne af trækfugle primært fra Østersølandene og Rusland, som hovedsageligt overvintrer i Nordvesteuropa (Grell 1998, Bønløkke et al. 2006).

På Tipperne er der set mindre antal Taffelænder hele sommeren, hvor fældefugle formentlig

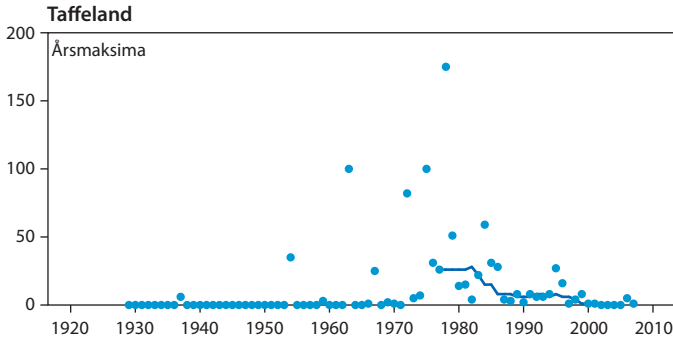


Fig. 49. Årlige maksimumstal for Taffeland på Tipperreservatet 1929-2007 med glidende ni-årsmedianer fra 1973 og frem. Annual maximum numbers of Common Pochard on the Tipperne reserve 1929-2007 with sliding nine year medians from 1973 onwards.

forekommer. Gennemsnitsforekomsterne stiger i august til en kulmination allerede i september ligesom i Nordjylland (Fig. 50; Møller 1978), hvorimod kulminationen på aktivt træk ved Blåvandshuk og indtrækket til Hjarbæk Fjord og Tøndermarsken først ses i oktober, når fældningen er overstået (Gram et al. 1990, Ettrup 1994, Jakobsen 2008; se Nielsen 1998 for opbygning af antallet af fældefugle i Vejlerne fra juni til august-september). Herefter er der registreret stærkt varierende antal resten af året, mens forekomsterne i januar-februar oftest er små. En forårskulmination ses i marts ligesom i Tøndermarsken og for trækket ved Blåvandshuk (Gram et al. op.cit., Jakobsen op.cit.).

Udviklingen i maksimumforekomsterne siden tællingernes start i 1929 ligner meget forløbet for Hvinanden *Bucephala clangula* med flest fugle i 1960'erne, 70'erne og først i 80'erne (Fig. 49). De of-

test manglende observationer før 1973 skyldes primært mangelen på observationer fra september til marts de fleste år, men også at ænderne oftest ikke blev artsbestemt før i 1950'erne.

Forekomsterne på Tipperne er temmelig tilfældige, mens større antal ofte optræder i Nymindestrømmen, hvor op til 360 er talt, og hvor enkelte par også er fundet ynglende (Thorup 1987, Kjeldsen 1988). (Se yderligere under Troland *Aythya fuligula*.)

Taffelændernes aftagende antal efter 1980'erne må antages at hænge sammen med fravær af de vandplanter, som Taffelænderne dels lever af, dels huser de smådyr, der udgør en anden vigtig del af føden (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Også i Hjarbæk Fjord var der mange Taffelænder – op til 16 900! – i en periode med meget bundvegetation og mange smådyr (Ettrup 1994).

Troland *Aythya fuligula*

Ligesom Taffelanden er Trolanden en fåtallig og lidt tilfældigt forekommende andeart på Tipperne. Arten er helt anderledes talrig som overvintrende i de østlige dele af landet, og landsdækkende tællinger har givet op til 196 000 Troldænder (Joensen 1974, Pihl et al. 1992, Petersen et al. 2006). Kun omkring 800-1000 par Troldænder yngler her i landet (Grell 1998), og sammen med vintergæsterne indgår de i den nordeuropæiske bestand, som er vurderet til 1,2 mio. individer og til at være stabil (Delany & Scott 2006). De danske trækfugle kommer overvejende fra yngelområderne i Østersølandene og Rusland mod øst til Vestsibirien og overvintrer hovedsageligt i Nordvesteuropa. Tiltrækket sker fra sidst i september, og tallene stiger frem til januar-februar. Fuglene forlader igen landet i sidste halvdel af marts og i april (Bønløkke et al. 2006; se også Gram et al. 1990 og Nielsen 1998).

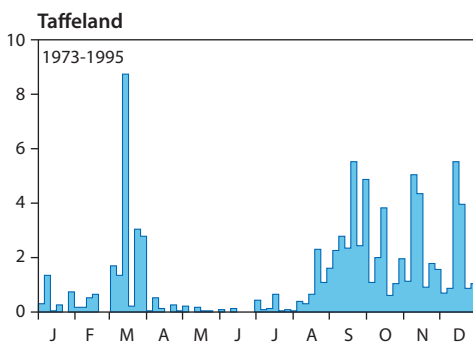


Fig. 50. Fænologi hos Taffeland på Tipperreservatet i 1973-95 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Common Pochard on the Tipperne reserve 1973-1995 shown in running five day periods.

På Tipperne ses Troidænderne i stigende antal fra august til januar, hvorefter tallene igen aftager frem til marts. Fra april til juli ses få Troidænder, men med forekomster i alle femdagesperioder. Som for Taffelanden registreredes flest i 1960erne og 70erne, og kun undtagelsesvis med forekomster på over 100 fugle (maks. 640 i januar 1974). Der er ikke set nogen stigning i forekomsterne efter genindvandringen af muslinger – Troidændernes normale hovedføde – siden 1996, men data svækkes af, at vinterobservationerne samtidig blev indstillet.

Som for Taffelanden ses flere Troidænder i Nymindestrømmen og Gammelgabsøerne syd herfor, hvorfra fuglene formentlig flyver på natlige fourageringstogter i resten af fjorden. Dette vanskeliggør yderligere mulighederne for at vurdere disse to arters forekomstændringer i området.

Et mindre antal par ynglede på poldene i Nymindestrømmen i 1980erne og 90erne (Fischer 1986, Thorup 1987, O. Amstrup in litt.). På Tipperne ses ofte par i pander og loer i forårsmånederne, men yngel er ikke konstateret.

Bjergand *Aythya marila*

Bjerganden er om muligt endnu mere uregelmæssigt forekommende på Tipperne end Taffeland og Troidand, idet langt hovedparten af de Bjergænder, der optræder i Danmark, ses i Østjylland og omkring Fyn (Joensen 1974, Laursen et al. 1997). De fugle, der forekommer i Danmark, tilhører ynglebestanden i Nordeuropa og Vestsibirien, som overvintrer i Vesteuropa (Delany & Scott 2006). Bestanden tæller omkring 310 000 individer og antages at være stabil. Af disse er ikke mindre end et maksimum på 106 000 talt i Danmark i januar 1970, men antallet er aftaget meget betydeligt de senere årtier parallelt med øgede antal i Tyskland og Holland (Joensen op.cit., Laursen et al. op.cit., Pihl et al. 1992, 2001, Petersen et al. 2006). Danskmærkede fugle er genmeldt fra stort set hele yngleområdet (Bønløkke et al. 2006).

På Tipperne er der set Bjergænder i alle årets måneder, men forekomsterne stiger specielt i november-december, hvor hhv. 18 og 332 er talt som maksimum i årene 1973-2007. Hertil kommer en angivelse på 200 allersidst i oktober 1963. De 332 var i december 1975, hvor der også var mange Taffelænder og Troidænder. Maksimumtallene i januar og februar var hhv. 51 og 90. I Nordjylland, hvor langt større antal forekommer, samt om efteråret ved Blåvandshuk ses flest under trækket i oktober-november og igen i april-maj (Møller 1978, Jakobsen 2008).

De største forekomster var i 1960erne og 1970erne ligesom for de andre dykænder, men der blev også set op til 52 under en kort 'opblomstring' i 1990erne.

Hvinand *Bucephala clangula*

De Hvinænder, der besøger Danmark i vinterhalvåret og i fældningstiden, tilhører ynglebestanden i Nord- og Nordvesteuropa, som er opgjort til mellem 1 og 1,3 mio. individer, og som anses for at være stabil (Delany & Scott 2006). De danske træk- og vintergæster kommer især fra Sverige og Finland samt formentlig Nordvestrusland (Bønløkke et al. 2006), og der er talt op til 91 400 Hvinænder her i landet i vintermånederne (Joensen 1974, Pihl et al. 1992, 2001, Laursen et al. 1997, Petersen et al. 2006, 2010). Herudover optrådte der i 1960erne og 70erne mindst 12-14 000 hanner og ikke-ynglende ungfugle i fældningstiden om sommeren primært i Limfjorden og Ringkøbing Fjord, men hovedparten af disse fugle er siden forsvundet (Jepsen 1973, Jepsen & Joensen 1973, Laursen et al. 1997; se yderligere nedenfor).

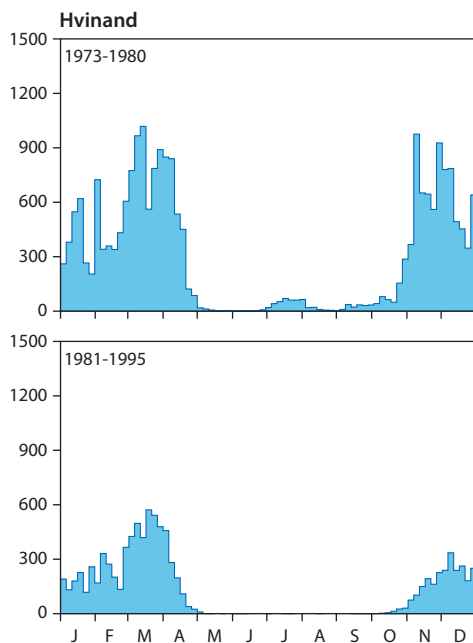


Fig. 51. Fænologien hos Hvinand på Tipperreservatet i hhv. 1973-80 og 1981-95 vist i løbende femdagesperioder. *The phenology of Common Goldeneye on the Tipperne reserve 1973-1980 and 1981-1995, respectively, shown in running five day periods.*

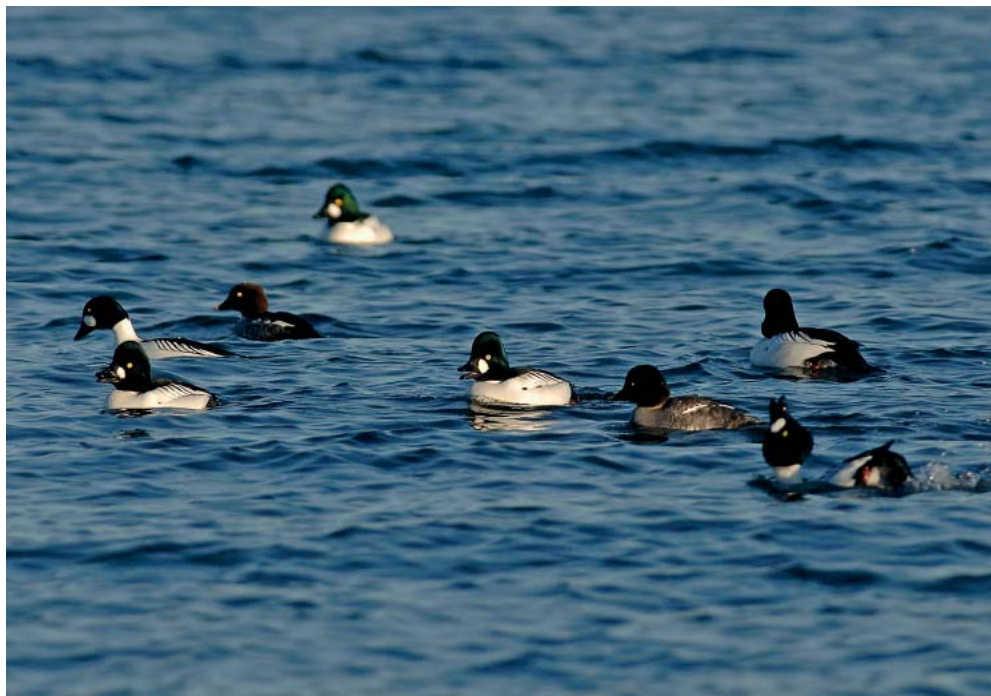
Da Hvinanden langt overvejende forekommer i Ringkøbing Fjord i vintermånederne, er forekomsterne kun fuldt ud dækket i årene 1972-1996. Alligevel foreligger der gode data fra ankomstperioden i november og forårskulminationen i marts-april også fra de senere år, og sommerforekomsterne af fældefugle må antages at være blevet rimeligt dækket lige fra observationernes start.

På basis af den gode dækning 1973-1995 fremgår det af Fig. 51, at fældefuglene opholdt sig i reservatet i juli, dvs. i begyndelsen af de adulte hanners og de 1-åriges fældningstid (Jepsen 1973), hvorunder de er ude af stand til at flyve i 3-4 uger mellem medio juli og medio september. Under denne del af fældningen ligger fuglene i den mere åbne, østlige del af fjorden (Jepsen op.cit.).

De overvintrende fugle begyndte dengang at dukke op allerede i september formentlig fra fældepladser i nærheden, efterhånden som fældningen var overstået. Siden 1980 er de normalt ikke blevet set før sidste halvdel af oktober svarende til, at det egentlig indtræk af vintergæster begynder i oktober (se Nielsen 1998 og Jakobsen 2008) og kulminerer i november (Fig. 51) ligesom i Nordjylland, i Vade-

havet og ved Vorsø (Møller 1978, Gregersen 1997, Hansen 1997). Antallene varierer stærkt i januar-februar som følge af isforekomster, hvorimod der regelmæssigt er store forekomster i marts-april ligesom i Vejlerne (Nielsen op.cit.). Maksimumforekomsterne var hhv. 5500 i november, 3150 i december, 2400 i januar (men 6000 ubestemte dykænder i januar 1936), 3110 i februar, 3100 i marts og 2690 i april. De fleste Hvinænder forsvinder i løbet af sidstnævnte måned, så der kun er få tilbage i maj, ligesom i Nordjylland, i Vadehavet og ved Vorsø (Møller op.cit., Gregersen op.cit., Hansen op.cit.).

Frem til helårsobservationerne begyndte fra efteråret 1972, er data udenfor sommermånederne usikre, både pga. manglende dækning af vintermånederne, pga. usikkerhed omkring dækningen af fuglene på de ydre dele af Tippergrunden og i dybene, hvor Hvinænderne oftest ligger, og pga. usikkerhed om artsbestemmelsen af disse fugle. De største forekomster i 1930'erne er således ubestemte dykænder, man da Hvinanden er langt den talrigste dykand på reservatet, er det nærliggende at antage, at disse forekomster langt overvejende har været denne art, og de er derfor medtaget i Fig. 52).



Hvinænderne på Tipperne ligger fortrinsvis ude på kanten af grunden og i dybene, hvor flere tusinde har kunnet tælles. Foto: John Larsen.

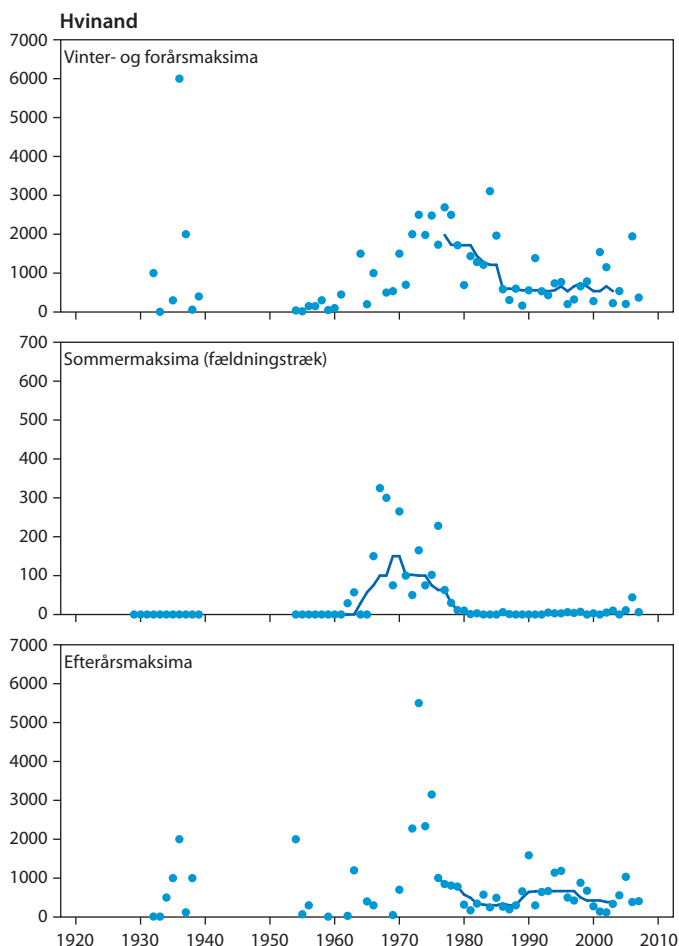


Fig. 52. Årlige maksimumtal for Hvinand på Tipperreservatet hhv. forår (1.1-30.5), sommer (fældningstræk 31.5-2.9) og efterår (3.9-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk mindre skala for sommerperioden.

Annual maximum numbers of Common Goldeneye on the Tipperne reserve during spring (1.1-30.5), summer (during the moult migration 31.5-2.9) and autumn (3.9-31.12), respectively, with sliding nine year medians. Note smaller scale for the summer period.

Det må på denne baggrund antages, at der kunne være ganske store antal Hvinænder på reservatet i 1930'erne og måske også i 1950'erne, hvor op til 2000 Hvinænder blev talt på reservatet i 1954, mens der skete et markant fald i forekomsterne fra omkring 1980, samtidig med at vandplanterne forsvandt (Fig. 52). Dette er specielt tydeligt for de fældende fugle, som dukkede op omkring tidspunktet for afvandingen af Skjern Å-deltaet og den stærkt forøgede næringstilførsel til fjorden, for derefter at aftage sidst i 1970'erne og næsten helt forsvinde i forbindelse med plantedøden omkring 1980.

Hvinænderne lever bl.a. af muslinger, men der var kun meget få eller slet ingen muslinger i Ringkøbing Fjord i 1960'erne og 70'erne, så Hvinænderne i fjorden levede i disse år givetvis primært af snegle, små fisk og andre smådyr tilknyttet vandplanterne samt plantefrø (Madsen 1954, se også Jepsen 1976),

hvilket gør sammenhængen mellem plantedøden og Hvinændernes forsvinden ganske plausibel (se også Taffeland, Trolsand og Bjergand samt afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Antallet af Hvinænder i Ringkøbing Fjord er derimod ikke steget nævneværdigt efter muslingernes genindvandring fra saltvandsindtaget blev øget fra 1995 og frem. I Hjarbæk Fjord fandtes en negativ sammenhæng mellem saltholdighed og antallet af Hvinænder (Ettrup 1994).

Toppet Skallesluger *Mergus serrator*

Toppet Skallesluger er en almindelig ynglefugl i Danmark med en landsbestand på 2-3000 par, hvoraf langt hovedparten findes langs kysterne i de østlige dele af landet (Grell 1998). Den danske bestand er en del af bestanden i Nord- og Nordvesteuropa,



De senere år har der kunnet tælles mange hundrede Toppede Skalleslugere, der kom til overnatning på reservatet om aftenen. Foto: John Larsen.

som inkl. Island og Østgrønland tæller omkring 170 000 individer, og som anses for at være relativt stabil (Delany & Scott 2006). De fleste danske fugle bliver her i landet om vinteren, hvor vi tillige får besøg af fugle fra især Østersøområdet (Bønløkke et al. 2006). Op til 32 700 er talt i de danske farvande om vinteren, hvor fuglene udpræget opholder sig i brak- og saltvand (Joensen 1974, Pihl et al. 1992, 2001, Laursen et al. 1997, Petersen et al. 2006, 2010).

Forekomsten af Toppede Skalleslugere på Tipperne har undergået en meget markant ændring i løbet af 1980'erne fra mest at bestå af større antal i forårsmånederne og den tidlige sommer, til langt overvejende at udgøres af større antal om efteråret (Fig. 53). Da arten var en fåtallig ynglefugl på Tipperne formentlig med mindre end ti par de fleste år frem til begyndelsen af 1990'erne, og derefter kun har ynglet sporadisk (Thorup 1998 og in litt.), er det primært fugle fra andre dele landet samt trækgæster, der er involveret.

Toppede Skalleslugere kan ses på reservatet året rundt, men afhængigt af afslutningen på vinteren foregår der et tiltræk i løbet af marts-april formentlig overvejende bestående af fjordens egne ynglefugle inklusive unge ikke-ynglende fugle (Fig. 53; se også Nielsen 1998). Således har der været væsentlig færre siden sidst i 1980'erne, hvor ynglebestanden tyndede ud. Men indtil omkring 1980 forekom

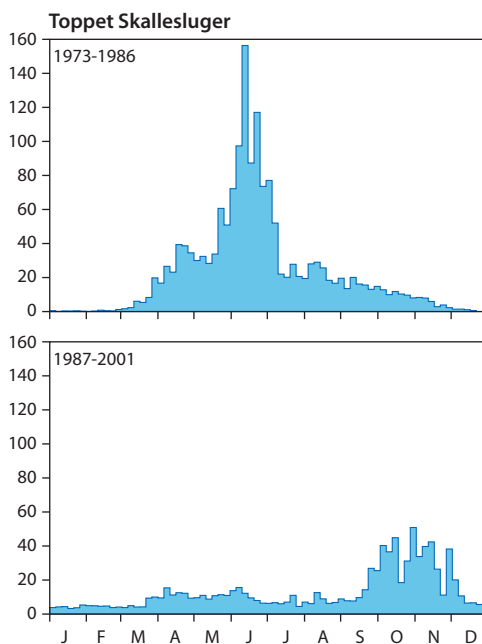


Fig. 53. Fænologi hos Toppet Skallesluger på Tipperne-reservatet i hhv. 1973-86 og 1987-2001 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Red-breasted Mergansers on the Tipperne reserve 1973-1986 and 1987-2001, respectively, shown in running five day periods.

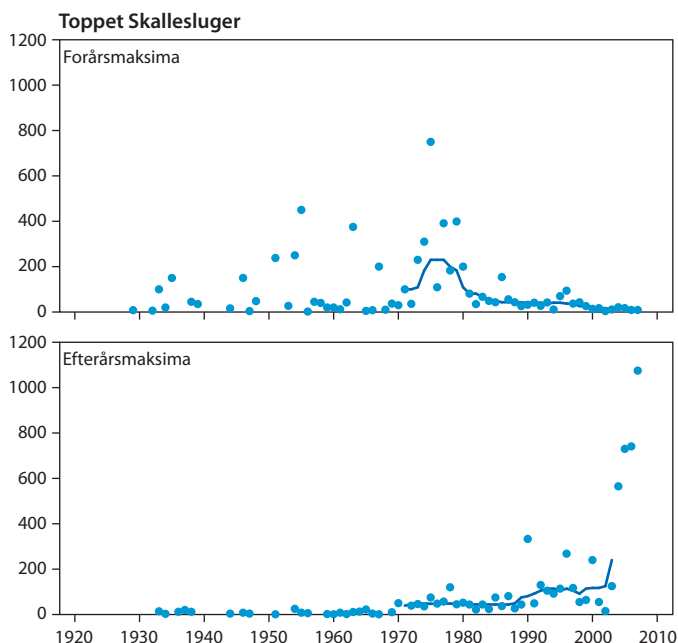


Fig. 54. Årlige maksimumtal for Toppet Skallesluger på Tipperreservatet hhv. forår og den tidlige sommer (1.1-9.7) samt sensommer og efterår (10.7-31.12) 1929-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers of Red-breasted Mergansers on the Tipperne reserve during spring and early summer (1.1-9.7) together with late summer and autumn (10.7-31.12), respectively, with sliding nine year medians.

der flere hundrede Toppede Skalleslugere fra sidst i maj til begyndelsen af juli (Fig. 54), hvor de især udnyttede reservatet som overnatningsplads. Tidspunktet kunne tyde på, at der var tale om fugle, der skulle i gang med fældningen, idet Toppede Skalleslugere fælder svingfjerene i juli-august (hanner og ikke-ynglende ungfugle) og august-september (hunner), hvorunder de ikke kan flyve i omkring fire uger. Hanner og ikke-ynglende ungfugle forlader ynglepladserne tidligt og påbegynder fældningen af kropsfjerene, så der var formentlig primært tale om lokale (jyske?) fugle, som udnyttede reservatet, indtil de flyttede andetsteds hen for at fælde svingfjerene. Brandt (1978) angiver således "store flokke" af afslæede fugle på Havrvig Grund nord for Tipperne i 1975. De tilbageværende fugle, som må antages mest at have været hunner med unger, aftog jævnt fra midt til november-december (Fig. 53). Visse år sås der en tydelig øgning i antallet på reservatet ved jagtstart på svømmeænder, gæs og vadefugle den 1. september og på dykænder og dermed skalleslugere den 1. oktober (Thorup 1987, Kjeldsen 1988).

De største forekomster af fældende Toppede Skalleslugere kendes netop fra Danmark, hvor op til 12000 er talt 1970erne, og hvoraf 8000 lå i Limfjorden i flokke på op til 7-800 overvejende hanner (Joensen 1973). Hvornår sommerforekomsterne i Ringkøbing Fjord begyndte, er svært at sige, da

dækningen af overnattende fugle eller de ydre, dybere dele af reservatet, hvor skalleslugerne også opholder sig, sikkert er intensiveret med årene. Men der var forekomster på flere hundrede fugle allerede i 1950erne og 60erne, og de kulminerede tilsyneladende i 1970erne (Fig. 54).

Siden sidst i 1980erne har mønsteret været helt anderledes, idet sommerkoncentrationerne stort set er udeblevet, og der til gengæld har optrådt store antal i perioden september til november-december (Fig. 53; bemærk at der pga. for få tællinger kun er data til og med 2001, mens de største antal har optrådt herefter). Især er disse forekomster steget kraftigt efter år 2000, hvor der i 2007 nåedes en hidtidig rekord på 1075 Toppede Skalleslugere på reservatet (Fig. 54). Disse sene forekomster er sammenfaldende med fældningens ophør og forløbet af efterårstrækket på andre lokaliteter såsom Blåvandshuk og Vejlerne (Nielsen 1998, Jakobsen 2008). Foruden flokke ude på kanten af Tippergrunden har store antal på reservatet som nævnt især været i form af overnattende fugle forskellige steder på reservatet afhængigt af vanddybde og vindretning, og det kan ikke udelukkes, at den store stigning efter år 2000 i det mindste delvis er et resultat af, at observatørerne er blevet mere opmærksomme på disse meget sent indflyvende fugle.

Årsagen til de radikalt ændrede forekomster omkring Tipperne skal givetvis søges i fjordens

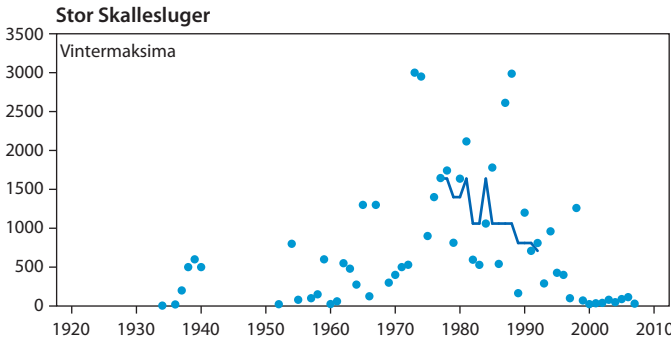


Fig. 55. Årlige maksimumtal for Stor Skallesluger på Tipperreservatet 1929-2007 med glidende niårsmedianer.

Annual maximum numbers of Goosander on the Tipperne reserve with sliding nine year medians.

miljøtilstand, hvor næringsindholdet og dermed det zooplankton, som fiskene lever af, formentlig toppede i 1960erne og 70erne, hvorefter planterne forsvandt og sigtbarheden i vandet blev stærkt nedsat efter 1980, samtidig med at fiskebestandene begyndte at aftage ganske betydeligt (Fig. 17). Resultatet var, at både fældningstrækket ophørte og ynglebestanden begyndte at gå tilbage, og det skete i øvrigt samtidig med en tilsvarende nedgang for Toppet Lappedykker (se denne). Men som for Toppet Lappedykker er der ingen statistisk signifikant sammenhæng mellem forekomsterne af Toppede Skalleslugere og landingerne af konsumfisk (dvs. store fisk) fra fjorden (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). De store efterårsforekomster især efter år 2000 må være et resultat af en kombination af de store forekomster af hesterejer og god sigtddybde sent på året, hvor algeopblomstringen er overstået. Igen svarer dette til en stærk stigning i antallet af Toppede Lappedykkere på den samme årstid (se også Stor Skallesluger samt Ettrup 1994).

Stor Skallesluger *Mergus merganser*

De Store Skalleslugere, der overvintrer i Danmark, tilhører ynglebestanden i Skandinavien og Nordvestrusland, som tæller omkring 266 000 individer, og som overvintrer i Nordvest- og Centraleuropa (Delany & Scott 2006). I Danmark er der talt op til 28 200 med flest i hårde vintre, hvor fuglene bliver trængt herved fra nord og øst (Joensen 1974, Pihl et al. 1992, 2001, Laursen et al. 1997, Petersen et al. 2006). Modsat Toppet Skallesluger opholder Stor Skallesluger sig i høj grad i ferskvand. Ringkøbing Fjord var tidligere en lokalitet af international betydning for bestanden, idet maksimumtallene de fleste år i 1970erne og 80erne nåede op over de 2700 fugle, som er 1%-kriteriet, og med enkelte

forekomster på helt op til 7000 (Delany & Scott 2006; se yderligere neden for).

Udredningen af Stor Skalleslugers forekomst på Tipperne hæmmes i høj grad af, at det kun var i årene 1972-1996, at der blev foretaget tællinger hele vinteren. Hertil kommer en næsten komplet dækning i nogle år sidst i 1930erne samt mere tilfældige observationer i andre år (Fig. 55).

Baseret på materialet 1972-96 kan de første fugle dukke op sidst i oktober, og hovedparten af fuglene ankommer i løbet af november (Fig. 56). De gennemsnitlige forekomster toppe i december, men dette er et resultat af isdække i januar-marts visse år, hvor alle fuglene kan være trængt væk. Maksimumforekomsterne for 1972-96 var ellers 900 i november, 2990 i december, 1400 i januar, 3000 i februar og 951 i marts, og på andre lokaliteter er der set flest på varierende tidspunkter indenfor perioden december til marts (Møller 1978, Wæhrens 1981, Christensen 1987, Gram et al. 1990, Gregersen 1997). Borttrækket begynder i marts, og næsten alle fuglene

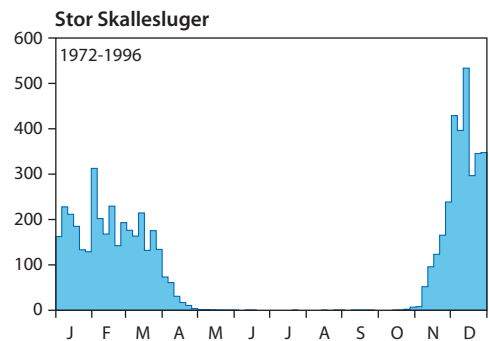


Fig. 56. Fænologien hos Stor Skallesluger på Tipperreservatet 1972-96 vist i løbende femdagesperioder.

The phenology of Goosander on the Tipperne reserve 1972-1996 shown in running five day periods.

forsvinder i løbet af april, men mindre antal kan ses gennem hele maj (Fig. 56). En eller to fugle er dog set i alle sommer- og efterårsmånederne i enkelte år.

Da de Store Skalleslugere primært udnytter de dybere dele af fjorden til fouragering, er det meget varierende, hvor mange fugle der opholder sig på reservatet i dagtimerne, hvor der især er set store flokke nord og nordvest for Tippergrunden. Til gengæld kan store flokke overnatte omkring Fuglepol, øst for Opgrøden, nord for Bornholm eller i Nymindestrømmen, afhængigt af hvor der er læ og tilstrækkelig dybt vand. Det er primært sent om aftenen disse steder, at de meget store forekomster er registreret, men tallene må alligevel antages at repræsentere antallet af fugle i det mindste i den sydlige del af fjorden. Som det fremgår af Fig. 55, sås der ikke over 5-800 fugle frem til midten af 1960'erne, men disse forekomster må – når bortses fra de få år sidst i 1930'erne med helårsdækning – anses for mindre repræsentative. Alligevel er det påfaldende, at større antal dukkede op samtidig med større antal Toppede Lappedykkere fra midt i 1960'erne, hvor overgødskningen fra Skjern Å satte ind. Forekomsterne kulminerer i 1970'erne og 80'erne, men medianen viser en generel nedgang frem mod 1990'erne næsten fuldkommen parallelt med nedgangen i fiskelandingerne i fjorden (Fig. 17 og den tilhørende tekst). Som nævnt bliver data desværre ubrugelige fra 1997 og frem pga. manglende dækning af vintermånederne, men kun i 1998 med 187 er der talt mere end 100 Store Skalleslugere under midvintertællingerne på reservatet de sidste 14 år.

Både antallene af Store Skalleslugere og fiskelandingen tyder altså på, at der var flest fisk i den rigtige størrelse for de Store Skalleslugere i 1970'erne og delvis 80'erne, hvor næringsstofindholdet i fjorden var på sit højeste. Der er således en statistisk signifikant sammenhæng mellem efterårsforekomsterne af Store Skalleslugere og fiskelandingerne fra fjorden (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Tilsvarende fandt Ettrup (1984) en statistisk signifikant sammenhæng mellem antallet af Store Skalleslugere i Hjarbæk Fjord og mængden af ål. Med til historien hører formentlig, at den meget ringe sigt dybde, der især prægede fjorden i 1980'erne, næppe var noget problem i vintermånederne, hvor de Store Skalleslugere var til stede. Det kan være årsagen til, at de ikke forsvandt ligeså pludseligt efter 1980 som sommerforekomsterne af Toppede Lappedykkere og Toppede Skalleslugere.

I december 1987 sås helt ekstraordinært store antal i dybene i den sydlige del af fjorden, hvor 6300 Store Skalleslugere blev talt fra fly den 15. december.

En nærliggende forklaring er, at der i dagene forinden var lukket så meget saltvand ind i fjorden (20‰ salinitet ved Nørre Lyngvig), at tusinder af skaller døde og andre blev trængt ned i sydenden af fjorden (Kjeldsen 1988). Også i december 1978 blev der fra fly talt 7000 i én flok i fjorden (J. Eskildsen upubl.).

Blishøne *Fulica atra*

Den samlede bestand af Blishøns, der yngler i Øst-, Nord- og Vesteuropa og overvintrer i Nordvesteuropa er opgjort til 1,75 mio. og anses for at være stabil eller marginalt aftagende (Delany & Scott 2006; se

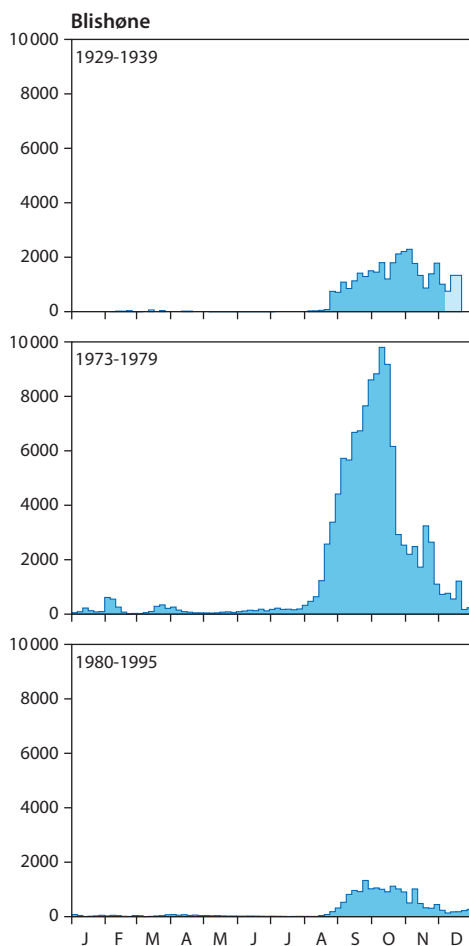


Fig. 57. Fænologi hos Blishøne på Tipperreservatet i hhv. 1929-39, 1973-79 og 1980-95 vist i løbende fem-dagesperioder.

The phenology of Common Coot on the Tipperne reserve 1929-1939, 1973-1979 and 1980-1995, respectively, shown in running five day periods.

også Fig. 59). Her i landet vurderedes ynglebestanden til i størrelsesordenen 30000 par i 1990'erne (Meltofte et al. 2009a) uden større langsigtede ændringer (Heldbjerg & Eskildsen 2010).

Når bortses fra perioder med isvintre, som kan reducere bestanden af Blishøns ganske væsentligt, er der i hele Danmark jævnlige talt op til godt 200000 Blishøns lige siden tællingernes start i 1960'erne (Joensen 1974, Laursen et al. 1997, Petersen et al. 2006, 2010), hvilket gør Danmark til et af de vigtigste overvintringsområder for arten. De mange Blishøns herhjemme i træk- og vintertiden udgøres foruden danske ynglefugle af trækgæster fra landene omkring Østersøen, og ynglefugle såvel som trækgæster overvintrer i det meste af Vesteuropa, hvor især ungfuglene kan trække langt (Bønløkke et al. 2006). Blishønen lever overvejende af vandplanter, men tager også tyndskallede muslinger og anden animalsk føde.

Med op til 40000 registrerede Blishøns i Ringkøbing Fjord var området tidligere af international betydning for arten og tillige den vigtigste lokalitet

i Danmark (Joensen 1974, Falk & Brøgger-Jensen 1990), men siden sammenbruddet i fjordens vegetation omkring 1980 har dette langt fra været tilfældet. Ynglebestanden på reservatet har ligeledes varieret meget med tilgængeligheden af vandplanter i fjorden. Således ynglede der 0-15 par på reservatet frem til 1970'erne, hvor bestanden nåede op på 100-150 par sidst i årtiet (Thorup 1998). Siden har antallet af ynglepar ligget væsentligt lavere – eller arten har været helt forsvundet – og fuglene har fortrinsvis ynglet inde i pander og loer på engene.

I et område som Tøndermarsken med relativt få trækgæster topper antallet af Blishøns i marts-april, mens fuglene spreder sig ind i søer og moser (Gram et al. 1990). På dette tidspunkt er der de fleste år ikke mange andre Blishøns på Tipperne end de lokale ynglefugle (Fig. 57). Allerede i 1930'erne optrådte dog undtagelsesvis flokke på op til nogle få hundrede i marts-april (Fig. 58), og i 1970'erne var der med en del registreringer af omkring 1000 fugle tale om en reel forårskulmination i denne periode med maksimal forekomst af vandplanter i fjorden (Fig. 57). De



Blishøns på Tippergrunden,
10. oktober 1978.

få endnu større 'forårsforekomster' i 1950, 1954 og 1978 var overvintrende fugle i januar-februar i milde vintre.

I områder, hvor fuglene fælder, såsom i Vejlerne og Hjarbæk Fjord, stiger antallene i løbet af juni, juli og august, hvor de lokale ynglefugle og deres unger også gør sig gældende; således også på Tipperne med adskillige hundrede fugle under kulminationen i anden halvdel af 1970'erne (Fig. 57). Men modsat Tipperne aftager antallet herefter i Vejlerne, når fuglene trækker bort i løbet af september-oktober (Fog 1969, Jepsen 1978, Nielsen 1998). Det er sammenfaldende med, at større mængder Blishøns dukker op på Tipperne fra august og fortsætter med at stige indtil oktober-november (Fig. 57; se også Jepsen op.cit. og Møller 1978). I 1970'erne forsvandt Blishønsene dog allerede markant fra midt i oktober (Fig. 57), efterhånden som vandplanterne døde pga. overgroning af epifytiske alger (Kiørboe 1980a).

I milde vintre kan der være nogle hundrede eller få tusinde Blishøns på reservatet, men ellers forlader de fleste Blishøns Ringkøbing Fjord om vinteren.

Selv om der var jagt på Blishøns året rundt indtil 1922, og den danske ynglebestand derved måske var reduceret (Heilmann & Manniche 1929), så reproducerer arten sig så hurtigt, at der næppe gik mange år efter fredningen i yngletiden, før ynglebestanden var oppe på et mere naturligt niveau. Det

er derfor rimeligt at antage, at antallet af rastende Blishøns på Tipperreservatet afspejler fødemulighederne i form af bundvegetation i fjorden bedre end for de fleste andre svømmefugle såsom svaner og svømmeænder, hvor udviklingen tilsyneladende har været stærkt påvirket af jagten og andre forhold udenfor reservatet (se under de enkelte arter og i diskussionen). I hvert fald var der op til 9000 Blishøns på reservatet allerede det første efterår (Fig. 58). Som for ænderne er der dog det væsentlige problem, at fuglenes kulmination i september-november kun er dækket ufuldstændigt og uregelmæssigt i 1940'erne, 1950'erne og 1960'erne. Alligevel tegner der sig et klart billede af maksimumtal på nogle tusinde de fleste år frem til 1970'erne, hvor antallene steg markant til en topforekomst på 22 700 Blishøns i oktober 1978 (Fig. 58) i forbindelse med kulminationen på vandplanterne i fjorden.

De høje antal i 1970'erne skyldes givetvis primært, at der var rigeligt med føde i form af vandplanter i fjorden, men 1970'erne var også præget af en række milde vintre, som gjorde det til det mildeste årti siden 1930'erne. At sidstnævnte kan have øget bestanden, underbygges indirekte af svenske optællinger af efterårsrastende Blishøns, hvor 1970'erne havde de markant højeste antal registreret i perioden 1973-2009 (Nilsson 2009). Endelig kan det have bidraget, at større antal Blishøns synes

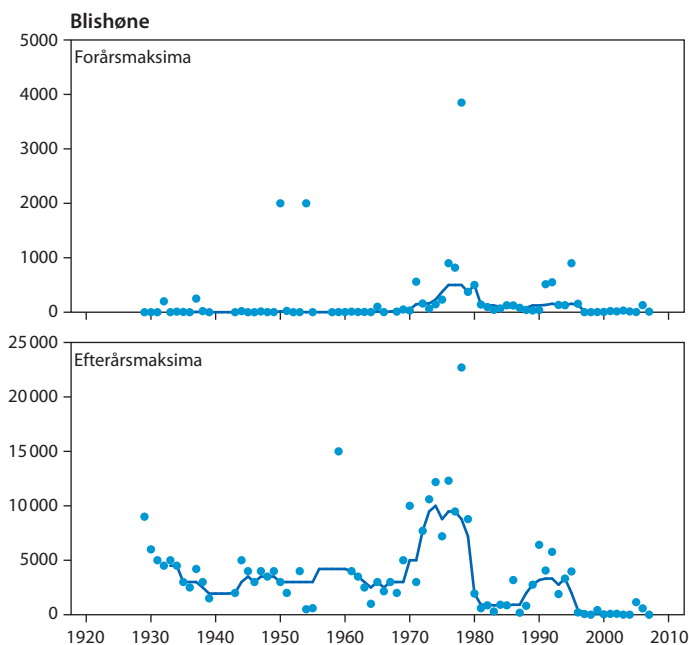


Fig. 58. Årlige maksimumtal for Blishøns på Tipperreservatet hhv. forår og efterår 1929-2007 med glidende niårsmedianer. Bemærk de forskellige skalaer.

Annual maximum numbers of Common Coot on the Tipperne reserve during spring and autumn, respectively, with sliding nine year medians. Note different scales.

at være flyttet væk fra Limfjorden (især Nibe & Gjølbredninger samt Hjarbæk Fjord) i løbet af 1970'erne, idet Joensen (1974) optalte betydeligt højere antal overvintrende Blishøns i Limfjorden i 1960'erne end i 1970'erne, og endnu færre optaltes i området i 1980'erne (Laursen et al. 1997).

Efter isvinteren 1978-79 og sammenbruddet i vandplanterne 1979-80 faldt antallet af Blishøns på Tipperne til maksimumtal på oftest under 1000 fugle de fleste år i 1980'erne, efterfulgt af tal sidst i 1980'erne og første halvdel af 1990'erne, som svarer til forekomsterne de første fire årtier på reservatet. Efter at saltholdigheden i fjorden blev øget fra 1995 og frem, forsvandt vandplanterne atter og dermed Blishønsene. Der er således en statistisk signifikant sammenhæng mellem vandplanternes biomasse såvel på Tippergrunden som i fjorden og antallet af Blishøns på Tipperne om efteråret (se afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne). Også i Hjarbæk Fjord er der fundet en sådan sammenhæng (Jepsen 1978, Etrup 1994).

Fælles for tallene især i 1930'erne og først i 1990'erne er, at forekomsterne på Tipperne var uregelmæssige med perioder om efteråret med ingen eller kun ganske få fugle. Dette skyldes, at flokkene af Blishøns flytter rundt mellem fourageringsområderne i fjorden bl.a. som følge af vind (læ), vandstand og jagtlige forstyrrelser. Den noget senere

Tabel 15. Procentuel fordeling af Blishøns på Tipperreservatet forår (marts-april) og efterår (august-november) 1974-2007. Se Fig. 20 for områdenumre.

Spatial use (%) of the Tipperne reserve by Common Coot in spring (March-April) and autumn (August-November) 1974-2007. See Fig. 20 for delineation of areas.

Forår Spring	1-3	4-6	7	TS	Land	N
1974-79	40	43	7	8	2	3295
1980-95	35	7	14	6	38	6437
1996-2007	55	16	1	1	26	533
Efterår Fall						
1974-79	33	52	14	0	0	306642
1980-95	64	23	13	1	0	205645
1996-2007	89	6	5	0	0	4158

vækst i antallet af fugle om efterårene i 30'erne skal således næppe tillægges større betydning.

I 1930'erne lå Blishønsene mest vest for halvøen, men også nord for og især omkring havnen ved Tipperhuset (Tåning 1936). Under vandplanternes kulmination i 1970'erne var der rigtig mange Blishøns også nord for halvøen, mens fuglene om foråret efter plantedøden som nævnt oven for i meget høj grad har ligget inde i loer og pander på engene (givetvis mest ynglefugle; se ovenfor) og om efteråret igen har været koncentreret vest for halvøen (Tabel 15).

Statistiske analyser på tværs af arterne

I de foregående afsnit har vi beskrevet, hvordan udviklingen har været i Ringkøbing Fjords miljø- og naturforhold gennem rundt regnet 100 år, herunder ændringerne i dens salinitet, vandstand, næringsstofbelastning og sigtdybde, samt afledte effekter på fjordens bundvegetation, invertebrater og fisk. Dernæst har vi gennemgået – art for art – hvordan svømmefuglernes antal, fænologi og fordeling på Tipperne har udviklet sig fra 1929 til 2007 samt givet mulige forklaringer på, hvorfor udviklingen har været, som den er observeret. I dette afsnit går vi på tværs af vandfuglesamfundet og trækker dermed trådene sammen fra de forrige afsnit med henblik på at forklare den samlede udvikling i levevilkårene for svømmefugle i fjorden, som i høj grad er betinget af menneskets gentagne indgriben og påvirkning. Vi har her valgt at koncentrere os om efteråret (august-november), hvor forekomsterne er størst, og hvor varierende vinter- og forårsisdække er af minimal betydning.

I artsgennemgangen er de gentagne markante reduktioner i udbredelsen og biomassen af fjordens bundvegetation en fællesnævner, der omtales som forklaring på, at en lang række arter er gået tilbage i antal. Det gælder de egentlige planteædende arter som svaner og Pibeand, men også flere af de andre svømmeænder og Blishøne, der har mere alsidigt fødevalg, men potentielt kan fouragere på planternes blade, frø og/eller smådyr, som findes i tilknytning til vegetationen.

Ser man samlet på hele datagrundlaget fra perioden 1974-2007, er der 11 arter, som regelmæssigt er registreret i tusindtallige flokke. Otte af disse forekommer i størst antal i efterårsperioden, og Fig. 59 viser udviklingen i antallet af fugledage blandt disse otte talrigste svømmefuglearter i sensommeren og efteråret. For fem af arterne, Knopsvane, Pibe-, Spids- og Gråand samt Blishøne gælder, at de havde deres største forekomst i 1970'erne, før vegetationen første gang stort set forsvandt i fjor-

den. Pibesvane og Skeand forekom også med høje antal fugledage i 1970'erne, men har i modsætning til de fem førnævnte arter også haft perioder siden 1970'erne med fugledageantal, der var på niveau med 1970'ernes. For alle disse syv arter er det samlede antal fugledage på Tipperne faldet signifikant i perioden 1974-2007 (alle $F_{1,33} > 9,70$, alle $p < 0,01$).

Krikanden udviser en helt anderledes udvikling, både fordi antallet af fugledage ikke var signifikant faldende i denne periode ($F_{1,33} = 1,9$, $p = 0,178$), og fordi arten forekom med størst antal fugledage i årene umiddelbart efter, at der var observeret en tilbagegang i vegetationen, dvs. i begyndelsen af 1980'erne, sidst i 1980'erne og sidst i 1990'erne (jf. Fig. 11). For de syv førstnævnte arter gælder også, at de fugledageantal, der er beregnet siden 1996, er langt under de tidligere registrerede, hvorimod de generelt lave antal for Krikand først ses efter 2000. Det ses også af Fig. 59, at alle arternes samlede bestande har været i fremgang eller i det mindste stabile i perioden fra 1974 til 2005, hvorfor den observerede tilbagegang på Tipperne på ingen måde kan forklares ved generelle bestandstilbagegange. Det betyder, at tilbagegangen på Tipperne må tolkes som et resultat af lokale forhold i fjorden frem

for eksterne forhold i f.eks. arternes yngle- og/eller vinterkvarterer.

Fig. 60 viser, at der for fem af de otte arter er en stærkt signifikant sammenhæng mellem den estimerede samlede plantebiomasse på Tippergrunden i de 15 år, hvor denne er blevet opgjort i sensommeren (jf. Fig. 11), og antallet af fugledage på grunden (områderne 1-7 på Fig. 20) det følgende efterår. For Pibeand forklares 76% i variationen i fugledagenes antal af biomassen, for Knopsvane, Gråand og Blishøne er forklaringsgraden mellem 33 og 51%, hvilket er rimeligt høje forklaringsgrader for biologiske datasæt. Nienhuis (1992) har beskrevet en lignende positiv sammenhæng mellem biomassen af ålegræs og antal fugledage for Knopsvane. For Pibesvanen, der har en forkærlighed for børstebladet vandaks (Beekman et al. 1991), ses samme tendens, om end sammenhængen lige akkurat ikke er signifikant ($p = 0,054$; forklaringsgrad 26%).

For Spidsand, Krikand og Skeand ses ingen sammenhæng mellem plantebiomassen på Tippergrunden og fuglenes udnyttelse af denne. En analyse af sammenhængen mellem det samlede antal fugledage for de otte arter på Tipperne totalt (alle delområder samlet) og vegetationens biomasse-



Antallene af Pibeænder og en række andre planteædende svømmefugle på Tipperne er stærkt korrelerede med mængderne af vandplanter i fjorden. Foto: John Larsen.

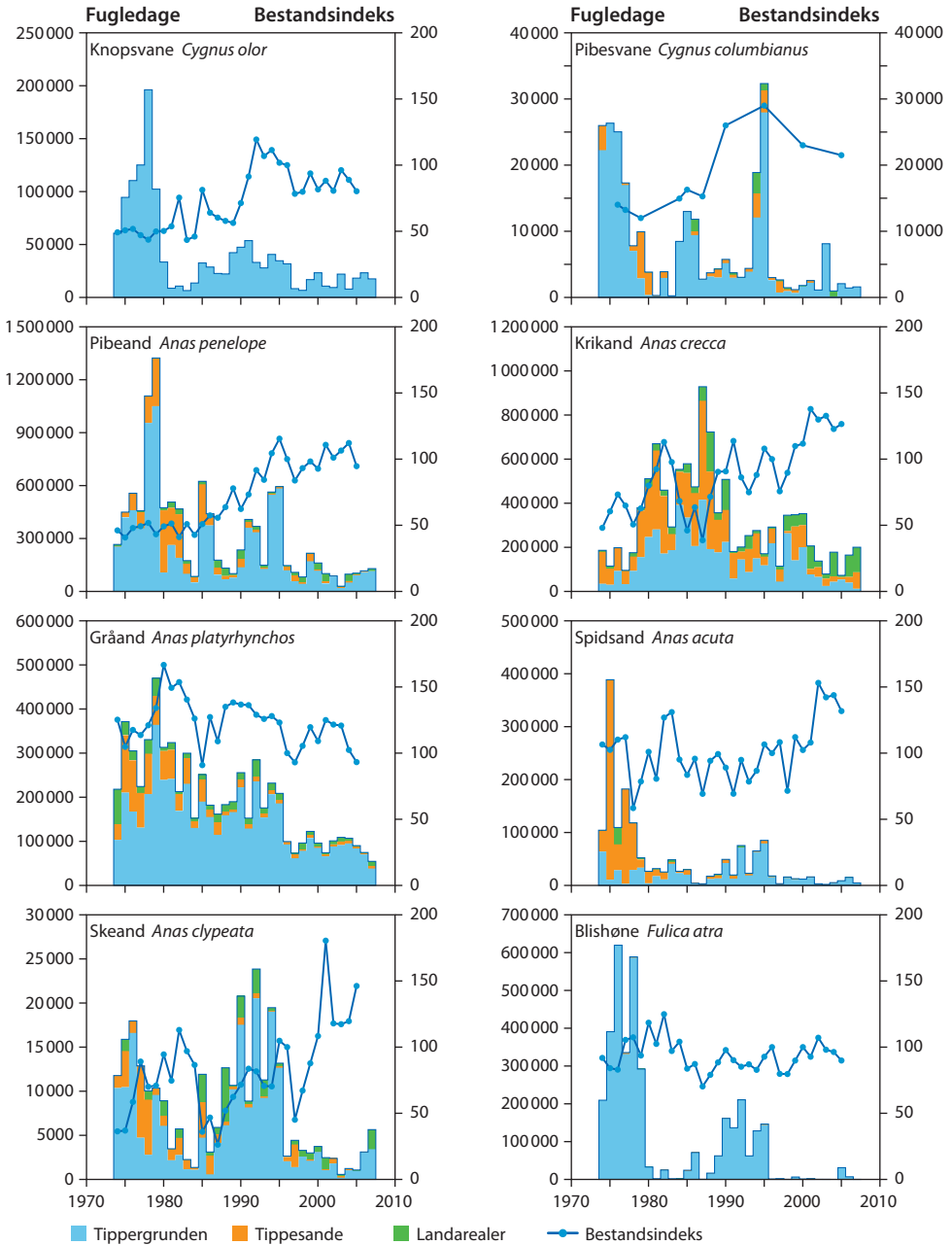
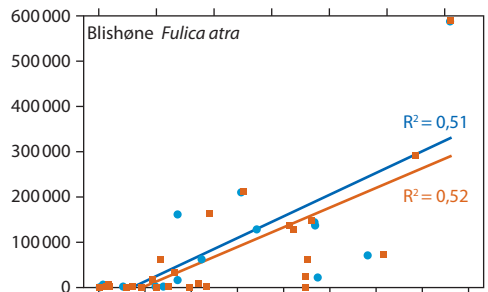
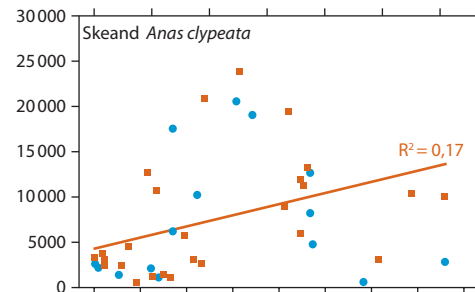
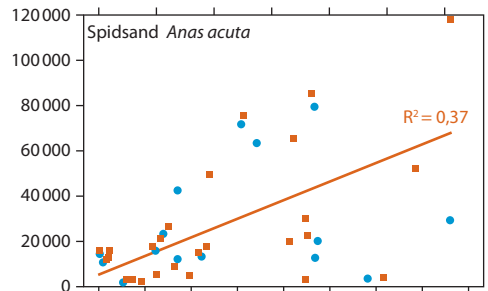
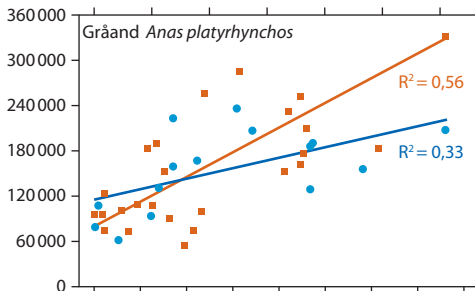
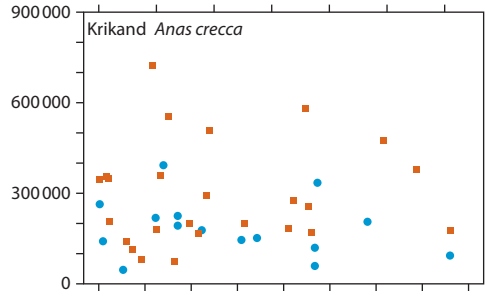
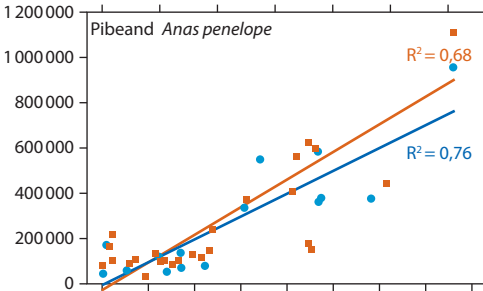
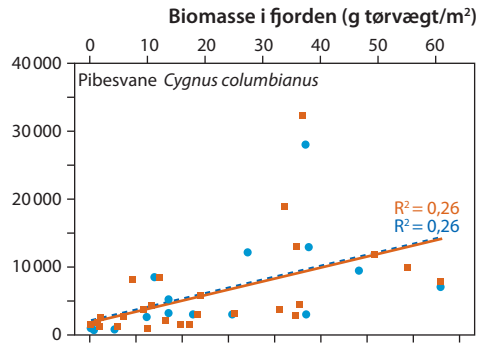
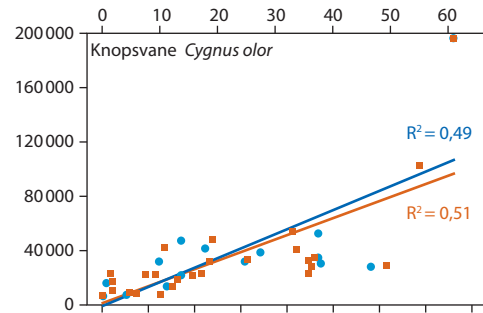


Fig. 59. Udviklingen i otte svømmefuglearters udnyttelse af Tipperne udtrykt som fugledage for perioden 1. august-30. november 1974-2007. Der er sondret mellem fugledage benyttet på henholdsvis Tippergrunden (potentielt tilknyttet bundvegetationen i fjorden), Tippetande (sandflade uden eller med meget begrænsede forekomster af bundplanter) samt landarealer. De blå linjer viser bestandsudviklingen for den flyway-bestand, fuglene tilhører. For Pibesvane vises bestandsestimater opgjort ved internationalt koordinerede optællinger (Poorter 1991, Robinson et al. 2004, Beekman et al. 2009); for de øvrige arter er der tale om indeks, hvor 1996 er sat til 100 (data fra Delany et al. 2008).

The development in the use of the Tipperne reserve by eight waterbird species expressed in birddays in the period 1 August – 30 November 1974-2007. Bars give birds recorded on the shallows (Tippergrunden; potentially associated with submerged macrophytes), in Tippetande (bare flats) and on land, respectively. The lines give the population development either in total numbers (Tundra Swan) or given as an index with base 100 in 1996 (from Wetlands International 2008).

Fugledage



Biomasse på Tippergrunden (ton tørvægt)



Fig. 60. Sammenhængen mellem den estimerede samlede biomasse af vandplanter (submerse makrofytter) på Tippergrunden målt ved sommermaksimum og forekomsten af otte arter vandfugle på Tippeternes vandflader (dvs. i områderne 1-7 på Fig. 20) 1978-2000 (data fra 15 år) (blå signaturer og linjer). For fem af arternes vedkommende er der en lineær statistisk signifikant sammenhæng ($p < 0,05$); for Pibesvane er en lignende tendens angivet med en stiplede linje ($p = 0,054$). Tillige er vist sammenhængen mellem den estimerede biomasse af vandplanter (submerse makrofytter) i hele Ringkøbing Fjord og forekomsten af de otte arter af vandfugle i hele Tippeternes reservat 1978-2007 (data fra 26 år) (orange signaturer og linjer). For syv af arternes vedkommende er der en lineær statistisk signifikant sammenhæng ($p < 0,05$). Fuglenes forekomst er i begge tilfælde beregnet som fugledage for perioden 1. august – 30. november.

Relationships between the estimated total biomass of submerged macrophytes measured during summer and the occurrence of eight waterbird species on the Tipperne shallows 1978-2000 (data available from 15 years) (blue signatures and lines). For five species, significant trend lines ($p < 0.05$) are given. The dashed trend line for Tundra Swan is approaching significance ($p = 0.054$). Also shown are relationships between the estimated biomass of submerged macrophytes during summer in the entire Ringkøbing Fjord and the occurrence of eight waterbird species in the entire Tipperne reserve 1978-2007 (data available from 26 years) (orange signatures and lines). For seven species, significant trend lines ($p < 0.05$) are given. Bird use is expressed in bird-days in the period 1 August – 30 November. Biomass at Tippergrunden in metric tonnes dry mass and in the fjord in g dry mass per m^2 .

forhold i hele fjorden 1978-2007 viser derimod, at alle arternes antal, undtagen Krikandens, viser en signifikant sammenhæng mellem fuglenes forekomst og vegetationen i fjorden (Fig. 60), hvilket formentlig afspejler, at arter som Pibesvane, Skeand og Spidsand benytter Tipperne som rasteplads og foretager fourageringstræk ud af reservatet til de andre grunde.

Sammenfaldet mellem den negative udvikling i fuglenes udnyttelse af Tipperne og bundvegetationens forsvinden for så mange arter, og den generelt positive udvikling for de selv samme arters samlede bestande, er en ret klar indikation på, at den manglende vegetation i fjorden er hovedårsagen til reduktionen i disse arters lokale forekomst. Det underbygges også af, at de alle i et vist omfang kom tilbage i større antal i to perioder hhv. midt i 1980'erne og midt i 1990'erne, hvor der var tegn på bedring i vegetationsforholdene, for atter at forsvinde da vegetationen igen gik tilbage fra saltvandsindtaget fra 1995 og frem (sammenlign Fig. 11 med Fig. 59; se også Fig. 23, 43, 47 og 58).

At de egentlige planteædende arter som Knop og Pibesvane samt Pibeand gentagne gange har responderet på vegetationens forsvinden, er et resultat af deres behov for høje fødetætheder. Græssende vandfuglearter skal, på grund af en relativt ringe fordøjelighed af føden, indtage store mængder pr dag for at dække deres daglige energibehov. Det er i flere tilfælde påvist, at hvis mængden af føde falder til under ca 5-10 g tørvægt pr m^2 eller et bunddække på omkring 10-20%, så bliver fuglenes indtagelsesrate så lav, at de ikke kan dække deres energibehov, og de må derfor forlade lokaliteten eller skifte habitat (f.eks. Madsen 1988, Nolet et al. 2002). Sådanne lave gennemsnitlige tætheder

af føde fandtes på Tippergrunden først og sidst i 1980'erne og 1996-2000 (Fig. 11) og har været fremherskende i fjorden som helhed fra 1996 og frem til omkring 2006 (Fig. 12). Det er årsagen til, at flere af arterne på Tipperne skiftede til i mindre omfang at opholde sig på Tippergrunden, når bundvegetationen var decimeret, og i større omfang at opholde sig på land og/eller i Tippetssande (Fig. 59; se også Tabel 6, 9 & 10), hvorfra fuglene har kunnet foretage naturlige fourageringstogter ind på reservatets landarealer eller ud af reservatet. Tippetssande har altid været stort set uden vegetation, men udgør formentlig en mindre vejruddat og mere sikker rasteplads, idet der er længere afstand til f.eks. windsurfere i reservatets randområder.

Blishønen er den art, der har reageret mest negativt på vegetationens forsvinden, hvilket ikke kun er set i Ringkøbing Fjord, men også i andre danske områder med lignende tilbagegange i bundvegetationen (Clausen et al. 2009a). Blishøns har et flersidigt fødevalg, der både består af plantemateriale (både egentlige planter og alger) og smådyr – men sidstnævnte finder de ofte ved at tage planter eller alger op til overfladen for derefter at plukke f.eks. dyndsnegle af (Christensen et al. 1994), hvilket gør, at vegetationens forsvinden også fjerner nogle af de alternative fourageringsmuligheder. Spidsand har også et flersidigt fødevalg, men har bl.a. en forkærlighed for frø fra børstebladet vandaks og havgræsser (Spärck 1958, Cramp & Simmons 1977), hvorfor dennes tilbagegang til dels også kan forklares ved planternes forsvinden.

For Krikand er der ikke på samme måde en sammenhæng mellem vegetationens udvikling og ændernes forekomst om efteråret (Fig. 60; se teksten om Krikand), og for Skeand er forklaringsgraden

blot 17 % om end statistisk signifikant. For Skeand er der derimod i perioden efter 1989, hvor monitoringen af zooplankton påbegyndtes, en stærkt signifikant sammenhæng mellem zooplanktonmængderne og fuglenes forekomst om efteråret, og med en betydeligt højere forklaringsgrad på 48 % (Fig. 61). Det kunne tyde på, at disse meget små dyr udgør et væsentligt fødegrundlag for arten om efteråret, hvilket Mouronval et al. (2007) også giver indirekte evidens for. Den åbenlyse forskel mellem udviklingen om foråret og efteråret, hvor der også forud for 1970'erne var store antal i Skeænder om efteråret, men ikke om foråret, kan være, at vegetationen om foråret oftest vil være så lav og/eller nedgræsset, at Skeænderne ikke kan fouragere i den, selv om f.eks. dafnier må have været talrige i den ferskvandsprægede vegetation i 1970'erne (jf. Søndergaard 2007). Der er en tendens til, at variationen i Krikændernes antal også kan være et resultat af mængderne af zooplankton (Fig. 61). Krikand har de næst tætteste næblameller blandt svømmeænderne (Nudds et al. 1994) og kan formentlig også fouragere på større zooplankton, men arten har ikke helt samme udvikling i antal som Skeænderne. En analyse af betydningen af svømmeændernes ynglesucces i Vestpalearktens (andelen af juveniler pr adult hun i det danske vildtudbytte) viser imidlertid en stærkt signifikant sammenhæng mellem denne og Krikændernes antal på Tipperne (Fig. 62), hvilket ikke er tilfældet for de andre svømmeænder.

Heller ikke for de fleste arter af dykænder skulle man umiddelbart tro, at der var sammenhæng mellem mængderne af vandplanter og antallet af fugle, uanset om de raster i fjorden om foråret, fælder om sommeren, raster om efteråret eller overvintrer. Blandt dykænderne er det således kun Taffelanden, man normalt opfatter som knyttet til bundvegetation, bl.a. fordi arten har en forkærlighed for at fouragere på kransålgers oogonier (Fox et al. 1994, Mouronval et al. 2007). De øvrige arter, vi behandler her, har typisk en diæt, der domineres enten af smådyr (snegle, muslinger, krebsdyr og insekter) eller fisk. Alle arterne er derudover også opportuniste, dvs. at de i vid udstrækning tilpasser deres fødevalg efter, hvad der er at tage af. F.eks. afviger Hvinændernes fødevalg i fjordområder med stenløse sand- og mudderbundsområder med planter markant fra fødevalget i områder med sand- og stenbund, hvor vegetationen typisk vil være domineret af brunalger som f.eks. klørtang *Fucus serrator* og blæretang *Fucus vesiculosus* (Nilsson 1972, Pehrsson 1976). I den forbindelse skal det især bemærkes, at Madsens (1954) undersøgelser af fødevalget hos danske

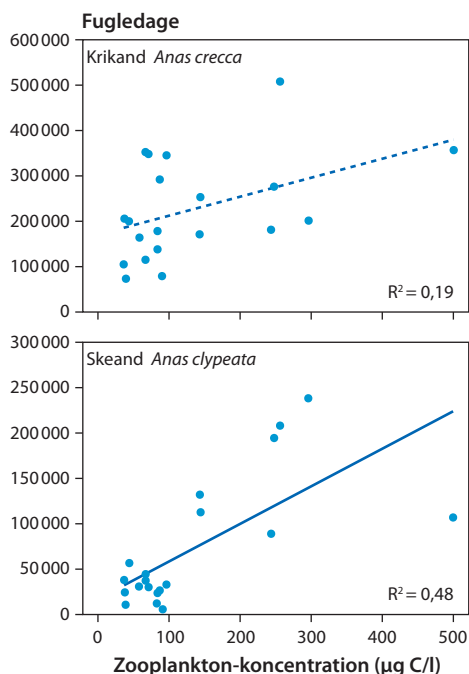


Fig. 61. Sammenhængen mellem den målte koncentration af zooplankton (holo- og meroplankton) og forekomsten af Krik- og Skeænder på Tipperne udtrykt som fugledage på hele reservatet i perioden 1. august – 30. november 1989–2007 (data fra 17 år). For Skeand er der stærkt signifikant lineær sammenhæng ($p < 0,001$); for Krikand er en lignende tendens angivet med en stiplede linje ($p = 0,059$).

Relationships between measured concentrations of zooplankton (holo- and meroplankton) and the occurrence of Common Teal and Northern Shoveler on Tipperne expressed in bird-days in the period 1 August – 30 November 1989–2007 (data available from 15 years). For Shoveler, the trend is highly significant ($p < 0.001$), whereas the dashed trend line for Teal is approaching significance ($p = 0.059$).

dykænder viste, at ikke alene Taffelænder, men også Hvin-, Trolde- og Bjergænder nedlagt i Ringkøbing Fjord først i 1940'erne havde en meget varieret diæt, hvor frø fra vandaks, havgræsser, vandkrans og kogleaks samt oogonier fra kransålg var ligeså betydende fødeemner som de smådyr, vi normalt forbinder de sidste tre arters fødevalg med. Det gør, at det også for disse arter er interessant at undersøge, om vegetationens tilbagegang har haft betydning for deres forekomst.

Hvinanden er den talrigste af de fire arter og den eneste, der regelmæssigt er set i tusindtallige flokke. Da Hvinand overvintrer i fjorden, begrænses en

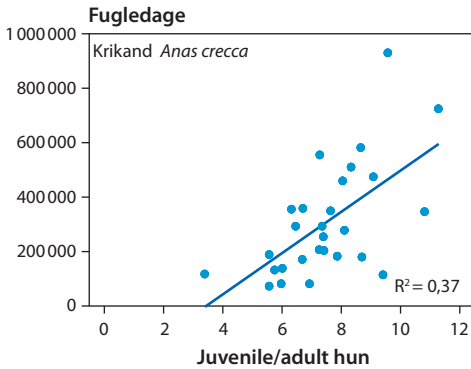


Fig. 62. Sammenhængen mellem ynglesuccesen hos Krikand (udtrykt som antallet af ungfugle nedlagt pr adult hun om efteråret iflg. DMU's vingeundersøgelser) og forekomsten af Krikænder på Tipperne (udtrykt som fugledage for perioden 1. august – 30. november 1974-2007; parallelle data fra 28 år). Den indtegnede regressionslinje er stærkt signifikant ($p < 0,001$).

Relationships between productivity of Common Teal (measured as the number of juveniles per adult female from harvest bag wing-surveys) and the occurrence of Common Teal at Tipperne (expressed in bird-days in the period 1 August – 30 November 1974-2007; parallel data available from 28 years). The trend is highly significant ($p < 0.001$).



udredning af årsager til artens tilbagegang på Tipperne efter 1970erne (jf. Fig. 51-52) af, at systematiske vinteroptællinger er ophørt fra 1997-98 og frem, hvorfor antallet af år, hvor vi både har fugletællinger hele vinterhalvåret og vegetationskortlægninger reduceres til 11. En simpel regressionsanalyse svarende til de, der er anført for arterne i Fig. 60, giver ikke en signifikant sammenhæng mellem sommerbiomassen af vegetation og antallet af fugledage på Tipperne i den efterfølgende vinterperiode fra november til april 1974/75 til 1995/96. I en mere avanceret generaliseret regressionsmodel har vi undersøgt, om vintertemperaturen (som stedfortræder

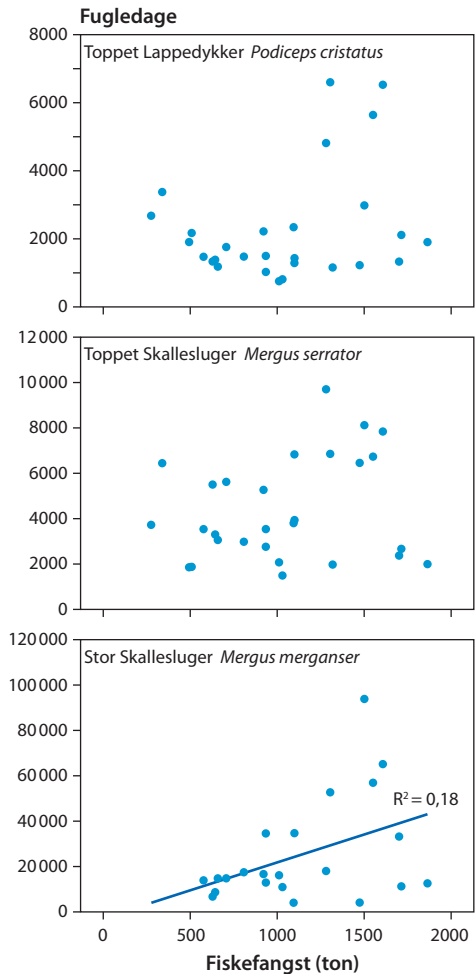


Fig. 63. Sammenhængen mellem den samlede fangst af konsumfisk i Ringkøbing Fjord og forekomsten af tre arter af fiskespisende vandfugle på Tipperne. For Stor Skallesluger (forekomst november-marts, 1974/75-1995/96) er der en lineær statistisk signifikant sammenhæng med fiskefangsten i kalenderåret, som vinteren startede i ($p < 0,05$), hvorimod dette ikke er tilfældet for Toppet Lappedykker og Toppet Skallesluger (fugledage marts-november i forhold til fiskefangst samme år).

Relationships between the catch of fish in Ringkøbing Fjord and the occurrence of three fish eating waterbird species at Tipperne. For Goosander a significant trend line ($p < 0.05$) is given (birddays November-April 1974/75-1995/96 plotted against fish catch in the year prior to the winter), whereas no significant relationship was found for Great Crested Grebe and Red-breasted Merganser.



Der er talt op til 7000 Store Skalleslugere i Ringkøbing Fjord, og forekomsterne på reservatet er korrelerede med fiskelandskaberne fra fjorden. Foto: John Larsen.

for isforholdene) sammen med udviklingen i fiskebestanden og vegetationen i fjorden kan forklare tilbagegangen i Hvinændernes forekomst. Vintertemperaturen fandtes ikke at påvirke det samlede fugledageantal i denne korte årrække, på trods af at der var fem isvintre, hvorimod såvel tilbagegangen i fiskebestanden som i vegetationen samlet bidrager til nedgangen ($F_{3,7} = 4,43$, $p = 0,048$).

Hvinænder tager kun sjældent småfisk, og fortolkningen af resultatet må være, at tilbagegangen i konsumfiskebestanden, vegetationen og hvinandebestanden kan skyldes et delvist sammenfald i fiskenes og ændernes fødevalg, og at de finder noget af denne i forbindelse med vegetationen. Det fører os tilbage til vegetationens generelle reduktion i fjorden siden slutningen af 1970erne og det overordnede billede af en fjord, der havde mange bundplanter fra 1920erne til 1970erne, hvor større antal Hvinænder jævnligt blev registreret på trods af en til tider ekstensiv overvågning (Fig. 52) – samt en mere eller mindre vegetationsløs fjord efter 1980, hvor større tal af hvinænder sjældnere er set siden midten af 1980erne på trods af en intensiv overvågning

(Fig. 52). I et canadisk studie er det påvist, at en 95 % reduktion i udbredelsen af ålegræs i et fjordområde ikke kun halverede antallet af rastende Canadagæs *Branta canadensis*, der bl.a. fouragerer på ålegræsset, men også halverede antallet af Hvinænder, der fouragerer på invertebrater, som de finder i tilknytning til vegetationen (Seymour et al. 2002).

Taffelanden har aldrig været særlig talrig i fjorden, men udviklingen i dennes forekomst er til dels parallel med Hvinændens – og for denne art er der ligeledes tale om, at såvel tilbagegangen i fiskebestanden som i vegetationen samlet bidrager til nedgangen i taffelandsbestanden ($F_{3,7} = 27,6$, $p = 0,0003$).

For de fiskespisende arter er der siden 1970erne en generel tendens til, at flest fugle er set i perioder, hvor konsumfiskeriet også har været stort (sammenlign Fig. 17, 22, 54 og 55). For Stor Skallesluger er der således en signifikant sammenhæng mellem antallet af fugledage og udbyttet af fisk 1974/75-1995/96, mens sammenhængen ikke er signifikant for Toppet Skallesluger og Toppet Lappedykker 1973-2001 (Fig. 63).

Diskussion

Formålet med oprettelsen af feltstationen og registreringerne af fugle og andre naturforhold på Tipperne var fra begyndelsen i 1928 at kunne følge fuglenes forekomst i løbet af året og få indblik i de faktorer, som påvirker yngle- og rastefugleforekomsterne i området. Dette inkluderede forvaltningen af fjordens vandstand og salinitet via fjordens udløb i Vesterhavet (Tåning 1936, 1941), der dengang som nu var under heftig debat. Langt senere blev feltstationerne sat ind i en større sammenhæng af national og international naturovervågning, som det f.eks. formuleres i Fredningsstyrelsens betænkning *Naturresevater og feltstationer – redskaber til overvågning, udforskning, beskyttelse og forvaltning af dansk natur* fra 1986: "De senere års miljødebat har fremmet forståelsen for, at det er nødvendigt at registrere og vurdere konsekvenserne af vores påvirkning af miljø og natur. En sådan systematisk naturovervågning og en tilknyttet naturvidenskabelig forskning, vil være vigtige redskaber til at tilvejebringe økologisk viden, som kan bidrage til at skabe grundlaget for en mere effektiv beskyttelse og genopretning af naturværdier i fremtiden." Her skulle en 'finmasket' monitorering på et netværk af økologiske feltstationer fordelt i forskellige naturtyper ud over landet gøre det muligt at kvalificere evalueringen og herunder udrede årsagssammenhænge fra resultaterne fra den mere ekstensive monitorering, som udføres af statslige såvel som private organisationer overalt i landet. På naturresevaterne indbefattede arbejdet tillige eksperimenter med forvaltning af områderne med tilhørende forskning samt specialundersøgelser, som ofte foregik i samarbejde med universiteter og andre højere læreanstalter.

På Tipperne var overvågningen og undersøgelserne i høj grad koncentreret omkring ynglende engfugle samt rastende svømme- og vadefugle. For ynglefuglene drejede det sig fra 1972 og frem specielt om eksperimenter med driften af engene, mens der for de rastende svømmefugle i høj grad var tale om udefrakommende 'eksperimenter' med hele fjordens miljøtilstand. Disse 'eksperimenter' involverede svømmefugleforekomster, der i de første mange årtier for en række arter var på højde med eller oversteg, hvad der kunne tælles i hele resten af landet udenfor Vadehavet. Foruden en lang række andre fuglearter, var Ringkøbing Fjord og specielt Tipperreservatet således af international betydning for bevarelsen af 13 rastende og overvintrende svømmefuglebestande (de 12 her omtalte arter samt Kortnæbbet Gås *Anser brachyrhynchus*) – dvs.

her i landet kun overgået af Vadehavet (Fredningsstyrelsen 1983). Tilbage i 1970'erne var Tipperreservatet alene af international betydning for alle disse arter – i dag er denne status ophørt for næsten alle arterne i det samlede EF-fuglebeskyttelsesområde (Clausen et al. 2009b, 2010) som følge af forringelser i fjordens miljø.

Antallet af trækfugle, der vælger at opholde sig på en lokalitet, betinges af en lang række faktorer, hvor de vigtigste er rigelige fødemængder kombineret med fred og ro, som gør, at fuglene også kan udnytte føderessourcerne (se afsnittet om miljøforholdene i Ringkøbing Fjord og på Tipperreservatet samt Madsen 1988). Antallet af fugle vil også afhænge af den samlede bestandsstørrelse, da denne afgør hvor mange fugle, der trækker igennem Danmark, og derfor kan vælge at gøre kortere eller længere ophold i landet (Madsen et al. 1998). Vores analyser viser her, at forekomsterne af svømmefugle på Tipperreservatet primært er styret af lokale forhold, mens effekterne af bestandsfrem- eller tilbagegange i nationale eller flyway-bestande kun kan spores for få arter.

Vejrliget kan også have betydning. Her er det nok især temperaturen og dennes afledte effekt på fjordens vandtemperatur, der er af betydning. Temperaturforholdene påvirker både arter, der trækker mod syd for at overvintre, hvor f.eks. de sidste svømmeænder med undtagelse af Gråand forlader reservatet med den første periode med udbredt isdække over Tippergrunden, men selvfølgelig især de overvintrende arter, som indimellem oplever, at fjorden fryser helt til i kolde perioder. I de seks isvintre, vi har haft i perioden fra 1973 til 2007, har reservatet således været næsten fugletomt i perioder af 1-2½ måneders varighed.

Nedbøren har også en potentiel indvirkning på nogle arters muligheder for at udnytte Tipperne som fourageringsområde. Et eksempel er Krikænderne, der, når de fouragerer på frø fra planter på engarealer eller i sumpede områder, er afhængige af en vis mængde vand for at kunne snadre efter frøene. Er det for tørt på strandengene, kan de ikke udnytte føden og holder sig væk. Vandet kan enten komme fra oversvømmelser, hvis vandstanden i fjorden er høj, eller som nedbør. Udnyttelsen af engområderne som fourageringsområde fordrer tillige, at disse er kortgræssede enge, dvs. at de ikke er tilgroede på grund af manglende plejeindsats. Dette kan have påvirket visse svømmeandarters muligheder for at udnytte engene negativt i 1960'erne,

hvor disse var under tilgroning, men dette har ikke givet sig tydelige udslag i de samlede forekomster.

Miljøforholdene er ikke det eneste, der har ændret levevilkårene for svømmefuglene i Ringkøbing Fjord. Så sent som i 1953 fremsatte Hedeselskabet planer om at inddige og tørlægge hele området omkring Tipperhalvøen og Havrvig Grund, men selv om Statens Landvindingsudvalg var tæt på at bevilge penge til en forundersøgelse, blev de opgivet (Hansen 2008). Statens arealer på Tipperne var ellers blevet fredet så tidligt som i 1898, men fredningen var ineffektiv, og først med fredningsbekendtgørelsen fra 1928 blev der skabt jagtfred på reservatet. Fuglene reagerede prompte med øgede forekomster i de følgende år (Tåning 1936), og i mange år var reservatet som nævnt en af landets vigtigste rasteplasser især for svømmeænder. Men dets status som reservat udgjorde ingen varig sikring af naturen, og først med udpegningen af størstedelen af Ringkøbing Fjord som EF-fuglebeskyttelsesområde i 1983 opnåede området en juridisk bindende habitatbeskyttelse (området blev udpeget som Ramsarområde i 1977, men denne beskyttelse er ikke juridisk bindende). Efterfølgende blev beskyttelsen cementeret med en fredning af størstedelen af Ringkøbing Fjord i 1985, hvor Tipperreservatet som nævnt indledningsvis blev udvidet til at dække en del af Havrvig Grund samt vandarealerne i Nymindestømmen, og hvor en stor del af Stavning Grund også blev jagtfredet.

Pålideligheden af tallene

De første årtier blev antallene af fugle på reservatet som nævnt indledningsvis blot skønnet og må således anses for at være væsentligt mere usikre end resultaterne af de egentlige optællinger, som blev indført gradvist fra 1950erne og frem til reorganiseringen og systematiseringen af arbejdet i 1972. Tåning (1936) mener, at tallene de første år generelt er minimumstal, hvilket er i overensstemmelse med adskillige tests af observatørers estimater af store fugleflokke (se f.eks. Erwin 1982). Ved interviews med gamle observatører i 1973 angav F. Søgaard Andersen selv, at hans optællinger i 1940erne formentlig lå mellem minus 50 og plus 100% af de reelle antal. Reservatets opsynsmand og hyrde gennem mange år, Laurids Fahl Jensen, som også selv lavede mange tællinger, vurderede, at Søgaard Andersens tal lå højt, mens Hans Linds tal fra 1950erne lå lavt. Ser man på grafen Fig. 33 for forekomsterne af efterårsrastende svømmeænder, giver dette muligvis en forklaring på den meget store forskel, der er i tallene netop mellem disse to perioder. Ser man tilsvarende på antallene af vadefugle fra de samme perioder, er der også 'ekstreme' antal i visse år i 1940erne for nogle arter (Meltofte 1987). Dette gælder således maksimumtal på 100 000 Almindelige Ryler *Calidris alpina* og 10 000 Viber *Vanellus vanellus*, men også en række meget høje tal for Storspove *Numenius arquata*, Stor Kobbersneppe



Optælling af tætte flokke af svømmefugle er altid forbundet med en vis usikkerhed. Foto: Erik Thomsen.

Limosa limosa, Lille Kobbersneppe *L. lapponica* og Rødben *Tringa totanus* kunne vække mistanke om overestimerer i 1940'erne.

Selv om tallene fra 1940'erne således må tages med et vist forbehold, er det bemærkelsesværdigt, at der blandt tallene allerede fra reservatets første år – som Tåning altså mener er minimumstal – er angivelser på op til 30 000 ænder om foråret og 45 000 om efteråret. Og der er for os ingen tvivl om, at der var meget store forekomster også i 1940'erne. Spørgsmålet er blot; hvor store? (Se yderligere nedenfor vedr. de høje tal fra 1940'erne.)

Det forhold, at hyppigheden af tællinger på reservatet er reduceret betragteligt siden 2002 betyder, at maksimumtallene bliver noget mindre, men dette vurderes at have ringe betydning for helhedsbilledet, og i afsnittet med statistiske analyser på tværs af arterne er denne fejlkilde elimineret ved at bruge fugledage i stedet for maksimumtal.

Jagtens betydning for svømmefuglenes udnyttelse af Tipperreservatet

Det er veldokumenteret fra en lang række danske undersøgelser, at jagten på kystnære vandfugle påvirker fuglenes antal og fordeling (f.eks. Madsen 1988, Madsen 1998a, 1998b, Bregnballe et al. 2004). Det betyder, at især jagtbare arter underudnytter ellers egnede fourageringsområder, når der udøves jagt. Gentagne forstyrrelser forårsaget af jagt bevir-

ker også, at fuglene gør kortere ophold og dermed trækker hurtigere gennem et ubeskyttet vådområde sammenlignet med et jagtfredet område.

Forekomsterne af svømmefugle på Tipperne domineres for de fleste arters vedkommende af mængderne af rastende fugle om efteråret. For mange af disse arter er forekomsterne ikke alene et resultat af fourageringsmulighederne i reservatet, men påvirkes også stærkt af jagten andre steder, som presser fuglene sammen på tilstrækkeligt store jagtfrie områder såsom Tipperreservatet. Således har der gennem årene ofte kunnet konstateres markant øgede antal fugle på reservatet i forbindelse med jagtstarten (se artsgennemgangen), og optællinger af ænder i de vestjyske fjorde omkring 1970 og 1980 viste, at hhv. 80% (minus Gråand) og 90% af fuglene om dagen lå koncentreret på den femtedel af de lavvandede områder, der dengang var jagtfredede (Joensen 1974, J. Eskildsen i Meltofte 1982). Det gør det kompliceret at analysere forekomsterne, idet ikke alene miljøforholdene i Ringkøbing Fjord, men også jagten i Vestjylland – og i resten af landet for den sags skyld – har ændret sig markant i undersøgelsesperioden. Den væsentligste ændring er, at mens Tipperne var blandt de få betydningsfulde reservater, der eksisterede fra oprettelsen i 1928, så blev der oprettet et meget stort antal reservater i 1980'erne (heriblandt Havrvig og Stavning grunde i 1985) og især i 90'erne, hvilket fik antallet af mange svømmefugle i jagtsæsonen til at stige markant på



landsplan (Clausen et al. 2004). Fuglene fik således mange flere fredelige rasteplasser, end der var i de første årtier af undersøgelsesperioden. Af andre betydelige ændringer kan nævnes, at antallet af jægere er steget betragteligt helt frem til 1980'erne – dvs. fra 87 000 til 170 000 mellem 1941 og 1980 samtidig med, at udbyttet pr jæger (bortset fra Fasaner *Phasianus colchicus* og Gråænder) steg fra i gennemsnit 13 styk pr år i 1940'erne til 19 styk i 70'erne (Strandgaard & Asferg 1980, Noer et al. 2009). Denne stigning har også gjort sig gældende på naboarealet Værnengen, hvor jagten er meget intensiv (Meltofte 1994). Jagten i de vestjyske fjorde betyder derfor, at de meget store antal efterårsrastende svømmeænder på Tipperreservatet fra 1930'erne til 1960'erne ikke alene var udtryk for gode fourageringsforhold på Tipperne, men også et resultat af sammenstuvning af disse mange fugle på reservatet i jagtsæsonen.

En effekt af øget jagt i begyndelsen af 1900-tallet var f.eks., at de danske ynglebestande af især Knopsvaner og Gravænder var så reducerede ved reservatets oprettelse (Ferdinand 1980), at stærkt stigende forekomster på Tipperne de første årtier efter den generelle jagtfredning af disse arter omkring samme tidspunkt afspejler genetableringen af store ynglebestande i Danmark og en række af vores nabolande, hvorfra trækfugle kommer her til landet. Tilsvarende kan de stigende bestande af flere svømmefuglearter (Pibesvane, Sangsvane, Pibeand og Krikand), som er konstateret igennem sidste del af 1900-tallet i Nordvesteuropa, ses som et resultat af bedre regulering af jagten i mange lande inklusive et stigende antal reservater, på samme måde som vi har set det hos en lang række gåsebestande og Storspoven (Madsen et al. 1999, Meltofte et al. 2009b; se også Scott 1982 og Pirot & Fox 1990).

Pibeænder over Tippetande, oktober 1979.



Hertil kommer, at der formentlig var langt mindre jagt i de vestjyske fjorde under de to verdenskrige. Således fortæller den gamle strandjæger, Andreas Ibsen Jensen i et interview i Strandjægeren om, hvordan der var langt flere ænder i Ringkøbing Fjord under 1. og 2. Verdenskrig: "Når vi stod ved den nordlige del af fjorden og skuede ud over Klægbanken og helt ind til Stavning Pynt, kunne vi ikke se vandet for bare gråænder og brunnakker. – Det var virkelig fantastisk. Det var i 40'erne. Men som sagt var det også småt med patronerne. Vi kunne ikke skaffe dem vi kunne bruge." "Andreas og hans søn havde adskillige gange i de tider 40 patroner med ud og 30 ænder med hjem fra morgentræk. Endskønt de godt kunne have brugt 200!" (Lystrup 1984). Det er her meget bemærkelsesværdigt, at en fuldkommen tilsvarende beretning findes fra områder på sydkysten af England, hvor krigen også medførte langt større antal rastende og overvintrende vandfugle (både vade- og svømmefugle), som de få tilbageværende jægere nød godt af (Tubbs 1996). Yderligere viser jagtjournalen fra en engelsk 'punt gunner', at hvor han kunne nedlægge omkring 900 vandfugle pr sæson omkring forrige århundredeskifte (10-12 pr jagtdag i 1920'erne), så faldt udbyttet til omkring 100 i 1930'erne (3-4 pr jagtdag) – for så atter at stige til 4-500 (10-12 pr jagtdag) ved afslutningen på 2. Verdenskrig (Tubbs op.cit.).

I forlængelse af Andreas Ibsen Jensens oplysninger er det derfor tænkeligt, at de særlig høje tal på reservatet i 1940'erne var et resultat af, at mange flere svømmeænder rastede i de vestjyske fjorde, mens der var reduceret jagt under krigen (se dog ovenfor under pålideligheden af tallene). Det er i det hele taget et åbent spørgsmål, om de svømmeandebestande, som har eksisteret i undersøgelsesperioden, er på højde med, hvad de var i 1800-tallet. Täning (1936) beretter om et øget jagttryk i de tidligere forholdsvis fredelige vestjyske fjorde frem mod etableringen af Tipperreservatet i 1928 (se f.eks. under Pibesvanen), og fangsterne af svømmeænder i andekøjerne i Vadehavet aftog markant fra omkring 1930 (Deppe 1985). Her er beretningen fra Sydengland igen bemærkelsesværdig, fordi den konkluderer, at det ikke alene var lokale forstyrrelser fra jagten, der reducerede mængderne af især ænder og gæs i disse områder i løbet af første halvdel af 1900-tallet (bortset fra under krigen), men at de totale bestande formentlig også blev reducerede på grund af overudnyttelse (Tubbs 1996). Såfremt dette er korrekt, understøtter det, at der var særligt høje tal på Tipperne i 1940'erne, ikke alene for ænderne, men måske også for vadefuglene.

Fødegrundlagets betydning for svømmefuglenes udnyttelse af Tipperreservatet

En anden faktor, der kan have bidraget til de store forekomster af planteædende svømmefugle på Tipperne i 1940'erne, er ålegræssygen, som dræbte ålegræsarten *Zostera marina* i mange andre dele af landet i begyndelsen af 1930'erne. Ifølge Rasmussen (1977) blev de første udbrud af sygdommen bemærket i august 1932, men allerede i sommeren 1933 var ålegræsset ramt af sygdommen i hele Limfjorden, langs det meste af Jyllands østkyst, på Nordfyn og i Sejerøbugten, og de fleste steder forsvandt det helt i 1934-35. I 1941 var der således kun ålegræs tilbage i Bælthavet og Østersøen syd for en linje fra Åbenrå til København samt i de inderste mest brakke dele af enkelte fjorde, f.eks. Isefjorden (Rasmussen op.cit.). Det betød, at ålegræsset stort set var blevet elimineret overalt i de dele af Danmark, hvor vandet havde en høj/middel salinitet, og kun blev tilbage i de mere brakke egne – formentlig fordi *Labyrinthula*, den organisme man i dag regner med forårsagede sygdommen, kræver en vis salinitet. Rasmussen (op.cit.) estimerede, at det tilbageværende areal var 540 km² eller blot 1/13 af det, det havde været forud for ålegræssygen. Fra midten af 1940'erne begyndte ålegræsset at komme tilbage, men det var først i løbet af 1950'erne, at ålegræsset returnerede de fleste steder.

Ålegræssygen betød således, at græssende og frøædende vandfugle og alle andre arter, der var indirekte afhængige af vandplanterne ved at fouragere på smådyr i tilknytning til ålegræsset, mistede fourageringsmulighederne på de lavvandede områder i de nordlige to tredjedele af Jylland samt Nordfyn og Nordsjælland.

Det var ikke kun i Danmark, at *Zostera marina* forsvandt. Det gjaldt også hele Vadehavet, de engelske og vestfranske estuarier (Rasmussen 1977, Phillippart 1994), og i Holland lukkede man endvidere Zuiderzee med et stort havdige i 1932, hvorved det nuværende mere brakke IJsselmeer opstod og ålegræsset totalt forsvandt fra området (Brouwer & Tinbergen 1939) – så fuglene i anden halvdel af 1930'erne og i 1940'erne måtte flokkes, hvor bundvegetationen stadig fandtes, og helst hvor der var fred og ro, såsom på Tipperreservatet. Disse forhold i forening kan være en del af forklaringen på, at der var mange ænder i Ringkøbing Fjord og Tipperreservatet i 1940'erne.

På denne baggrund er det interessant at se på Tippeternes forekomster af en art, hvis antal antagelig i høj grad afspejler fourageringsmulighederne på reservatets vandplanter mere end så meget

andet, nemlig Blishønen. Her var der regelmæssige efterårsforekomster på op til 2000-5000 fugle frem til overgødskningen af fjorden og dermed opblomstringen af store mængder let tilgængelige vandplanter kulminerende i 1970'erne, hvor der de fleste år kunne tælles op til mellem 8000 og 12000 Blishøns. Men med sammenbruddet i fjordens bundvegetation omkring 1980 blev der sat en brat stopper for disse store forekomster, indtil der skete mindre genopblomstringer midt i 1980'erne og først i 1990'erne. Dette blev så fulgt af en næsten total udslettelse af vandplanterne og dermed Blishønsenes forekomst efter saltvandsindtaget fra 1995 og frem (Fig. 58).

Hvis vi holder de øvrige arter op mod dette mønster og tager de specielle forhold for de pågældende arter i betragtning, ses der en mere eller mindre overensstemmelse med dette mønster for Knopsvanen samt for en række af de arter, som lever af små fisk og andre mindre dyr i vegetationen såsom Toppet Lappedykker, Toppet Skallesluger og de små dykænder. For de fiskepisende arter gælder, at det er forekomsterne om foråret og under fældningstrækket, der er forsvundet efter 1980, mens efterårsforekomsterne er steget siden 2000, hvor vandet er blevet mere klart, og hvor hesterejer er blevet særdeles talrige i fjorden. Stor Skallesluger gik derimod ned i antal efter 1980'erne formentlig pga. milde vintre, som har gjort det muligt for dem at overvintre længere mod nord og øst.

For den vigtigste fuglegruppe på reservatet, nemlig svømmeænderne, er forholdene mere komplicerede. Her skete der ikke det samme 'sammenbrud' i efterårsforekomsterne i forbindelse med vandplanternes forsvinden omkring 1980, formentlig fordi reservatet fortsatte med at fungere som sikker dagrasteplads for fugle, der fouragerede om natten i områderne omkring fjorden. Hertil kommer, at ynglebestandene af disse trægæster ikke blev ramt så hårdt af isvinteren 1978-79 som de lokale bestande af Knopsvaner og Blishøns. Først da svømmeænderne fik langt flere sikre dagrastepladser i det gradvist udvidede danske reservatnetværk – i mange tilfælde med rigelig bundvegetation – 'sivede' fuglene i løbet af 1980'erne og 90'erne bort fra Tipperne. For Krikænderne var der endda flere i 1980'erne end i 70'erne, hvilket kan hænge sammen med, at Krikænderne havde nogle gode yngleår i 1980'erne, men måske også var begunstigede af større forekomster af zooplankton dengang. Det kan heller ikke udelukkes, at der blot var flere fugle, der i disse år udnyttede reservatet som en fredelig dagrasteplads, idet denne art i kraft af fouragering

på de næringsrige plantefrø samt smådyr er mindre afhængig af dagfouragering end f.eks. Pibeanden, der primært lever af grønne plantedele, og således skal fouragere det meste af døgnet (Campredon 1982, Madsen 1988).

Ser vi i stedet for på forekomsterne af svømmeænder uden for jagtsæsonen, dvs. om foråret og i fældningstiden, så er forholdene igen anderledes. Forårsforekomsterne af Gravand, Krikand, Spidsand og Skeand har været markant højere siden omkring 1980, dvs. siden vandplanterne forsvandt. Først de allerseneste år er der måske tegn på lidt lavere antal. Den mest nærliggende forklaring er, at disse arter fortrinsvis lever af bunddyr såsom dyndsnegle, slikkreb og børsteorme om foråret, og at disse har været talrigere og lettere tilgængelige på den vegetationsløse grund. Kun Gråanden viser markant nedgang siden saltvandsindtaget i 1996, hvilket måske kan tolkes som et resultat af, at denne art i højere grad fouragerer på de smådyr, der sidder i vegetationen. Pibeænderne er ikke gået tilsvarende tilbage, hvilket bl.a. kan være et resultat af, at de i højere grad end i 1970'erne har fourageret inde på de vanddækkede dele af engene om foråret (Tabel 9). Dette understøttes af, at Knortegæssene også skiftede til i langt højere grad at fouragere inde på engene om foråret siden plantedøden i 1979-80 (Tabel 10; se også Madsen 1985 og nedenfor under fuglenes arealudnyttelse).

Svømmefuglenes ankomst er som forventeligt forsinket efter vintre med langvarigt isdække. En anden effekt af isvintre har ofte været, at vegetationen og bunddyrene er blevet stærkt reducerede. Efter isvinteren 1984-85 blev det således noteret, at i tusindvis af Pibe- og Spidsænder fouragerede på våde marker og enge rundt om fjorden, fordi vandplanterne var væk efter isvinteren.

Modsat de planteædende svømmefugles nedture efter planternes forsvinden i 1979-80 er der en lang række vadefuglearter med forkærlighed for at fouragere på mudrede vader, såsom klirer *Tringa* spp. og bekkasiner *Gallinago* spp., som er gået meget markant frem siden tilmudringen og næringsstofbelastningen af fjorden tog fart med udretningen af Skjern Å og afvandingen af deltaet (Melftofte 1987). Dette kan givetvis relateres til de væsentlig større tætheder af bunddyr, der som nævnt nu er på muddervaderne, end der var på de mere sandede vadeflader i de første årtier, en øgning som også visse andearter som f.eks. Gravanden har reageret positivt på.

Forekomsterne af svømmeandrikker og ikke-ynglende hunner på fældningstræk i juni-juli har

også ændret sig ganske markant i undersøgelsesperioden. Efter en periode med relativt store forekomster frem til midt i 1940erne, var antallene lave frem til begyndelsen af 1960erne, hvilket vi ikke har nogen forklaring på. Herefter skete der en kraftig stigning i forbindelse med opblomstringen af vandplanter og de øgede mængder smådyr, som afvandingen af Skjern Å-deltaet og landbrugets næringsstoffab som nævnt medførte fra 1960erne. Fuglene forsvandt dog ikke med planternes uddøen 1979-80, men først gradvist i løbet af 1980erne og 90erne, dvs. en udvikling de seneste 2-3 årtier, som meget minder om efterårsforekomsterne med stærkt faldende antal ænder siden 1980erne og specielt små tal for de fleste arters vedkommende siden saltvandsindtaget og dermed den næste plantedød 1995-96.

Tilsvarende markante ændringer i svømmefugleforekomsterne er konstateret i Hjarbæk Fjord i forbindelse med ændringer fra salt til ferskt og tilbage til brakt vandmiljø (se Jepsen 1978 og Ettrup 1994).

Mangelen på dækning i vintermånederne forhindrer desværre, at vi kan påvise, i hvilken udstrækning de mange milde vintre siden 1990erne har påvirket vinterforekomsterne af en række arter, som tidligere kun forekom sjældent eller fåtalligt om vinteren.

Udvidelsen af det jagtfrie område omkring Tipperne med Havrvig Grund i 1985 kan både have påvirket svømmefuglenes forekomst på Tipperreservatet positivt og negativt, idet mange fugle kunne fouragere her i perioder med vegetation, og således trække fugle bort fra Tipperne, mens de omvendt kunne udnytte de vindbeskyttede dele af Tipperreservatet til dagrast.

Ændringer i svømmefuglenes arealudnyttelse siden 1930erne

Igennem den næsten 80 år lange undersøgelsesperiode har svømmefuglenes fordeling på reservatet undergået nogle betydelige ændringer, som i stor udstrækning kan forklares ud fra de påviste ændringer i plantevæksten. Desværre mangler vi viden om fuglenes fordeling på reservatet fra 1940erne til 1960erne, men dagbøgerne og kortene fra 1930erne viser, at meget store mængder svømmænder ofte lå i et bredt bånd på grunden hele vejen rundt om reservatets landarealer på samme måde, som de gjorde fra 1970erne til 1990erne. Men meget få ænder rastede i Tippetande i 1930erne, hvor der heller ikke var vegetation dengang. Til gengæld kunne mange ligge i bredzonen hele vejen rundt om re-



I perioder med vand på engene kan Pibeænder og flere andre andearter fouragere i stort tal på land. Foto: John Larsen.

servatet. Dette – sammen med det mindre antal Blishøns – tyder på, at der naturligt nok var mindre mængder tilgængelige vandplanter dengang end under kulminationen i 1970erne, hvad også Knortegæssenes fouragering på land om foråret i 1930erne viser (Tabel 10). Reservatet synes således dels af have været et vigtigt fourageringsområde, dels dagrasteplass, selv om det meste aftentræk måske blot gik ind på reservatets enge.

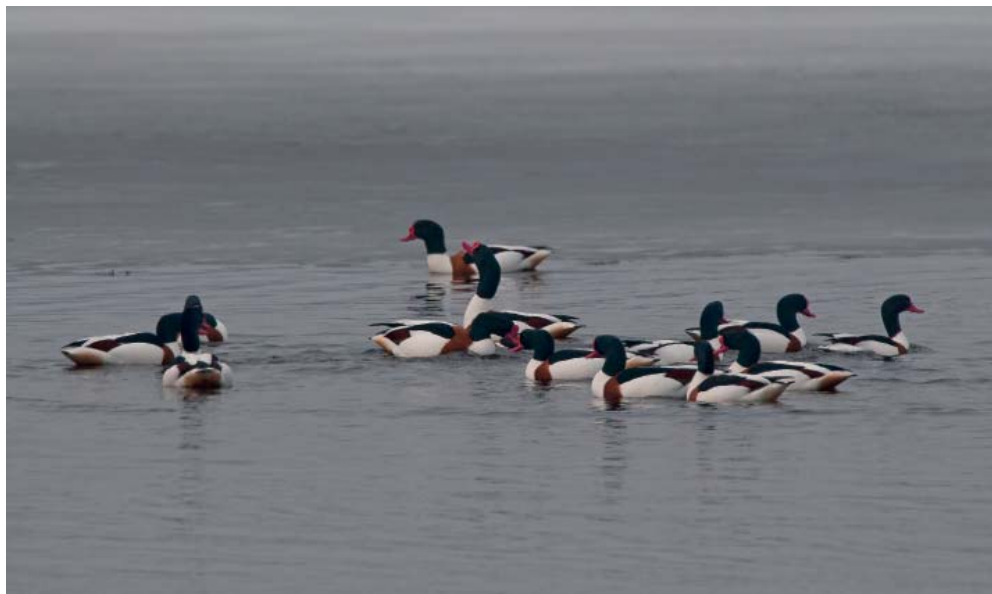
Før slusen i Hvide Sande blev bygget, dvs. i årene 1929-31, var der meget højere vandstande specielt i efterårs- og vintermånederne end siden hen (Meltøfte 1987 og Fig. 2). De omfattende oversvømmelser af engene, som dette medførte, er givetvis forklaringen på de meget store forekomster af svømmeænder i bredzonen og inde på engene, som fremgår af dagbøgerne fra de første år, men ikke af kortlægningerne senere i 1930erne (Tabel 8). Noget højere vandstande i vinterhalvåret fra oktober til februar blev opretholdt til og med 1937, hvorefter der har været en langt mere ensartet vandstand i fjorden det meste af året (Fig. 3).

Overgødskningen af fjorden fra 1960erne og frem betød, at de meget store antal af både ænder, svaner og Blishøns fouragerede i stort tal på grundene frem til vandplanternes sammenbrud 1979-80. Herefter rastede en langt større andel af Pibeænderne inaktivt i Tippet sande frem til vege-

tationens delvise genkomst fra midt i 1980erne, ligesom Pibeænderne og Knortegæssene i høj grad flyttede på land (Tabel 9 og 10). Fourageringen på Tippergrunden øgedes igen under vandplanternes delvise genetablering fra midt i 1980erne til midt i 90erne, hvorefter de fleste fugle som nævnt ovenfor forsvandt med, at vandplanterne atter døde ud i forbindelse med saltvandsindtaget fra 1995 og frem. De relativt små mængder svaner og Blishøns, der har været tilbage siden 1996, har i høj grad ligget vest for halvøen, dvs. i det område, der ved den seneste kortlægning af vegetationen i 2002 rummede mest biomasse (COWI 2003). Dette område er ret dybt og derfor svært tilgængeligt f.eks. for Pibeænderne, hvorfor de siden da i højere grad har ligget inde på engene også om efteråret.

Ændringer i svømmefuglenes tidsmæssige forekomst

Det er ikke alene antallet af svømmefugle og deres fordeling på Tipperreservatet, der har ændret sig gennem alle disse år. Her tænkes ikke på antalsmæssige forskydninger mellem de forskellige perioder – forårsforekomster, fældfugle og efterårsforekomster – men på tidspunkterne for fuglenes ankomst, kulmination og borttræk indenfor hver af disse perioder. Vurderingen heraf hæmmes dog af,



Siden 1950erne har fældningstrækket af Gravænder kulmineret nogle uger tidligere end i de første årtier. Foto: Erik Thomsen.

at forårs- og efterårstrækket med få undtagelser er højst ufuldstændigt dækket helt frem til 1972, at frekvensen af tællinger blev stærkt reduceret fra 1998, og at vintermånederne heller ikke er blevet dækket siden 1997-98, men det er som nævnt tydeligt fra materialet, at svømmefuglene naturligt nok ankommer markant senere efter isvintre.

En analyse af Tipper-fuglenes ankomst om foråret viser, at vadefuglene har fremskyndet deres forårstræk mest og nu ankommer en måned tidligere end ved observationernes start i 1929, samt at dette primært er korreleret med højere temperaturer i forårsmånederne (Petersen et al. in print; se også Meltofte 1987 og Thorup 1998). Da mange af svømmefuglene kan ses på Tipperne året rundt, var det her kun været muligt at analysere ankomsten af Spidsand, Atlingand og Skeand statistisk, og i modsætning til vadefuglene viste ingen af disse statistisk signifikante ændringer (Petersen et al. op.cit.). Disse analyser vedrører imidlertid kun de først ankomne fugle, mens hovedindtrækket af både Pibeænder, Spidsænder og Skeænder ser ud til at være foregået tidligere fra 1980'erne og frem. Der har således været statistisk signifikant flere Pibeænder, Spidsænder og Skeænder i det tidlige forår de senere årtier. Dette kan givetvis relateres til de mange milde vintre.

Det generelle billede af svømmeændernes borttræk om foråret er, at der ikke er sket nogen ændringer. I modsætning hertil har Pibe- og Sangsvanerne siden midten af 1980'erne trukket videre til forårsrastepladserne i Baltikum omkring halvanden måned tidligere end i 1930'erne, et fænomen som også kendes fra svalbardbestanden af Kortnæbbet Gås, som nu trækker flere uger tidligere til forårsrastepladserne i Norge (Tombre et al. 2008). Ankomsten om efteråret har derimod været meget den samme alle årene.

Forløbet af fældningstrækket synes ikke at have ændret sig væsentligt for de fleste arter. Kun Gravænderne har kulmineret nogle uger tidligere siden 1950'erne.

Forløbet af mange svømmefugles ankomst om efteråret har været stærkt påvirket af forskydninger i jagtstarten, således at der ofte er set endog meget markante indtræk af fugle til reservatet i forbindelse med starten på hhv. svømmeand- og dykandejagten. Men bortset herfra, er der ikke sket tydelige ændringer i starten svømmeændernes efterårstræk, måske med undtagelse af at Skeænderne muligvis påbegynder efterårstrækket lidt tidligere og er forblevet længere på reservatet om efteråret de senere årtier. Dette er i kontrast til angivelser af, at efterårstrækket af f.eks. Pibeænder ved Falsterbo og forde-

lingen af jagtudbyttet hos en række svømmeænder i Danmark har ligget omkring to uger senere siden først i 1990'erne, hvilket sættes i forbindelse med varmere somre og mildere efterår samt etableringen af de mange reservater i Danmark i 1990'erne (Bregnballe 2003, Noer et al. 2009). Problemet er her, at materialet fra Tipperne som nævnt har for ringe opløsning efter 1997-98 til at påvise sådanne ændringer.

Derimod forlod svømmeænderne og Blishønsene reservatet væsentligt tidligere i 1970'erne og frem end i 1930'erne, hvilket formentlig kan relateres til, at vandplanterne i 1970'erne og et par årtier frem døde tidligere bort som følge af overgroning med epifytiske alger, og meget af svømmefuglenes føde dermed forsvandt.

Anbefalinger for forvaltningen af Ringkøbing Fjord

Forvaltningen af miljø- og naturforholdene i et økosystem som Ringkøbing Fjord er en vanskelig balancegang. Der skal sikres gode vækst- og levevilkår for alt fra vandplanter og fiskebestande til rastende og ynglende kyst- og engfugle. Sådanne som denne og talrige andre undersøgelser har vist, er der imidlertid én nøglefaktor for hele systemets sundhed, nemlig næringsstofbelastningen. Her har forsøgene på at afbøde virkningerne af denne næringsstofbelastning siden 1987 dels været at 'fortynde' det forurenede fjordvand med saltvand og forhøjet sommervandstand, der forøger vandvolumen og dermed bufferkapaciteten i fjorden, dels siden 1995 at sikre indvandring af filtrerende sandmuslinger ved hjælp af en endnu højere salinitet især om sommeren.

Den nyeste slusepraksis har ganske vist ført til genindvandring af muslinger og øget sigtddybde, men den har samtidig haft utilsigtede effekter på både vandplanter og ynglende engfugle i form af reducerede fødemængder (insekter og andre smådyr på engene) og for høje sommervandstande på vadefugleungernes opvækstområder (Danmarks Miljøundersøgelser 2004, Miljøministeriet 2010a). Sidstnævnte problem har man forsøgt at modvirke ved at sænke vandstanden (se Fig. 4), men opretholde saliniteten. Herved fjernes den ene af forudsætningerne for slusepraksis siden 1987, nemlig den forøgede vandvolumen og fortyndingen af det næringsrige vand. De lavere vandstande de seneste år kan ganske vist være til fordel for ynglefuglene, men kan til gengæld have haft utilsigtede virkninger på især Krikændernes og måske også andre svømmeænders muligheder for at søge føde på en-

gene på Tipperne (jf. Boertmann & Riget 2006). Der er derfor ikke nogen vej uden om at reducere næringsstofftilførslen fra tilløbene til fjorden yderligere, hvis en sund fjord skal genoprettes, og der samtidig skal tages hensyn til flere af artsgrupperne i fjorden.

Næringsstofftilførslen fra 'punktkilder' (især byer, industri mv.) til vandmiljøet er blevet stærkt reduceret igennem mange år, så de resterende problemer knytter sig overvejende til landbruget samt til en vis grad til dambrug i fjordens opland (Miljøministeriet 2010a). Hermed lægger løsningen på Ringkøbing Fjords miljøproblemer sig i høj grad på linje med det generelle behov for reduktion af tabet af næringsstoffer fra landbruget, som der allerede har været udfoldet store og delvis succesfulde bestræbelser på at opnå gennem de seneste årtier, hvor den afstrømningskorrigerede tilledning af kvælstof til Ringkøbing Fjord fra 1981 til 2007 er reduceret med en fjerdedel (dog ikke statistisk signifikant; $F_{1,19} = 4,19$, $R^2 = 0,19$, $p = 0,054$) og fosfor med tæt ved 50 % ($F_{1,19} = 12,41$, $R^2 = 0,40$, $p = 0,002$) (data fra Miljøcenter Ringkøbing, J.W. Hansen in litt.).

Problemerne i Ringkøbing Fjord findes således tilsvarende i en række andre danske fjorde, hvor vandplanterne og dermed de planteædende vandfugle også er stærkt reducerede (Clausen et

al. 2009a). Oven i dette kommer, at udvaskningen af næringsstoffer fra landbruget risikerer at øges med den øgede vinternedbør under fremtidens klimaændringer (Olesen 2008). På denne baggrund har Stiig Markager, DMU, beregnet, at næringsstofbelastningen af fjordene skal nedbringes med yderligere omkring 30 000 ton kvælstof for at være på den sikre side. Regeringens øjeblikkelige mål er en reduktion på 9000 ton kvælstof og på længere sigt yderligere 10 000 ton (Danmarks Miljøundersøgelser 2011).

Hvordan en reduktion i tilledningen af næringsstoffer til Ringkøbing Fjord skal opnås, ligger uden for denne artikels emne. Det samme gør den nøjere balance mellem hensynet til de mange natur- og miljøinteresser i fjorden. Blot kan det siges, at miljøtilstanden fra før afvandingen af Skjern Å-deltaet synes at have været fordelagtig for både vandplanter, fisk og vandfugle – både de rastende og de ynglende. Ganske vist var der dengang formentlig mindre bundvegetation til rådighed for vandfuglene end de første årtier efter afvandingen, men den øgede plantevækst op gennem 1960'erne og 70'erne var et resultat af forureningen, som førte til et sammenbrud i 1979-80. En delvis genopretning fandt sted i årene 1984-95, men balancen var skrøbelig, og der



Pibesvaner og Pibeænder på Tippergrunden, 10. oktober 1975.

opnåedes ikke en varig sikring af plantevæksten på bare lidt større dybder i fjorden.

I de vand- og naturplaner med tilhørende basisanalyser for Ringkøbing Fjord, som er i offentlig høring i øjeblikket, påpeges det adskillige steder, at næringsstofbelastningen er det væsentligste problem for opnåelse af målsætningen for miljøforholdene i fjorden, og i vandplanens basisanalyse hedder det, at "fjorden er i risiko for ikke at opfylde miljømålet i 2015. Hovedårsagen er en for stor tilførsel af næringsstoffer (kvælstof og fosfor) fra land" (Miljøministeriet 2010b). Om målsætningen hedder det videre, at "Målet, som denne basisanalyse har forholdt sig til, er en gennemsnitlig sommersigtedybde og et udbredt plantedække til mindst 2 meters dybde." Basisanalysen konkluderer, at "For Ringkøbing Fjords vedkomne er opgaven med at sikre målopfyldelse især betinget af supplerende indsats, der reducerer tilførslen af næringsstoffer. Det drejer sig først og fremmest om den vandbårne tilførsel af næringsstoffer. Der er især behov for en indsats der reducerer næringsstoffilførslerne fra landbrugsdriften." I selve vandplanen for vandopland Ringkøbing Fjord står der direkte, at "Ingen af de marine vandområder forventes [...] at nå målupfyldelse i 2015, uden at der iværksættes supplerende tiltag" (Miljøministeriet 2010a).

Hvad saltholdigheden angår, så siges det i Natura 2000-planen, at "I nærværende N2000 plan prioriteres en så stabil saltholdighed i fjorden som muligt inden for intervallet 6-15 promille (12-15‰ maj-sept.). Dette vil her og nu tilgodese den langt overvejende del af de relevante naturtyper og arter på udpegningsgrundlaget" (Miljøministeriet 2010c). Dette er bemærkelsesværdigt, idet bl.a. nærværende analyse dokumenterer, at vandplanterne og dermed de internationale betydningsfulde forekomster af svømmefugle forsvandt i forbindelse med etableringen af den nuværende slusepraksis, og at både mængden af vandplanter og antallet af vandfugle har været voldsomt reducerede på Tipperreservatet i nu 15 år. Først i de allersene år (2009-10) har vandplanterne bredt sig til den sydlige del af fjorden, og der er så småt begyndt at være større antal vandfugle på Tippergrunden igen. Mens der i flere år har været op til mellem 6000 og 15 000 svømmeænder i reservatet på Stavning Grund, var 18 500 svømmeænder på Tipperne i oktober 2010 med internationalt betydningsfuldt antal af Spids- og Krikænder således en helt enestående observation fra reservatet for de sidste mange år (DMU upubl. data). Men der er ingen sikkerhed for, at provenienser af vandplanter med højere salttolerancer vil brede sig i et omfang, som mu-



Aks-tusindblad og børstebladet vandaks, Tippergrunden 3. juli 1978.

liggør vandfuglenes tilbagevenden i antal, der svarer til forholdene før 1979.

Noget tilsvarende synes at gælde for flere af de fuglearter, der yngler på Tipperhalvøens enge, om hvilke det i naturplanens basisanalyse fremføres, at "Ynglebestandene af 'sydlig' Almindelig Ryle og Brushane er som en følge af manglende afgræsning på engen på Tipperhalvøen, øget salinitet i fjordvandet og dermed på engen [...] som en følge af ændret slusepraksis, gået kraftigt tilbage på Tipperne og Værnengene" (Ringkjøbing Amt u.å.).

En modellering af forskellige scenarier for miljøforholdene i fjorden peger på, at en ideel forvaltning er svær at opnå, men at en gennemsnitlig salinitet på lige omkring 10‰ med minimale svingninger ville være det bedst realistisk opnåelige (Håkanson & Bryhn 2008, Bryhn et al. 2009). Yderligere cost-benefit-analyser viser, at for at opnå dette kan det betale sig at udbygge forbindelsen til Vesterhavet med pumper og/eller en yderligere sluse, og først efter længerevarende erfaringsopbygning og analyser lægge sig fast på mål for reduktion af næringsstofbelastningen (Bryhn et al. op.cit.). En så høj salinitet, der er på omkring det samme som i dag, tager imidlertid ikke hensyn til problemerne for flere af de her behandlede svømmefugle samt for ynglefuglene på engene.

Under naturplanens konkrete målsætninger hedder det specifikt, at "Tilstanden og det samlede areal af levestederne for følgende trækfugle stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for rastende/fouragerende bestande på mindst 4000 stk. knopsvane, mindst 1200 stk. pibesvane, mindst 900 stk. sangsvane, mindst 15.000 stk. kortnæbbet gås, mindst 4000 stk. mørkbuget knortegås, mindst 2000 stk. gravand, mindst 30.000 stk. pipeand, mindst

11.000 stk. krikand, mindst 18.000 stk. spidsand, mindst 1000 stk. skeand, mindst 3200 stk. hvinand, mindst 5000 stk. stor skallesluger, mindst 40.000 stk. blishøne, mindst 1000 stk. klyde og mindst 13.000 stk. alm. ryle" (Miljøministeriet 2010c). Om dette kan opnås med den nuværende slusepraksis, vil vise sig de kommende år, men vi anser det som nævnt for usikkert. Problemet er, at den høje salinitet om sommeren er nødvendig for at sandmuslingerne kan reproducere sig, og sandmuslingerne er nødvendige, fordi næringsstofbelastningen er for høj. Uden sandmuslinger ville vandet være så uklart af planktonalger, at vandplanterne ikke ville kunne trives. Herved er vi tilbage ved den for høje næringsstofbelastning.

Det skal understreges, at vi ikke anbefaler, at saliniteten nødvendigvis skal sænkes helt ned til niveauet fra 1970'erne, på trods af at denne periode var den fuglerigeste for rastefuglene. Højere antal af ynglefugle er f.eks. registreret i perioden med slusepraksis fra 1987-95 (Thorup 1998 og in litt.), hvor der også var perioder med større antal af rastefugle, især omkring 1994-95. Der er i de aller seneste år sket en forbedring af såvel fjordens sigtddybde, mængden af vandplanter og fisk samt antallene af planteædende fugle, hvilket kan tolkes som tegn på, at fjorden er på vej mod en gunstig udvikling og en ny ligevægtstilstand efter en betydelig forsinkelser. Sådanne skift fra ugunstige grumsede vegetationsfattige til gunstige klarvandede og vegetationsrige forhold i vådområder kan sagtens tage 10 år eller mere (Ibelings et al. 2007, Jeppesen et al. 2007), men de forbedrede forhold er ikke nødvendigvis varige, hvis man ikke fjerner næringsbelastningen, men blot behandler symptomerne med f.eks. biomani-pulation (Søndergaard et al. 2007). Der synes således at være behov for i større omfang end førhen at



tænke både vandkvalitets- og fuglehensyn ind i en helhedsløsning.

Hvad forstyrrelser angår, så var reservatets rolle som et sikkert fourageringsområde og en sikker dagrasteplass i jagtsæsonen stor frem til saltvandsindtaget fra 1995. Fra 1985 blev reservaterne på Tipperne og Klægbanken suppleret med væsentlig jagtfredede områder på hhv. Havvig Grund og Stavning Grund, men hvorvidt dette kan siges at tilfredsstille behovet for fredelige fouragerings- og rastemuligheder for fuglene, er et politisk spørgsmål. Her har især den forholdsvis intensive jagt på Værnengene på de sydlige to tredjedele af Tipperhalvøen været omdiskuteret (Meltofte 1994). Derimod har reservatet aldrig været et vigtigt fældeområde for andet end Knopsvaner, idet Tippergrunden generelt er for lavvandet til, at afslæde svømmefugle er sikre her. Større antal fældende ænder kendes således kun fra andre dele af fjorden, hvor der f.eks. er fundet op til 1000 fældende Gråandrikker omkring Klægbanken (Joensen 1974).

Om disse problemer hedder det i naturplanen: "Forstyrrelser i form af rekreative aktiviteter på Ringkøbing Fjord kan påvirke flere af vandfuglene på udpegningsgrundlaget. Rekreative aktiviteter kan i perioder bevirke forstyrrelser af rastende fugle, herunder især svaner, gæs og ænder. I sensommeren, mens flere arter ikke kan flyve på grund af fældning af svingfjerene, er forstyrrelse særlig kritisk." (Miljøministeriet 2010c). Vi er enige i denne fremstilling.

Det kendskab, vi har opnået til miljøforholdene i Ringkøbing Fjord, er i høj grad baseret på de nu mere end 80 års raste- og ynglefugleoptællinger og andre registreringer på Tipperreservatet sydligst i fjorden. Registreringerne af rastende og overvintrende fugle på Tipperne blev desværre stærkt nedprioriterede

præcis på det tidspunkt, hvor forvaltningen af fjorden blev radikalt ændret med saltvandsindtaget fra 1995. Det betyder, at den tidlige opløsning i data nu er så lav, at chancen for at ramme i nærheden af kulminationerne på fugleforekomsterne er stærkt reducerede, og at der ikke længere kan laves meningsfulde fænologiske analyser, ligesom registrering af vinterfugleforekomsterne er faldet så godt som helt ud. Tilsvarende ophørte monitoringen af invertebrater på Tippergrunden og på engene, hvilket vanskeliggør mulighederne for at udrede årsagerne til de fundne ændringer i fuglebestandene. De spredte vandfugletællinger er måske et mindre problem nu, hvor der er så få svømmefugle i fjorden, men når der nu igen ser ud til at være udsigt til øget trivsel af vandplanter og dermed genopretning af store mængder rastende og overvintrende fugle, anbefaler vi, at registreringerne opprioriteres, og at monitoringen af vandplanter og bunddyr genoptages, så det bliver muligt at følge effekterne af tiltagene i større detalje.

Den dokumentation, der nu er til rådighed om naturforholdene i Ringkøbing Fjord, Tipperreservatet og Skjern Å-området, bør være tilstrækkelig til, at der i forbindelse med udmøntningen af vand- og naturplanerne kan udarbejdes en handleplan for at opnå en hensigtsmæssig saltholdighed og vandstand i fjorden, nedbringe næringsstofbelastningen, vurdere behovet for yderligere regulering af menneskelige aktiviteter samt fastlægge et langsigtet monitoringsprogram. Det er en forudsætning for, at Ringkøbing Fjord kan genvinde sin position som et af landets rigeste naturområder og dermed leve op til målsætningerne som et af Danmarks internationalt mest betydningsfulde Natura 2000-områder.



Forvaltningen af Ringkøbing Fjord har som målsætning, at de tidligere internationalt betydningsfulde forekomster af en lang række arter atter kan trives i fjorden og på Tipperne. Foto: Jens Kristian Kjærgaard.

Tak

De her behandlede 80 års data er resultatet af en nærmest ufattelig indsats af et stort antal observatører, som igen og igen møjsommeligt har registreret de mange fugle. Starten på det hele skyldes først og fremmest Aage Vedel Tåning, som visionært satte det hele i gang og var ansvarlig for tællingerne de første årtier, hvorefter først Ragnar Spärck og siden Knud Paludan ledede arbejdet i regi af Naturfredningsrådet, indtil Poul Hald-Mortensen reorganiserede og systematiserede arbejdet i 1972 som assistent for rådet. Fredningsstyrelsen, senere Skov- og Naturstyrelsen stod for arbejdet fra 1975, indtil Danmarks Miljøundersøgelser overtog det i 1994 og har kørt det siden.

En særlig tak skal rettes til forfatterne af de mange årsrapporter, som har været særdeles nyttige under udarbejdelsen af nærværende publikation. Observatørerne Ole Amstrup og Mogens Bak takkes for det store arbejde med digitalisering af tællingerne 1973-95, og Ole Thorup for ynglefugletal siden hans store bearbejdning frem til 1992. Jörn Eskildsen, Tage Madsen, Gert Pedersen og René Mejlvang Pedersen takkes for supplerende oplysninger, Thomas

Kjær Christensen takkes for adgang til resultaterne fra DMU's vingeundersøgelser, og Simon Delany for at have stillet data til rådighed fra Wetlands Internationals indeksberegninger for nordvesteuropæiske vandfuglebestande. Jens Bech Jørgensen takkes for hjælp med vandstandsdata fra Kystdirektoratets målestationer i fjorden, og Jens Würgler Hansen for udtræk af data fra det tidligere Ringkjøbing Amts, nu Miljøcenter Ringkøbings overvågning af fjordens abiotiske og biologiske forhold.

Ole Amstrup, Jörn Eskildsen, Jens Gregersen, Poul Hald-Mortensen, Jan Steinbring Jensen, Palle Uhd Jepsen, Thomas Kiørboe, Jesper Madsen, Stiig Markager, Horst Meesenburg og Kaj Sand-Jensen takkes for kritisk gennemlæsning af manuskriptet og for mange forslag til forbedringer, ligesom Juana Jacobsen takkes for godt og tålmodigt samarbejde om alle kort og grafer. Jens Kristian Kjærgaard, John Larsen og Erik Thomsen takkes for et stort udvalg af fotos fra hele landet at vælge imellem.

Nærværende bearbejdning og publicering er finansieret af Skov- og Naturstyrelsen efter anbefaling fra Vildtforvaltningsrådet.

Summary

The occurrence of swans, ducks, Coot and Great Crested Grebe in the Tipperne Reserve 1929-2007 in relation to environmental conditions in the brackish lagoon, Ringkøbing Fjord, Denmark

The Tipperne Reserve constitutes the northern quarter of a low peninsula with surrounding waters in the 285 km² coastal lagoon of Ringkøbing Fjord in W Jutland (Figs 1 & 20). It covers 7 km² of brackish meadows and marshland surrounded by 18 km² primarily shallow water. The reserve was established as a hunting-free bird sanctuary in 1928, and from the very beginning numbers of breeding as well as staging birds were monitored each year by frequent counts (intervals of a few days) at least from April-May until August-September, and sometimes throughout the year. Data on the breeding birds 1928-1992 were presented by Thorup (1998), while staging geese 1929-1983 and waders 1928-1982 were dealt with by Madsen (1985) and Meltofte (1987), respectively. In the present paper we treat the available data from 1929-2007 on 19 species of swans, ducks, Coot *Fulica atra* and Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*.

The water level and salinity of the lagoon have been regulated by a sluice to the North Sea since 1931, but the regulation has varied considerably through the years, and so has the outlet of sediments and nutrients from the main river, Skjern Å flowing into the lagoon. The effects of these changes on staging waterfowl are the main theme of this paper, with the aim to facilitate a better management of both this and other, similar areas in Denmark and abroad.

Physio-chemical conditions in the lagoon

Ringkøbing Fjord is a Special Protection Area for birds under the EU Birds Directive designated for no less than 30 bird species – more than for any other Danish area – due to a unique richness and diversity of habitats and birdlife in the area. The majority of these 30 species are waterbirds who, particularly until a few decades ago, prospered from rich food resources in the form of submerged vegetation, invertebrates and fish. Rich food resources and the resulting large numbers of waterbirds need stability to thrive, but stability is exactly what has been missing in Ringkøbing Fjord during the last 100 years.

Originally, the lagoon was an open inlet with the same salinity as the North Sea, but during the 18th and the 19th centuries, expanding sandbars from the south and north closed off the inlet from the sea, thus forming a brackish lagoon with an outlet SW of Tipperne. After a number of different man-made outlets had existed from 1845 onwards, the present channel and sluice at Hvide Sande was established in 1931. But even since then, the administration of the sluice has varied so much – for political reasons – that living conditions

in the lagoon has changed considerably both concerning annual patterns of water level and salinity.

Another important change to the environment of the lagoon was the drainage in the mid 1960s of the large delta of Skjern Å. Together with increased use of agricultural fertilizers in the catchment area, this resulted in heavily increased sedimentation and eutrophication of the lagoon (see below). A large part of the delta was re-established as wetlands during 1999-2002, but the effect on the inflow of nutrients has been limited.

Large parts of the lagoon is shallow (Fig. 1). The area with less than 0.5 m depth – and hence appropriate for non diving waterbirds – makes up 72 km² or 25 % of the lagoon. Furthermore, 63 km² or 22 % has depths between 0.5 m and 1.5 m and is thus available for swans *Cygnus* spp. as well as Eurasian Wigeon *Anas penelope* and Common Coot feeding on plants spilled by the swans. The remaining 150 km² or 53 % of the lagoon has depths between 1.5 m and 5.1 m and is only available for diving waterbirds.

The inflow of salt water from the North Sea is a very important factor for the ecological conditions in the lagoon. Before the sluice in Hvide Sande was built in 1931, the opening to the North Sea was quite close to Tipperne, resulting in a more rapid exchange of water around the reserve than later on. After the establishment of the sluice the management of the water exchange in both directions through the sluice has been changed at least five times (Table 1).

Before 1931, the water level was generally high during autumn and winter and low during May-June (see Figs 3 & 4 in Meltofte 1986). This pattern was partly maintained during the first years after the establishment of the sluice, but from 1937 onwards a much more stable and low water level was maintained year round (Fig. 2). For periods up until the late 1960s, the summer water level was often kept so low that the shallow flats became exposed.

From 1967, the intention was that the salinity of the lagoon should vary between 5‰ and 10‰, a management practise that led to significantly less salt and more stagnant water conditions in the lagoon, which together with the sedimentation and eutrophication from the 1960s onwards severely reduced the water quality. To compensate for this, the desired salinity was raised to 8-15‰ in 1987 and further to a summer salinity of 12-15‰ and a winter salinity of at least 8‰ from late 1995 onwards. At the same time, the desired water level was raised to between 10 cm and 35 cm above Danish Ordnance Datum. In practice, this management has not only increased the salinity, but also the variability of the water level.

The Secchi depth in the lagoon has never been high. Up until 1972 it was about 2 m in summer, but in the summers of 1980-1982 it was reduced to between 30 and 80 cm due to mass growth of phytoplankton resulting from the eutrophication – in the summers of 1986 and 1987 the mean chlorophyll-*a* concentration in the lagoon was 48 µg/l, as compared to between 4 µg/l and 19 µg/l in other Danish fjords.

The low Secchi depth in the lagoon persisted until 1995, when the salinity was raised and soft-shell clams *Mya arenaria* settled in the lagoon. Already in the summer of 1996 had the filtering by the bivalves improved the Secchi depth to 1 m, and since then it has remained between 1.3 m and 2.7 m (Fig. 7).

Submerged vegetation

Before the sluice in Hvide Sande was established in 1931, the submerged vegetation around Tipperne was dominated by salt-tolerant species of tasselweeds *Ruppia* spp. Species thriving in brackish water, like fennel pondweed *Potamogeton pectinatus* and several species of Charophytes, were only found on the eastern-most part of the shallow flats around Tipperne and in the eastern and northern parts of the lagoon. In 1956, i.e. 25 years after the displacement of the outlet to the North Sea from SW of Tipperne to Hvide Sande, the salt-tolerant species had also moved north, while the dominating species around Tipperne now were fennel pondweed and spiral tasselweed *Ruppia cirrhosa* together with other brackish water species. In both periods, extensive vegetation cover was found down to a depth of about 2 m.

In 1972, the more fresh conditions had resulted in brackish water-crowfoot *Batrachium baudotii* being almost as abundant as spiral tasselweed, and the first indications of eutrophication were evident, including a decline in the Charophyte community. The amount of submerged vegetation peaked in 1978, when the dry biomass on the reserve was 762 metric ton. During this and the following year most of the plants became overgrown with epiphytic algae, and two years later most plants had disappeared, leaving a bottom covered with mats of green algae, especially *Enteromorpha* spp. and *Cladophora* spp., together with filamentous brown algae such as *Pilayella littoralis* and *Ectocarpus siliculosus*. In 1984 the dry biomass of the submerged vegetation was only 161 t. At that time, however, a recovery had begun, so that the dry biomass was 474 t in 1985 and 581 t in 1986; but plants only grew at depths of 1 m or less.

This situation – with varying amounts of submerged vegetation at relatively low depths – continued until 1995, when more salt water was led into the lagoon and the vegetation almost disappeared; a situation that the vegetation only to some degree has recovered from during the rest of the study period (Figs 11 & 12). Hence, not until 2009-2010 – i.e. after the present study

period – appreciable amounts of submerged vegetation have started to appear on the reserve.

Benthos and fish

Due to the brackish water, the benthic fauna is relatively poor. Furthermore, as a result of the variation in the inflow of salt water to the lagoon and the increasing eutrophication during most of the study period, the relative abundance among species has varied considerably. However, it is more difficult to quantify the development in the benthos than in the plant resources, both because fewer quantitative data are available and because different sampling methods have been applied over the years.

Throughout the study period, the benthic fauna of the shallow flats has been dominated by rag worm *Hediste diversicolor*, mud shrimp *Corophium volutator* and varying species of mud snails *Potamopyrgus antipodarum*/*Hydrobia* spp. Furthermore, hypoxia-tolerant sludge worms *Tubifex costatus*/*Tubificoides benedii* have been common since the 1980s.

Rag worms, mud shrimps and mud snails certainly have increased in density and biomass on the mudflats around Tipperne from the 1930s to the 1990s, in parallel with the increased sedimentation and eutrophication. The biomass of mud shrimps increased tenfold from the 1930s to the 1970s, mud snails tripled from the 1930s to the early 1990s, and rag worms increased fourfold up to the late 1990s. However, all three species subsequently declined, and the total biomass of invertebrates on the mudflats peaked in the mid 1990s (Fig. 14).

In the vegetation and in the shallow water, opossum shrimps *Neomysis integer* (syn. *Mysis vulgaris*) and the amphipod *Gammarus zaddachi* dominate together with mud snails. The opossum shrimps seem to have decreased since the higher salinity was established in 1995, whereas brown shrimps *Crangon crangon* have increased.

Below the vegetated zone, the benthic fauna is dominated by two rag worms, *Hediste diversicolor* and *Marenzelleria viridis*, the latter being an invasive species found in the lagoon at least since 1990. However, since more salt water was led into the lagoon from 1995 onwards, soft-shell clams have again been dominating with up to 85-95% of the biomass after having been almost absent for decades. Rag worms and crustaceans have just about doubled in biomass on deep water during the same period.

As with the benthos, varying sampling methods make it difficult to quantify the development in the fish fauna of the lagoon. However, based on available data together with specialist evaluations it looks as if the commercially important fish populations were stable from the 1930s up to 1970, declined in the 1980s with the eutrophication collapse, and decreased further with the increased salt water intake from 1995

onwards – perhaps with a slight increase in the most recent years (Fig. 17).

Conservation status of the area

The Tipperne Reserve and Ringkøbing Fjord are among the best protected areas in Denmark. The breeding birds were protected already in 1898, and the reserve we know today was established in 1928, with a ban on hunting and regulation of public access.

The southern three quarters of the Tipperne Peninsula is the privately owned area Værnengene, which in 1977 was protected from habitat change and received extended protection in 2004. However, intensive waterbird hunting takes place in this border area to the Tipperne Reserve.

The southern two thirds of the lagoon, including the reserve, Værnengene and other adjacent habitats, were declared a Ramsar site in 1980, an EEC Special Protection Area for birds in 1983 and an EU Special Area for Conservation in 1998 (Fig. 18). According to recent national nature conservation legislation, meadows and marshes (together with a number of other habitat types) beyond a certain minimum size enjoy general protection, and many such areas are found around the lagoon and in the reserve. Furthermore, all of Ringkøbing Fjord, including the reserve and all islands, was protected as a nature reserve in 1985, when also the area protected from hunting and different kinds of boating was expanded considerably (Fig. 19). Also, in 1987, hunting from motor boats was banned in the entire lagoon.

Bird data and analyses

Waterbirds have been monitored on the reserve regularly since 1929. From 1929 to 1939 the coverage was generally from 1 April until late November, with the exception of 1936-1939, when coverage was year round (see Fig. 10 in Meltofte 1987). Coverage from the 1940s to 1971 were usually from April through August, thus missing much of the migratory peak periods for many of the waterbirds we deal with. In 1972 the monitoring was reorganised and year-round coverage was initiated and in operation until 1997. During 1998-2007 bird counts were again only conducted from early March until late November.

From the very beginning, all the birds in the reserve should be counted at intervals of a few days. During the first decades, this was done using binoculars during walks in the area and from a 10 m high pole with steps at the field station positioned northernmost on the peninsula (see picture on page 2). Most ducks were only identified as “dabbling ducks” or “diving ducks”. However, in 1955 an observation tower (eye height 14 m) equipped with a big telescope (magnification 35, 58 & 116 × 130 mm) was built at the field station (see photo on page 31), and from then on an increasing

proportion of the ducks was identified to species. Such an identification became a standard procedure in 1972, and from 1978 the work was further systematised, with one thorough count of the entire reserve within each running 5-day period. However, since 2002 counts have only been performed three times per month in spring and two times per month in autumn.

Since 1974 all bird flocks have been plotted on maps with demarcation of sectors of the reserve (Fig. 20). Similarly, during 1932-1938 maps were produced showing the position of flocks of swans, Brent Geese *Branta bernicla*, grey geese *Anser* spp., dabbling ducks *Anas* spp. and Coots.

In our graphs presenting the development in bird numbers, we have used maximum figures. In the statistical analyses of the relationship between waterbirds and environmental conditions since 1974, we have used bird-days based on complete counts of the reserve.

Great Crested Grebe *Podiceps cristatus*

In the order of 100 pairs of Great Crested Grebes breed in the lagoon, of which a maximum of 5 pairs have nested in the Tipperne Reserve – predominantly during 1971-1995. The species' occurrence falls into three periods: the spring/breeding period, the moulting period and the autumn migration (Fig. 21). In spring, numbers of presumed local breeders peak in April. In June, numbers increase when families appear with their young and the moulting migration begins. Family groups and pre-moulting and possibly moulting birds peak in July-August. However, by the beginning of the 1980s this summer peak largely disappeared (Figs 21 & 22). Autumn migrants arrive from September and peak in October-November. This segment has increased considerably during the last ten years.

Most likely, numbers of Great Crested Grebes increased in the reserve, particularly after the eutrophication of the lagoon from the 1960s onwards. High numbers prevailed until around 1980, when the eutrophication killed most of the submerged vegetation and the water transparency dropped considerably. The recent increase in autumn-staging grebes took place after a considerable increase in the abundance of brown shrimp *Crangon crangon* from 1995 onwards, when also the water transparency improved following intake of saline water from the North Sea.

Mute Swan *Cygnus olor*

After decades of persecution that almost extirpated the Mute Swan in Denmark, the species was protected shortly before counts started on the Tipperne Reserve in 1929. Following this, numbers on the reserve increased steadily to maximum figures of 600-800 in the 1960s (Fig. 23) and, with the subsequent increase of nutrients in the lagoon, to more than 2500 Mute Swans in

the reserve and 7550 in the entire lagoon in 1978; in the same year 940 pairs bred in the lagoon, primarily in a number of colonies. Hence, Ringkøbing Fjord was the most important moulting and breeding area in Denmark, and the lagoon was of international importance to the continental European population.

Following the severe winter of 1978-1979 and the collapse of the submerged vegetation 1979-1980, numbers dropped to a few hundred, whereupon a smaller recovery of the vegetation – and the number of swans – took place from the mid 1980s to the mid 1990s (Figs 23, 59 & 60). After increased intake of salt water from 1995 onwards, numbers again fell below 500 in most years.

The few Mute Swans in the 1930s moulted elsewhere, while in the second half of the 20th century numbers of moulting swans and families built up during June-July, followed by a pronounced increase most years in connection with the opening of the shooting season for ducks, geese and waders in the lagoon (16 August up to 1982 and 1 September since then) (Fig. 24).

Numbers of juvenile Mute Swans and their ratio of the total swan numbers have varied in accordance with the breeding conditions in the lagoon and the number of immature swans moulting there (Fig. 25).

Most Mute Swans feed on the shallow flats north and west of the peninsula (Table 5), but since the last collapse of the submerged vegetation in 1995-1996, the few remaining swans have been concentrated in the westernmost parts, where some vegetation has survived (see also Common Coot).

Tundra Swan *Cygnus columbianus*

The two species of yellow-billed swans were not separated in the counts before 1972, but there are several notes in the diaries indicating that from the beginning the Tundra Swan was the most numerous species. With up to 10000 yellow-billed swans recorded in the lagoon in the 1950s and several thousand regularly on the reserve at least up till the 1950s, it seems that the majority of the entire NW European wintering population could stay in the lagoon. This extreme international importance has now been lost in that maximum numbers dropped to around 1000 in the 1970s, 1980s and early 1990s, and further to some hundreds since the dye-off of the submerged vegetation in 1995-1996 (Fig. 26).

During autumn, up to 2000-4000 yellow-billed swans were recorded regularly in the 1930s, 1940s and 1950s, whereupon lack of counts in the winter half year prevented high records (Fig. 26). Since year-round coverage was re-initiated in 1972, autumn numbers of Tundra Swans were again high – although with a decreasing trend – until a collapse in 1995-1996 (Figs 26, 59 & 60).

In spring, up to 4000-5000 yellow-billed swans were recorded in the 1930s, followed by generally lower

numbers due to lack of counts of the early spring. Even after re-initiation of year-round coverage, numbers of Tundra Swans have rarely exceeded 1000 in spring. More birds occurred in the 1970s and during 1986-1995, when submerged vegetation was available, compared with 1980-1985 with very little for the swans to feed on (Figs 26, 27, 59 & 60).

Another significant change is that the departure of yellow-billed swans in the 1930s took place in April – often with several hundreds present even in the second half of the month – whereas the vast majority departed during March or February in recent decades (Fig. 27).

Tundra Swans mainly feed on the shallow flats north and east of the peninsula (Table 6).

Whooper Swan *Cygnus cygnus*

With up to 41 700 recorded recently, the shallow Danish coastal waters constitute the most important wintering area for the NW European population of Whooper Swans. With up to 800 recorded on the Tipperne Reserve in the most recent years (2008 and 2009), the lagoon may (again) be of international importance. Otherwise, numbers have been modest during the period where the two yellow-billed swans were counted separately (1972 onwards; Fig. 30). Numbers were relatively high in the 1970s, when the amount of submerged vegetation peaked, but very low between the collapse of the vegetation in 1979-1980 and the mid 1990s (Figs 29 & 30). The higher numbers in the 1990s and again in the latest years is perhaps related to the general increase of the flyway population and to the reappearance of submerged vegetation during the last few years.

Like the Tundra Swans, most Whooper Swans now depart before 1 March in mild winters, as compared to March-April some decades ago (Fig. 29). Most of the birds feed on the outer, deeper parts of the shallow flats around the peninsula (Table 6).

Common Shelduck *Tadorna tadorna*

After having been heavily reduced by shooting up until the 1920s, the Danish breeding population of Shelducks increased to about 3000-4000 pairs in the 1980s. Since then a marked decrease has taken place, for reasons that remain unknown. In parallel with this development, the breeding population on Tipperne reached 20-30 pairs in the late 1980s, followed by a decrease.

On Tipperne, spring migration peaks in March. Non-breeders and failed breeders on moult migration begin to arrive in the second half of May (Fig. 31). Until the 1950s, the moult migration peaked in July; in later years, it has peaked already in June or the first days of July. During their stay on the reserve, many birds initiate body moult, whereas wing feathers are moulted in the Wadden Sea south of Tipperne. The autumn migration of juveniles and attending adults begins in August, and from September onwards post-moult dispersing

birds from the Wadden Sea turn up. Hundreds may remain in the reserve during mild winters.

Numbers of Shelduck on the reserve during the three phases of the migration has varied considerably (Fig. 32). Initially, numbers increased as a consequence of the population growth after the protection of the species, but numbers in spring and autumn in the 1940s, 1950s and 1960s should be regarded with caution, due to the poor coverage. In contrast, we have good data from the moult migration, showing numbers up to 2000–6000 during the 1950s and 1960s and again around the early 1980s.

The reasons behind these massive fluctuations remain unclear, but it is likely that the overall increase in numbers up to the 1970s, when the reserve was of international importance, reflects both the national population trends and the increased densities of invertebrates on the mudflats. Since then, the international importance of the reserve for moulting birds has dwindled, maybe as a result of the higher water levels in the lagoon during summer and the decreasing densities of mud-flat invertebrates.

In contrast, spring and autumn numbers continued to increase during the 1990s, possibly with some decrease in autumn numbers since around 2000. Again, this may be related to changes in water levels and densities of invertebrates on the mudflats together with the general decrease in the Danish Shelduck population in recent decades.

Most Shelducks feed on the shallowest flats around Opgrøden in the easternmost part of the reserve (Table 7).

Dabbling ducks *Anas* spp.

Since few ducks were identified to species before 1954, we here give a general presentation of the occurrence of dabbling ducks in the reserve. Seen in the perspective of all 80 years, and considering the relatively poor coverage in 1940–1972, the numbers of staging dabbling ducks in autumn have decreased, from maximum figures of 25 000–50 000 until around 1960 to between 15 000 and 40 000 in the 1980s and a few thousand after 2000 (Fig. 33; see the discussion for reliability of the very high numbers in the first decades). The reasons for this decline are discussed under Eurasian Wigeon, which makes up the majority of the dabbling ducks in the reserve.

Again considering the poor coverage 1940–1972, spring numbers have been much more stable, with maximum figures up to around 10 000 (Fig. 33), although some high figures in the very first years and other high figures during the 1980s and 1990s stand out from this pattern. Additionally, numbers in spring have been particularly low in the latest years, as have the autumn figures.

During the moult migration of drakes in June–July, which should have been reasonably well covered throughout the study period, maximum numbers have

stayed around 2000 for most of the period (Fig. 33). The low figures during the latest years parallel the low numbers in spring and autumn, while we have no explanation for the low numbers between the mid 1940s and the mid 1960s. The ducks do not moult their flight feathers within the reserve, but spend their flightless period elsewhere.

Regarding the phenology of dabbling ducks on the reserve (Fig. 34), they seem to have departed somewhat earlier in autumn in recent decades. This is most likely related to an earlier die-off of the submerged vegetation after the eutrophication of the lagoon in the 1970s onwards, resulting in overgrowth with epiphytic algae and earlier senescence of overgrown plants (see Kiørboe 1980a).

A characteristic pattern in the occurrence of ducks is the dramatic increase in the reserve at the opening of the waterfowl hunting season, which happened on 1 August in the 1930s, on 16 August in the 1970s, and on 1 September from 1983 onwards (Fig. 34).

In the 1930s, the dabbling ducks mainly fed on the shallow flats around the peninsula (Table 8), although many stayed on land during hard wind. Few used the bare sands of Tippetande centrally in the reserve, where large numbers have been roosting during day in some of the more recent periods (see the individual species).

Eurasian Wigeon *Anas penelope*

The Wigeon has probably been the most numerous dabbling duck in the reserve during the entire period, and hence has made up the majority of the ducks dealt with above. This means that maximum numbers of tens of thousands of birds were found in the reserve in autumn of the first decades (Figs 33 & 36). After an apparent low in the 1950s and 1960s, autumn numbers increased during the 1970s to a peak of 28 500 Wigeons in October 1979, whereupon a steady decrease set in (Figs 36 & 59). This decrease can be related to the die-off of the submerged vegetation at that time, which happened first on Havrvig Grund (shallow ground) north of the reserve, so that the Wigeons became concentrated within the reserve until the vegetation even here was gone by 1980. In contrast to Mute Swan and Coot, however, the Wigeon continued to use the reserve as a safe roosting area even after the submerged vegetation had disappeared, and a large proportion of the birds roosted inactively on the barren Tippetande during 1979–1983 (Table 9). From the mid 1980s to the mid 1990s, when the vegetation had partly recovered, the birds again fed on the shallow flats; when the vegetation again disappeared in 1996, maximum numbers dropped to a few thousand. During the last decade many Wigeons fed on the meadows even in autumn (Table 9). It is not surprising, then, that for 1978–2000 a highly significant correlation exists between numbers of autumn-staging Wigeons on the reserve and

the biomass of submerged vegetation, with 76% of the variation in bird numbers explained by this factor alone (Fig. 60).

In spring, maximum numbers have been more stable with medians of a few thousand except for some years in the 1930s, when numbers were higher (Fig. 36). Following the general amelioration of the winter climate, Wigeon numbers since the mid 1980s have peaked already in March (Fig. 35).

Drakes on moult migration in June-July have numbered a few hundred at the most (Fig. 36). Numbers were relatively high after the drainage of the Skjern Å river delta in the mid 1960s, when sediment and nutrients started to wash into the lagoon, and until the intake of salt water began in 1995 and killed off most of the submerged vegetation.

In autumn, numbers often increased markedly when duck shooting started in neighbouring areas (1 September from 1983 onwards) (Fig. 35). In late autumn – as also mentioned under dabbling ducks – the herbivorous ducks seem to have disappeared earlier in recent decades than they did in the 1930s. This may be a result of the eutrophication of the lagoon, leading to overgrowth with epiphytic algae and earlier die-off of the submerged vegetation possibly in combination with increased grazing by waterfowl.

Gadwall *Anas strepera*

Gadwall began to breed in Denmark about a hundred years ago, and in the 1990s the population had increased to about 300 pairs. On Tipperne the species began to breed in the 1970s and peaked with at least 6-8 pairs in 1988 (see Thorup 1998). Numbers seen on the reserve in spring and autumn are low and can be accounted for by the breeding population in the Ringkøbing Fjord area (Fig. 38). There is a dip in the occurrence between a spring and a late summer/autumn peak (Fig. 37), indicating that the birds go elsewhere to moult. Numbers, especially in autumn, have been much reduced since around 2000, most likely as a consequence of the saltier water and the lack of submerged vegetation.

Common Teal *Anas crecca*

The Teal is the second most common duck on Tipperne after the Wigeon. Until 2000, annual peak numbers often exceeded 5000 individuals, hence qualifying the reserve as an area of international importance (low numbers in spring and autumn up until the early 1970s were partly due to poor coverage and lack of distinction between the dabbling ducks).

In both spring and autumn, numbers increased from around 1980, when most other ducks decreased (Figs 39 & 59), and the high numbers prevailed until the late 1990s. The initial increase coincided with a series of very good breeding years, and generally the autumn

numbers of Teals on the reserve are significantly correlated with the breeding success of the Teal population, as assessed from wing-surveys in the Danish hunting bag statistics (Fig. 62). Numbers are not associated with the biomass of submerged vegetation (Fig. 60). For the well covered moult migration in June-July, numbers were generally low until the 1960s, but then increased until a culmination in the 1970s and 1980s, with more than 1000 individuals some years.

We can only speculate about the reasons for these changes. Most likely the increases from the 1960s were due to highly increased densities of small prey (including zooplankton) following the increased eutrophication and sedimentation after the reclamation of the Skjern Å river delta (Figs 13 & 61). During the 1970s and 1980s, many Teals have either been day-roosting or feeding on small prey e.g. on the otherwise barren Tippe-sande (Table 11, Fig. 59). Since the 1990s, increasing proportions have been feeding on land.

Spring migration peaks from late March until the second half of April (Fig. 40). The species is a regular breeder on the reserve with up to ten pairs in the 1970s and 1980s. During the moult migration, Common Teals are the commonest duck on the reserve. Autumn migration begins around 1 August and peaks relatively early, even though the particularly pronounced peaks around 16 August prior to 1983 and around 1 September since then was caused by the initiation of shooting in nearby areas. In some years a new 'wave' of birds appears in November, probably caused by cold weather further north. Normally, some Teals remain in mild winters, where the maximum has been 2600 in January 1991.

Mallard *Anas platyrhynchos*

In winters without extensive ice cover, up to 7750 Mallards have been recorded in the reserve. After such mild winters, the birds depart during February-March, while after severe winters the spring migration may peak in March and early April (Fig. 41).

The number of breeding Mallards was low during the first 3-4 decades, but increased after the eutrophication began in the 1960s. Since around 1990 the population has numbered 40-80 pairs.

Birds on moult migration appear in June-July. The autumn migration begins in late July (Fig. 41), and the number of Mallards in the reserve often increase considerably at the start of the open season in surrounding wetlands (16 August until 1982, 1 September from 1983 onwards). Two distinct peaks are often apparent, an early one in August-September consisting of Danish Mallards, and a late peak in October-November or November-December, comprising more northern and eastern birds (probably pushed south by cold weather further north).

Autumn maximum numbers were between 3000 and 8000 Mallards until the 1980s, when bird-days on

the reserve also peaked (Figs 42 & 59). From the 1990s, numbers dropped considerably, so that in recent years no more than 1000-2000 birds have occurred. Similar decreases concern the spring and moult migrations. For the latter, numbers increased after eutrophication began in the 1960s and fell again after most of the submerged vegetation died in 1979-1980, and there is a significant correlation between the biomass of submerged vegetation and numbers of autumn-staging Mallards during 1978-2000 (Fig. 60). The reason may be the Mallard's habit of feeding both on invertebrates in the submerged vegetation and on buds and seeds of the plants.

The habitat use of Mallards in the reserve has not changed much since 1974 (Table 12). In spring and autumn, few feed on land, while many are staging here during the moult migration. In autumn, few have been staging on the barren Tippetssande since the 1980s.

Northern Pintail *Anas acuta*

From the mid 1960s until the late 1970s Ringkøbing Fjord had high international importance as a staging ground for Pintail with a maximum of 17 000 counted in the entire lagoon and more than 7000 recorded in the reserve during five autumns (Fig. 43). The occurrence was related to the abundance of submerged vegetation, resulting from the eutrophication of the lagoon, until the vegetation disappeared around 1979-1980 (Fig. 59). Hence, there is a significant correlation between the number of autumn-staging Pintails and the biomass of submerged vegetation during 1978-2000 (Fig. 60).

During the 1970s, many birds only fed at night and spent the day on Tippetssande, but since then most birds fed during the day on the shallow flats (Table 13, Fig. 59).

The development in spring numbers differed markedly from the development in autumn – numbers continued to increase, with maxima of 1500-2500 recorded in many years from 1978 onwards, but perhaps with a slightly decreasing trend after the 1990s (Fig. 43; see also Common Teal). These high numbers are probably related to the increased densities of invertebrates on the mud flats on which the Pintails feed during spring, and which in contrast to the submerged vegetation continues to thrive up until the 1990s. Many Pintails, however, also feed on flooded parts of the meadows in spring (Table 13).

Numbers during the moult migration are rather low. Like the figures in autumn, they peaked during the 1970s and 1980s. Also in this period, 15-25 breeding pairs were found in the reserve, decreasing to only a few or none since 1997.

Spring migration peaks already in March, with higher numbers even in February since the 1980s. The autumn migration begins in August (Fig. 44), and in some years, numbers within the reserve increased by up to a factor 18 at the start of the shooting season. Otherwise the numbers culminate in September-October, often

with a late peak in October or early November (probably caused by cold weather further north). Maximum for the winter was 1370 in January 1991.

Garganey *Anas querquedula*

The breeding population of Garganeys on Tipperne increased from a few pairs or none in the first decades to 10-20 pairs in the 1980s, and then decreased to few or none in recent years. Since most birds recorded in the reserve are breeding birds from the reserve itself and its surroundings, numbers recorded in spring follow the development in the breeding population (Fig. 45). Late summer and autumn numbers are generally very low (Fig. 46).

Northern Shoveler *Anas clypeata*

In spring, most Shovelers on Tipperne are probably local breeders, and maximum numbers in spring (Fig. 47) pretty much follow the development in the breeding population: only few pairs until the 1960s, when an increase set in, leading to a culmination with 30-50 pairs in the 1980s and since 1996 a decline to only a few pairs. The high numbers in the 1980s constituted one of the largest concentrations in Denmark and was probably a result of the increasing abundance of invertebrates on the shallow flats. The subsequent decline followed the increased salinity of the lagoon (cf. Common Teal and Northern Pintail).

After the Common Teal, the Shoveler is the commonest dabbling duck in the reserve during the moult migration. Up to 1000 individuals were recorded in the 1930s, with lower numbers in the following decades until a new culmination occurred during the 1970s and 1980s (Fig. 47).

Autumn staging numbers were likewise very high in some years during the 1930s, with 5000 in 1934 as the maximum (Fig. 47). Otherwise, autumn numbers fairly closely exhibit the same pattern as found in some of the other dabbling ducks, with peak numbers in the 1970s, a crash around 1980, a recovery from the mid 1980s to the mid 1990s, and an almost total disappearance after 1995 (Figs 47 & 59). However, no correlation exists between the numbers of autumn-staging Shovelers and the biomass of submerged vegetation within the reserve during 1978-2000 (Fig. 60); instead, Shoveler numbers are strongly correlated with the concentration of zooplankton (Fig. 62), and a weaker correlation is also apparent with the biomass of submerged vegetation in the entire lagoon (Fig. 60).

Spring numbers peak in April and the moult and autumn migrations in June and August, respectively (Fig. 48). A marked increase was seen at the beginning of the shooting season (16 August until 1982, 1 September thereafter). Particularly during spring and summer, but also during autumn, large proportions of the Shovelers feed on the water-covered meadows (Table 14, Fig. 59).

Common Pochard *Aythya ferina*

Small numbers of presumably moulting Common Pochards are seen in the summer months, after which numbers increase to a peak already in September (Fig. 50). Varying numbers occur during late autumn and winter, followed by a spring peak in March. Due to lack of autumn and winter observations, records are scanty before 1972 (Fig. 49). The numbers thereafter were relatively high until the 1980s, when a decrease set in, possibly as a result of the reduction in submerged vegetation, in which Common Pochards feed both on plants and invertebrates.

Tufted Duck *Aythya fuligula*

Few Tufted Ducks occur in the reserve, where maximum numbers are reached in winter. Birds have been recorded in all five-day periods, but numbers increase from October until January and then decrease until March. Most birds were recorded in the 1960s and 1970s, but few counts exceeded 100; an all time high was 640 in January 1974.

Greater Scaup *Aythya marila*

Greater Scaups have been recorded in all months, but most are seen from November to February. As for the other diving ducks, numbers were highest in the 1960s and 1970s, with a peak record of 332 in December 1975.

Common Goldeneye *Bucephala clangula*

Since the Common Goldeneye primarily is a visitor in Ringkøbing Fjord from late autumn to early spring (Fig. 51), the lack of coverage during winter before 1972 and after 1996 means that data from these periods are scanty. However, diving ducks – primarily Common Goldeneyes – were numerous already in the 1930s, and during the peak of submerged vegetation in the 1970s there may have been a peak in this species as well (Fig. 52). Numbers decreased following the crash in the vegetation in the late 1970s, cf. the habit of the species of feeding on invertebrates – and in Ringkøbing Fjord even on plant seeds (Madsen 1954) – among the plants.

This described pattern appears even clearer for the birds on moult migration in the summer, where a pronounced peak occurred during the 1960s and 1970s (Fig. 52). The birds culminated with up to a few hundred individuals in July, and in late summer several thousand would gather and moult in the deeper eastern part of the lagoon, i.e. outside the reserve. Having regained flight, small numbers would reappear in the reserve from September onwards, until the autumn migration began in the second half of October (Fig. 51).

Red-breasted Merganser *Mergus serrator*

Few Red-breasted Mergansers breed in the reserve, so the majority of the birds occurring there probably come from neighbouring areas. The occurrence on Tipperne changed considerably during the 1980s, from large numbers primarily in spring and early summer to a dominance of autumn migrants (Fig. 53). Hence, more and more birds have appeared from late September until early December – reaching 1075 birds in 2007 (Figs 53 & 54). These birds mainly stayed in the reserve during night.

The local population arrives during March-April, and the lower numbers since the late 1980s reflect decreasing numbers of local breeders. However, until around 1980 several hundred Red-breasted Mergansers could be found in the reserve from late May to early July – predominantly during night (Figs 53 & 54). These birds were probably pre-moulters from western Denmark, and the remaining birds from July onwards probably females with their young that would slowly leave the reserve until November-December.

As for the Great Crested Grebe, these changes probably reflect the changing abundance of small fish and the varying water transparency in the lagoon, but no correlation was apparent between bird numbers and the fish catch in the lagoon, perhaps because the latter reflects the stocks of larger fish (Fig. 61).

The pre-moulters apparently peaked during the 1960s and 1970s, when eutrophication benefited the fish, and they disappeared when the vegetation disappeared around 1980 and the water transparency fell considerably. Also the increase in recent years parallels the increase of Great Crested Grebes and is likely the result of improved water transparency late in the year.

Goosander *Mergus merganser*

Since the winter period – where Goosanders occur – has been covered continuously during 1972-1996 only, the analysis is largely limited to that period. Goosanders arrived from late October or early November and peaked during December (max. 2990), January (max. 1400) and February (max. 3000). Departure was during March and April, with a few birds remaining in May, although the odd observation has been made even in other months (Fig. 56). After the closure of systematic winter counts from 1996 onwards, more than 100 Goosanders at the national midwinter counts have only been recorded in the reserve in 1998.

Some Goosanders feed in the deeper parts of the reserve, but the majority come from other parts of the lagoon to spend the night here. Apparently, numbers have increased from the mid 1960s like for the Great Crested Grebe and decreased during the 1980s and 1990s (Fig. 55), in parallel with the decrease in fish landings (Fig. 55). This suggests that numbers of Goosanders peaked in the 1970s and early 1980s, when fish of the proper size presumably were at their highest. Hence,

there is a significant correlation between Goosander numbers and the fish catch in the lagoon (Fig. 63).

Part of the story is that Goosanders occur at a time of the year when the water transparency is much better than during summer. This may be the reason why the Goosanders did not disappear as abruptly around 1980 as did the summer occurrence of Great Crested Grebe and Red-breasted Merganser.

Up to 7000 Goosanders have been recorded in December within the entire lagoon.

Common Coot *Fulica atra*

With up to 40000 Coots in Ringkøbing Fjord, the lagoon was the most important haunt for the species in Denmark in the 1970s, and of international importance. During the peak of submerged vegetation in the 1960s and 1970s, numbers within the Tipperne Reserve reached around 10000 in most years, with an all-time high of 22700 in October 1978 (Fig. 58). Before then, peak numbers most often were at 3000-5000. After the severe winter of 1978-1979, and the break-down of the submerged vegetation around 1980, maximum numbers plummeted to below 1000 during most of the years 1981-1988. The vegetation recovered to some extent between the mid 1980s and the mid 1990s, and so did Coot numbers (Figs 58 & 59). However, after the intake of salt water from 1995 onwards, Coot numbers fell dramatically and have remained below 100 in most years since then. Hence, there is a statistically significant correlation between numbers of autumn-staging Coot in the reserve during 1978-2000 and the biomass of submerged vegetation (Fig. 60), and generally Coot numbers seem to reflect the amount of submerged vegetation in the lagoon during the entire study period better than numbers of any other species.

Except for a few exceptionally high numbers, few Coots winter in the reserve (Fig. 57). Mainly local breeders are present during spring, so that in most years spring numbers closely reflect the local breeding population (Fig. 58), which reached 100-150 pairs on the reserve in the late 1970s.

In autumn, numbers of Coot in the reserve build up from August onwards after having moulted their flight feathers elsewhere (Fig. 57). As opposite to the 1930s, numbers from the 1970s and onwards declined already from October, when epiphytic algae killed the submerged vegetation.

Both during spring and autumn, most Coots have been feeding west and north of the peninsula while, during periods with little submerged vegetation in the lagoon, a large proportion in spring have foraged on the flooded meadows (Table 15).

Discussion

Since 1983, most of Ringkøbing Fjord, including the Tipperne peninsula, has been a special protected area

according to the EU bird protection directive. This status was primarily based on the abundance of staging waterbirds in that numbers of 13 populations (including Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus*) exceeded the 1%-criterion qualifying an area as internationally important. Following the deterioration of the food resources, especially the submerged vegetation, numbers of most of these species have now fallen below the criterion.

For many of the waterfowl, the large numbers staging in the reserve in autumn were not only a result of food resources of the area, but also of intensive hunting in adjacent areas. During the first decades the Tipperne Reserve was the only large shooting-free area in this part of the country, at a time when more than 90% of the waterfowl in West Jutland could be concentrated within a few shooting-free areas. This fact complicates an evaluation of the changes in numbers during the almost 80 years of monitoring, since major changes have taken place not only regarding the food conditions in the reserve and the adjacent lagoon, but also the general hunting practice and regulation. Especially during the 1980s and 1990s, an expanded network of shooting-free reserves was established all over Denmark, resulting in greatly increased numbers of staging waterfowl in the country (Clausen et al. 2004). In relation to Tipperne this meant that the birds now had many alternative staging areas.

Therefore, it is useful to look at a species for which hunting played a subordinate role in the occurrence on the reserve, namely the Common Coot. Here, maximum numbers of 2000-5000 were counted regularly during the first decades, until the eutrophication and the following increased growth of submerged vegetation peaked during the 1970s, when maximum numbers of Coots reached 22700 in October 1978 (Fig. 58). The subsequent die-off of the vegetation around 1979-1980, in combination with the severe winter 1978-1979, resulted in a drop in maximum numbers to normally less than 1000 individuals. When an intermittent recovery of the vegetation occurred from the mid 1980s to the mid 1990s, numbers again rose to pre-1970s levels, but following the increased intake of salt water to the lagoon from 1995 onwards, the vegetation disappeared once again, and so did the Coot.

In the light of this pattern, most of the changes in occurrence of some other species can be explained, viz. Mute Swan and many of the species feeding on small fish and invertebrates living in the submerged vegetation.

Due to the functioning of the reserve as a shooting-free sanctuary, the situation for the dabbling ducks is more complicated. Here, tens of thousands of ducks took advantage of the reserve during the open season from the very first years, increasing to extraordinarily large numbers during the 1940s (Fig. 33). Even though some of these high figures perhaps should be regarded with caution, they fit well with reports – local as well as from the south coast of England – that much larger

numbers of waterbirds occurred during the two world wars, due to lowered hunting pressure (Tubbs 1996). The supposition that West Palearctic waterbird populations were depressed by an increased hunting pressure since the late 1800s is supported by the near-extinction of species such as Mute Swan and Common Shelduck as breeding birds in Denmark in the early 1900s, in both cases followed by a strong recovery after protection. In that case, the increasing populations of e.g. Tundra Swan, Whooper Swan, Eurasian Wigeon and Common Teal during recent decades could likewise be recoveries from such depletions and in that respect resemble what we have seen in several goose populations, and in the Eurasian Curlew (Madsen et al. 1999, Møltøfte et al. 2009b).

Because of its continued role as a safe sanctuary after the die-off of the submerged vegetation, numbers of dabbling ducks did not drop in the same way as numbers of Mute Swan and Common Coot did. Numbers of Common Teal even increased, since these birds probably used the reserve as a day roost after night feeding in surrounding meadows and smaller water bodies. Not until the vegetation disappeared almost entirely after 1995-1996, and a large number of other shooting-free reserves had been established throughout Denmark during the 1980s and 1990s, did numbers of dabbling ducks decrease markedly in the Tipperne Reserve.

As regards duck numbers in spring, Common Shelduck, Common Teal, Northern Pintail and Northern Shoveler *increased* after the die-back of the submerged vegetation. We interpret this as a result of an improved access to, and abundance of, bottom invertebrates (benthos) after the decrease of the plant cover, since the mentioned species to a high extent feed on benthos in spring.

The number of drakes during the early summer moult migration has likewise varied. Numbers were relatively high until the mid 1940s, whereupon they decreased and remained low until the early 1960s (Fig. 33), which we have no explanation for. Following the eutrophication of the lagoon, resulting in more submerged vegetation and higher densities of invertebrates from the 1960s onwards, numbers increased significantly until a decrease set in after the 1980s, in parallel with the decrease in autumn numbers.

Notes in the diaries together with distribution maps from the 1930s confirm that very large numbers of waterbirds already by then were feeding and roosting in the reserve, although submerged vegetation was less plentiful than during the peak in the 1970s. During the 1970s water plants were so plentiful that even Brent Geese in spring almost ceased to feed on land, as they did both before and after these years (Table 10). Following the die-off of the submerged vegetation in 1979-1980, a large proportion of the Wigeons merely roosted on the barren but sheltered Tippeesande, instead of dispersing on the shallow flats, and in spring they be-

gan to feed on the wet meadows. During the partial recovery of the vegetation between the mid 1980s and mid 1990s, feeding was resumed on the shallow flats in autumn, whereas large numbers of Wigeons kept feeding on land in spring. The swans and Coots that remained in the reserve after the second die-off of the submerged vegetation in 1996 were to a large extent concentrated west of the peninsula, where most Coots and Brent Geese were also found in the 1930s. Here, *Zostera* beds occurred in the 1930s, and during the last decades more submerged vegetation was found here than elsewhere in the reserve. That Wigeons even in autumn have fed more on the meadows since 1996 is clearly a result of the paucity of submerged vegetation.

Unfortunately, the absence of winter observations since 1997-1998 makes it impossible to investigate whether increased numbers of waterbirds have wintered in the last decade with its generally mild winters. Wigeons have advanced their spring migration in recent decades, and although both remained in high and even increased numbers in April, Pintail and Shoveler have occurred in higher numbers already in early spring during 1983-1995 compared with 1973-1982. While spring departure of most dabbling ducks does not appear to have changed during the 80-year period considered here, departure of both Tundra Swan and Whooper Swan now takes place one and a half months earlier than in the 1930s. Another phenological change is that the passage of Shelducks on moult migration has occurred a few weeks earlier since the 1950s.

Autumn arrival does not seem to have changed to any significant degree. Similarly, local conditions – earlier die off of the submerged vegetation due to overgrowing with epiphytic algae – are probably responsible for the earlier decrease in numbers of dabbling ducks and Coots in late autumn.

Based on the present study and the ongoing Natura 2000-planning it is clear that the lagoon still suffers from eutrophication, primarily originating in the admission of nutrients from arable land in the catchment area. Indeed, the reduction of this nutrient admission seems to be a main precondition for the re-establishment of a healthy lagoon having a submerged vegetation and a fauna of staging waterbirds resembling those found before the ecosystem collapsed around 1979-1980. On top of this comes the regulation of the salinity in the lagoon, which at present aims at a relatively high salinity of 12-15‰ in May-September in order to enable soft-shell clams to reproduce. Because of the eutrophication, soft-shell clams are considered necessary for securing a water transparency that allows submerged vegetation to grow to depths of more than 1.5 m. Since this high salinity killed the original submerged vegetation, and new proveniences have been slow to move in, we consider it uncertain whether the formerly high and internationally important numbers of waterfowl will reappear with the present sluice management regime and level of eutrophication.

Referencer

- Amstrup, O., T. Bregnballe & P. Bundgaard 2007: Forekomst af yngle- og trækfugle i Skjern Å projektområde i 2006. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 237.
- Andersen, J.M. (red.) 2005: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. – Faglig rapport fra DMU nr. 531.
- Andersen-Harild, P. 1981: Weight changes in *Cygnus olor*. Pp. 359-378 i G.V.T Matthews & M. Smart (red.): Proceedings Second International Swan Symposium, Sapporo, Japan, 21-22 February 1980. – International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge.
- Asbirk, S. & T. Dybbro 1978: Bestandsstørrelse og habitatvalg hos Toppet Lappedykker *Podiceps chritatus* i Danmark 1975. – Dansk Orn. Forn. Tidsskr. 72: 1-13.
- Asbirk, S. & E. Pitter (red.) 2005: Handlingsplan for truede engfugle. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Beekman, J.H., M.R. van Eerden & S. Dirksen 1991: Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* utilising the changing resource of *Potamogeton pectinatus* during autumn in the Netherlands. Pp. 238-248 i J. Sears & P.J. Bacon: Third IWRB International Swan Symposium. – Wildfowl, Suppl. 1.
- Bick, A. & M.L. Zettler 1997: On the identity and distribution of two species of *Marenzelleria* (Polychaeta, Spionidae) in Europe and North America. – Aquatic Ecology 31: 137-148.
- Blindow, I. 1992: Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. – Freshwater Biology 28: 9-14.
- Blindow, I. 2000: Distribution of Charophytes along the Swedish coast in relation to salinity and eutrophication. – Internat. Rev. Hydrobiol. 85: 707-717.
- Boertmann, D. & F. Riget 2006: Effects of Changing Water Levels on Numbers of Staging Dabbling Ducks in a Danish Wetland. – Waterbirds 29: 1-8.
- Brandt, T. 1978: Tipperne. Årsrapport over observationer 1975. – Fredningsstyrelsen.
- Bregnballe, T. 1983: Tipperne. Årsrapport over observationer 1980. – Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Bregnballe, T. (red.) 2003: Vildtarter og jagttider. – G.E.C.Gads Forlag, København.
- Bregnballe, T., J. Madsen & P. Rasmussen 2004: Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. – Biological Conservation 119(1): 93-104.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, M. Bak, E. Bøgebjerg & J.P. Hounisen 2006: Vandfulge i Skjern Enge 2002-2004. Forekomst i træktiden og forsøg med reguleret jagt. 2. udgave. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 218.
- Bregnballe, T., P.M. Sonnesen & P. Hald-Mortensen 2008a: Skarvernes fødevalg. Pp. 79-91 i T. Bregnballe & J.I. Grooss (red.): Skarver og fisk i Ringkøbing og Nissum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. – Faglig rapport fra DMU nr. 680.
- Bregnballe, T., O. Amstrup & M. Bak 2008b: Skarvernes antal. Pp. 39-48 i T. Bregnballe & J.I. Grooss (red.): Skarver og fisk i Ringkøbing og Nissum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. – Faglig rapport fra DMU nr. 680.
- Bregnballe, T., O. Amstrup, M. Bak, E. Bøgebjerg, J. Sterup, J. Hounisen 2009a: Nedbringelse af antallet af skarver i Ringkøbing og Nissum Fjorde: Forvaltningstiltagene og deres effekter. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 250.
- Bregnballe, T., U.D. Andersen, P. Clausen, P.A. Kjær & A.D. Fox 2009b: Habitat use and home range size of autumn staging radio-marked Teal *Anas crecca* at Ulvshale-Nyord, Denmark. Pp. 100-114 i E. Rees & M. Guillemain (red.): Proceedings of the Second Pan-European Duck Symposium. – Wildfowl, Special Issue 2.
- Brochet, A.-L. 2009: Consequences des déplacements des canards pour la dispersion des graines, des invertébrés et des parasites. – Ph.D.-afhandling, l'Université de Montpellier II, France.
- Brochet, A.-L., M. Guillemain, H. Fritz, M. Gauthier-Clerc & A.J. Green 2009: The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe. – Ecography 32: 919-928.
- Brochet, A.-L., M. Gauthier-Clerc, M. Guillemain, H. Fritz, A. Waterkeyn, Á. Baltanás & A.J. Green 2010: Field evidence of dispersal of branchiopods, ostracods and bryozoans by teal (*Anas crecca*) in the Camargue (southern France). – Hydrobiologia 637:255-261.
- Brouwer, G.A. & L. Tinbergen 1939: De verspreiding der Kleine Zwaan, *Cygnus c. bewickii* Yarr., in der Zuiderzee, vóór en na de verzoeting. – Limosa 12: 1-18.
- Bryhn, A.C., A. Jiménez, A. Mateos & S. Rios-Insua 2009: Multi-attribute analysis of trophic state and waterfowl management in Ringkøbing Fjord, Denmark. – Journal of Environmental Management 90: 2568-2577.
- Buttenschøn, R.M. 2007: Græsning og høslæt i naturplejen. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet, Hørsholm.
- Bønløkke, J., J.J. Madsen, K. Thorup, K.T. Pedersen, M. Bjerrum & C. Rahbek 2006: Dansk Trækfugleatlas. – Rhodos, København.
- Campredon, P. 1982: Basic requirements and use of available space by *Anas penelope* in the Camargue. Pp. 140-149 i D.A. Scott & M. Smart (red.): Proceedings of the Second Technical Meeting on West Palearctic Migratory Bird Management, Paris 1979. – I.W.R.B., Slimbridge.
- Cappelen, J. & B.V. Jørgensen 2010: Dansk vejr siden 1874 – måned for måned med temperatur, nedbør og soltimer samt beskrivelser af vejret. – Teknisk rapport 10-02. Danmarks Meteorologiske Institut.
- Christensen, J.O. 1987: Nissum Fjords fugleliv 1983-1985. – Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret.
- Christensen, P.B., F. Møhlenberg, D. Krause-Jensen, H.S. Jensen, S. Rysgaard, P. Clausen, O. Sortkjær, L. Schlüter, S.B. Josefsen, C. Jørgensen, F.Ø. Andersen, J. Thomsen, M.S. Thomsen & L.P. Nielsen 1994: Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. – Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 43.
- Clausen, P. & J. Kahlert (red.) 2010: Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag. – Faglig rapport fra DMU nr. 778.
- Clausen, P., E. Bøgebjerg, J.P. Hounisen, H.E. Jørgensen & I.K. Petersen 2004: Reservatnetværk for vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. – Faglig Rapport fra DMU, nr. 490.

- Clausen, P., H. Meltofte & T.E. Holm 2009a: Vandfugle og bundvegetation i fjorde under global opvarmning – har fuglene og vi et problem i Danmark? Pp. 115-130 i B. Sogaard & T. Asferg (red.): Arter 2007. NOVANA. – Faglig rapport fra DMU nr. 713. <http://www.dmu.dk/Pub/FR713.pdf>
- Clausen, P., T.E. Holm & R.D. Nielsen 2009b: Rastende vandfugle i reservaterne 2008. Pp. 259-263 i J.S. Christensen & P. Lange (red.): Fugleåret 2008. – Dansk Ornitologisk Forening.
- Clausen, P., R.D. Nielsen, K. Laursen & T.E. Holm 2010: Rastende vandfugle i reservaterne 2009. Pp. 269-274 i J.S. Christensen & P. Lange (red.): Fugleåret 2009. – Dansk Ornitologisk Forening.
- COWI 2003: Ringkøbing Fjord. Kortlægning af vegetation 2002. – Notat til Ringkøbing Amt.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons (red.) 1977 & 1980: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vols 1 & 2. – Oxford University Press.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2004: Faglig udredning af problemer vedrørende tilstand og miljømål for Ringkøbing Fjord. – Notat til Skov- og Naturstyrelsen af 24. juni 2004.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2011: Forarmede fjorde i kapløb med klimaændringer. – http://www.dmu.dk/nyheder/artikel/forarmede_fjorde_i_kaploeb_med_klimaændringer
- Delany, S. & D. Scott 2006: Waterbird Population Estimates. Fourth Edition. – Wetlands International, The Netherlands.
- Deppe, H.-J. 1985: Entenken und Entenzug – Versuch einer Auswertung der Fangergebnisse nordfriesischer Entenken. – Vogelwelt 106: 1-24.
- Desholm, M. 2000: The relationship between the number of staging Dunlins *Calidris alpina* and the abundance of their benthic prey: the effect of severe winters. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 94: 19-28.
- DGU 1978: Ringkøbing Fjord, okkerholdige sedimenter. – Ringkøbing Fjord – Skjern Å undersøgelsen, delprojekt 12. Ringkøbing Amtsråd.
- Dieperink, C. 1994: Fiskeri og laksefisk i Ringkøbing Fjord. – IFF-rapport nr. 34.
- Dybbro, T. 1976: De danske ynglefugles udbredelse. – Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Erwin, R.M. 1982: Observer Variability in Estimating Numbers: an Experiment. – J. Field Ornithol. 53: 159-167.
- Eskildsen, J. 1984: Færdsel og fugle på Ringkøbing Fjord. – Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen.
- Eskildsen, J. 1988: Svanekolonien på Klægbanken – et symptom på forureningen. Pp. 56-66 i H. Meltofte (red.): Naturpejlinger. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Ettrup, H. 1994: Udviklingen i fuglebestandene i Hjarbæk Fjord 1967-1993 i relation til miljøforhold og ændret slusedrift. – Faglig rapport fra DMU nr. 112.
- Falk, K. & S. Brøgger-Jensen 1990: Fuglene i Internationale Beskyttelsesområder i Danmark – en undersøgelse af fuglelivet i de danske Ramsar- og EF-fuglebeskyttelsesområder 1987-89. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Ferdinand, L. 1980: Fuglene i landskabet. – Dansk Ornitologisk Forening.
- Fischer, K. 1986: Tipperne. Årsrapport over observationer 1982. – Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Fog, J. 1968: Krikandens (*Anas crecca*) spredning under fourageringstogter fra en rastepåds (Albuebugten vildt-reservat, Fanø). – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 62: 32-36.
- Fog, J. 1969: Studier over Blishønen (*Fulica atra*) i Vejlerne og danske ynglefugles trækforhold. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 63: 1-18.
- Forchhammer, K. 1978: Faunaen i Ringkøbing Fjord. – Ringkøbing Fjord – Skjern Å undersøgelsen, delprojekt 11. Ringkøbing Amtsråd.
- Fox, A.D. & J. Madsen 1997: Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. – J. Appl. Ecol. 34: 1-13.
- Fox, A.D., T.A. Jones, R. Singleton & A.D.Q. Agnew 1994: Food supply and the effects of recreational disturbance on the abundance and distribution of wintering Pochard on a gravel pit complex in southern Britain. – Hydrobiologia 279-280: 253-261.
- Fredningsstyrelsen 1983: EF-fuglebeskyttelsesområder, kortlægning og foreløbig udpegning i henhold til EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. – Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen.
- Fredningsstyrelsen 1986: Naturreservater og feltstationer – redskaber til overvågning, udforskning, beskyttelse og forvaltning af dansk natur. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Giere, O., J.-H. Preusse & N. Dubilier 1999: Tubificoides benedii (Tubificidae, Oligochaeta) – a pioneer in hypoxic and sulfidic environments. An overview of adaptive pathways. – Hydrobiologia 406: 235-241.
- Gram, I., H. Meltofte & L.M. Rasmussen 1990: Fuglene i Tøndermarsken 1978-1988. – Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Gregersen 1997: Vørsø. Årsrapport 1995. – Arbejdsrapport nr. 41 fra Danmarks Miljøundersøgelser.
- Grell, M.B. 1998: Fuglenes Danmark. – Gads Forlag.
- Gurd, D.B. 2007: Predicting resource partitioning and community organization of filter-feeding dabbling ducks from functional morphology. – American Naturalist 169: 334-343.
- Hald-Mortensen, P. 1994: Danske skarvers fødevalg i 1980'erne. – Rapport fra Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Hald-Mortensen, P. 1995: Danske skarvers fødevalg 1992-1994. – Rapport fra Skov- og Naturstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Hansen, J.H. 1997: Årsrapport 1996, Langli. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 47.
- Hansen, K. 2008: Det tabte land. – Gads Forlag.
- Heilmann, G. & A.L.V. Manniche 1929: Danmarks Fugleliv. Andet bind. – Hage & Clausens Forlag, København.
- Heldbjerg, H. & A. Eskildsen 2010: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2009. – Dansk Ornithologisk Forening.
- Holm, T.E. 2002: Habitat use and activity patterns of Mute Swans at a molting and a wintering site in Denmark. Pp. 183-191 i E.C. Rees, S.L. Earnst & J.C. Coulson (red.): Proceedings of the Fourth International Swan Symposium 2001. – Waterbirds 25 (Special Publication 1).
- Holm, T.E. & P. Clausen 2009: Kleptoparasitism as an important feeding strategy for migrating Wigeon *Anas penelope*. – Wildfowl, Special Issue 2: 158-166.
- Håkanson, L. & A.C. Bryhn 2008: Goals and remedial strategies for water quality and wildlife management in a coastal lagoon – A case-study of Ringkøbing Fjord, Denmark. – Journal of Environmental Management 86: 498-519.

- Ibelings, B.W., R. Portielje, E.H.R.R. Lammens, R. Noordhuis, M.S. van den Berg, W. Joosse & M.L. Meijer 2007: Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Weluwe as a case study. – *Ecosystems* 10: 4-16.
- Jakobsen, B. 2008: Fuglene ved Blåvandshuk 1963-1992. Dansk Ornitologisk Forening og Ribe Amt.
- Jensen, J.S. 1986: Submerse makrofyters produktionsforhold og deres betydning for vegetationsædende vandfugle i Ringkøbing Fjord. – Specialrapport ved Botanisk Institut, Århus Universitet.
- Jensen, J.S. 1987: Vegetationsundersøgelser på Tippergrunden, Ringkøbing Fjord 1978, 1984, 1985 og 1986. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J.S. 1990: Vegetationsundersøgelser i Ringkøbing Fjord 1989. – Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, K.T. 1992: Macrozoobenthos on an intertidal mudflat in the Danish Wadden Sea: comparisons of surveys made in the 1930s, 1940s and 1980s. – *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 46: 363-376.
- Jensen, J.S. 1995: Bundvegetation 1994. Tipperne. Naturovervågning. – Arbejdsrapport fra DMU.
- Jensen, J.S. 1996: Bundvegetation 1995. Tipperne. Naturovervågning. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 16.
- Jensen, J.S. 1999: Bundvegetation 1998. Tipperne. Naturovervågning. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 108.
- Jensen, J.S. 2000: Bundvegetation 1999. Tipperne. Naturovervågning. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 133.
- Jensen, K.T. & K.N. Mouritsen 1992: Mass mortality in two common soft-bottom invertebrates, *Hydrobia ulvae* and *Corophium volutator* – the possible role of trematodes. – *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 46: 329-339.
- Jensen, J.S., H. Mathiesen & L. Mathiesen 1988: Vegetationsudviklingen i Ringkøbing Fjord gennem de seneste brakvandsperioder 1931-86. Ringkøbing Fjord undersøgelser 1986-87. Delrapport nr. 6. – Ringkøbing Amtskommune.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T.L. Lauridsen & J.P. Jensen 2007: Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead. – *Developments in Hydrobiology* 196: 239-252.
- Jepsen, P.U. 1973: Studies on the Moulting and Wing-feather Moulting of the Goldeneye (*Bucephala clangula*) in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 8(6): 1-23.
- Jepsen, P.U. 1976: Feeding Ecology of Goldeneye (*Bucephala clangula*) during Wing-feather Moulting in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 10(4): 1-23.
- Jepsen, P.U. 1978: Vildtreservatet Hjarbæk Fjord. – Danske Vildtundersøgelser nr. 30.
- Jepsen, P.U. & A.H. Joensen 1973: The Distribution and Numbers of Goldeneye (*Bucephala clangula*) Moulting in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 8(5): 1-8.
- Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse 1973: Ringkøbing Fjord 1972. – Jysk Institut for Forureningsbekæmpelse.
- Joensen, A.H. 1973: Moulting migration and Wing-feather Moulting of Seaducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 8(4): 1-42.
- Joensen, A.H. 1974: Waterfowl Populations in Denmark 1965-1973. A Survey of the Non-breeding Populations of Ducks, Swans and Coot and their Shooting Utilization. – *Dan. Rev. Game Biol.* 9(1): 1-206.
- Johansen, A.C. 1913: Om forandringer i Ringkøbing Fjords fauna. – Mindeskrift for Japetus Steenstrup, Kommissionen for Havundersøgelser i Danmark.
- Johansen, K.D. 1990: Odense Fjord – for mennesker og fugle. – Dueslaget.
- Jørgensen, H.E. 2006. Maribosøerne. Ynglefugle 2005. Status og udvikling siden 1977. – Storstrøms Amt.
- Kahlert, J., P. Clausen & L. Nilsson 2000: Monitoring of moulting Mute Swans around Saltholm, 1999. – Rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser til Øresundskonsortiet.
- Kern-Hansen, U. 1986: Landbruget i Vestjylland. – *Kasket* 67-68: 4-15.
- Kjørboe, T. 1980a: Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund (Ringkøbing Fjord, Denmark) and the impact of waterfowl grazing. – *J. Appl. Ecol.* 17: 675-687.
- Kjørboe, T. 1980b: Production of *Ruppia cirrhosa* (Petagne) grande in mixed beds in Ringkøbing Fjord, Denmark. – *Aquatic Botany* 9: 135-143.
- Kjørboe, T. & J.S. Jensen 1988: Vegetationen og de planteædende svømmefugle på Tippergrunden i Ringkøbing Fjord. Pp. 25-35 i H. Meltofte (red.): *Naturpejlinger*. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Kjeldsen, J.P. 1988: Tipperne. Årsrapport over observationer 1987. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Kortegaard, L. 1974: An ecological outline of a moulting area of Teal, Vejlerne, Denmark. – *Wildfowl* 25: 134-142.
- Kristensen, E. 1983: Seasonal variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36: 565-586.
- Laubek, B. 1995: Udbredelse og fænologi hos rastende og overvintrende sang- og pibesvaner i Danmark 1991-1993. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 89: 67-82.
- Laursen, K. & J. Frikke 2006: Assessment of sustainable management of staging waterbirds in the Danish Wadden Sea. – *Wildfowl* 56: 152-171.
- Laursen, K., S. Pihl, J. Durinck, M. Hansen, H. Skov, J. Frikke & F. Danielsen 1997: Numbers and Distribution of Waterbirds in Denmark 1987-1989. – *Dan. Rev. Game Biol.* 15(1): 1-181.
- LICconsult 1985: Ringkøbing Fjord. Forbedrede vandskifteforhold. Forprojekt. – Arbejdsnotat til Fredningsstyrelsen.
- Lind, H. 1956: Gæssenes træk til og fra Tipperne. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 50: 90-124.
- Lind, H. 1957: En undersøgelse af Gravandens (*Tadorna tadorna* (L.)) trækforhold. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 51: 85-114.
- Lystrup, F. 1984: Han er den sidste ... – *Strandjægeren* 43(2): 6-9.
- Madsen, F.J. 1954: On the food habits of diving ducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 2: 157-266.
- Madsen, J. 1985: Gåsebestandene på Tipperhalvøen. I: Forekomst og udvikling 1929-1983. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 79: 19-28.
- Madsen, J. 1988: Autumn Feeding Ecology of Herbivorous Wildfowl in the Danish Wadden Sea, and Impact of Food Supplies and Shooting on Movements. – *Dan. Rev. Game Biol.* 13(4): 1-32.
- Madsen, J. 1998a: Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. – *Journal of Applied Ecology* 35: 386-397.
- Madsen, J. 1998b: Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. – *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.

- Madsen, J., E. Bøgebjerg, J.B. Kristensen, J. Frikke & J.P. Hounisen 1992: Forsøgsreservat Ulvshale-Nyord: Baggrundsundersøgelser efteråret 1985 til foråret 1989. – Faglig Rapport fra DMU nr. 47.
- Madsen, J., P. Clausen & A.D. Fox 1993: Base-Line Investigations of Moulting Mute Swans on Saltholm, June-October 1993. – National Environmental Research Institute. Commissioned report to Øresundskonsortiet.
- Madsen, J., S. Pihl & P. Clausen 1998: Establishing a reserve network for waterfowl in Denmark: a biological evaluation of needs and consequences. – *Biological Conservation* 85: 241-255.
- Madsen, J., G. Cracknell & A.D. Fox (red.) 1999: Goose populations of the western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International, Wageningen, and National Environmental Research Institute, Denmark.
- Madsen, J., P. Clausen, P. Kristensen & P.A. Kjær 2003: Effekt af reservatoprettelse for rastende vandfugle i Vest Stadil Fjord. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 176.
- Meltofte, H. 1982: Jagtlige forstyrrelser af svømme- og vade-fugle. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 76: 21-35.
- Meltofte, H. 1987: Forekomsten af rastende vadefugle på reservatet Tipperne 1928-1982. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 81: 1-108.
- Meltofte, H. 1994: Registrering af jagten på Værnengene 1928-1990. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 88: 23-32.
- Meltofte, H. 1996: Koncentrationer uden for yngletiden af Toppet Lappedykker *Podiceps cristatus* i Danmark. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 90: 99-108.
- Meltofte, H., J. Blew, J. Frikke, H.-U. Rösner & C.J. Smit 1994: Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Danish Wadden Sea 1980-1991. – IWRB Publication 34 / Wader Study Group Bull. 74, Special issue. Common Secretariat for the Cooperation on the Protection of the Wadden Sea.
- Meltofte, H., M.B. Grell, P.L. Lindballe & T. Nyegaard 2009a: Ynglefuglene i danske småbiotoper. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 103: 11-21.
- Meltofte, H., K. Laursen & O. Amstrup 2009b: Markant stigning i antallet af rastende og overvintrende Storspover i Danmark efter fredning og klimamildning. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 103: 99-113.
- Miljøministeriet 2010a: Forslag til Vandplan. Hovedvandopland 1.8 Ringkøbing Fjord. Høring, oktober 2010. – By- og Landskabsstyrelsen.
- Miljøministeriet 2010b: Vand- og naturplaner – 1.8 Ringkøbing Fjord. – By- og Landskabsstyrelsen.
- Miljøministeriet 2010c: Forslag til Natura 2000-plan 2009-2015. Ringkøbing Fjord og Nymindestrømmen. – By- og Landskabsstyrelsen.
- Ministeriet for Offentlige Arbejder 1987: Slusepraksis ved Hvide Sande. – Ministeriet for Offentlige Arbejder.
- Moore, J.A. 1986: Chaophytes of Great Britain and Ireland. – BSBI Handbook No. 5.
- Mortensen, A.L. 1980: Rapport over submerse vegetationsundersøgelser foretaget sommeren 79. – Rapport til Fredningsstyrelsen.
- Mouronval, J.-B., M. Guillemain, A. Canny & F. Poirier 2007: Diet of non-breeding wildfowl Anatidae and Coot *Fulica atra* on the Perthois gravel pits. – *Wildfowl* 57: 68-97.
- Møller, A.P. 1978 (red.): Nordjyllands Fugle – deres yngleudbredelse og træforhold. – Scandinavian Science Press.
- Naturklagenævnet 2004: Naturklagenævnets afgørelse af 24. juni 1994 om fredning af Værnengene i Egvad og Holmsland Kommuner, Ringkøbing Amt og Blåbjerg Kommune, Ribe Amt.
- Nicolajsen, H. 2008: Fiskeri i Ringkøbing og Nissum Fjorde. Pp. 31-37 i T. Bregnballe & J.I. Grooss (red.): Skarver og fisk i Ringkøbing og Nissum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. – Faglig rapport fra DMU nr. 680.
- Nicolajsen, H., N.H. Sørensen & T. Bregnballe 2008: Bundlevende fisk, rejer og krabber i Ringkøbing Fjord. Pp. 67-77 i T. Bregnballe & J.I. Grooss (red.): Skarver og fisk i Ringkøbing og Nissum Fjorde. En undersøgelse af skarvers prædation og effekter af skarvregulering 2002-2007. – Faglig rapport fra DMU nr. 680.
- Nielsen, T.V. 1998: Årsrapport 1996, Vejlerne. – Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nienhuis, P.H. 1992: Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. – *Estuaries* 15: 538-548.
- Nilsson, L. 1972: Habitat selection, food choice, and feeding habits of diving ducks in coastal waters of South Sweden during the non-breeding season. – *Ornis Scand.* 3: 55-78.
- Nilsson, L. 2009: Internationella sjöfågel- och gåsinventeringarna i Sverige. Årsrapport för 2008/2009. – Ekologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Noer, H., M. Søndergaard & T. Bramming 2008: Udsætning af grænder i Danmark og påvirkning af søers fosforindhold. – Faglig rapport fra DMU nr. 687.
- Noer, H., T. Asferg, P. Clausen, C.R. Olesen, T. Bregnballe, K. Laursen, J. Kahler, J. Teilmann, T.K. Christensen & L. Haugegaard 2009: Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. – Faglig rapport fra DMU nr. 742.
- Nolet, B.A., V.A. Andreev, P. Clausen, M.J.M. Poot & E.G.J. Wessel 2001: Significance of the White Sea as a Stopover for Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* in Spring. – *Ibis* 143: 63-71.
- Nolet, B.A., R.M. Bevan, M. Klaassen, O. Langevoord & Y.G.J.T. van der Heijden 2002: Habitat switching by Bewick's swans: maximization of average long-term energy gain? – *J. Appl. Ecol.* 71: 979-993.
- Noordhuis, R., D.T. van der Molen, M.S. van den Berg 2002: Response of herbivorous water-birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. – *Aquatic Botany* 72: 349-367.
- Nudds, T.D., K. Sjöberg & P. Lundberg 1994: Ecomorphological relationships among Palearctic dabbling ducks on Baltic coastal wetlands and a comparison with the Nearctic. – *Oikos* 69: 295-303.
- Nøhr, H. 1981: Tipperne. Årsrapport over observationer 1979. – Fredningsstyrelsen, Miljøministeriet.
- Olsen, K. 1997: Naturovervågning. Årsrapport 1995. Tipperne. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 36.
- Olesen, B. 2007: Plantelivet i Ringkøbing Fjord – mellem å og hav. Pp. 201-214 i I. Nielsen & H.-H. Schierup (red.): Skjern Å. – Aarhus Universitetsforlag.
- Olesen, J.E. 2008: Hvordan vil klimaændringerne påvirke Danmark. Pp. 41-49 i H. Meltofte (red.): Klimaændringerne: Menneskehedens hidtil største udfordring. – Forlaget Hovedland.
- Owen, M. & C. J. Cadbury 1975: The ecology and mortality of swans at the Ouse Washes, England. – *Wildfowl* 26: 31-42.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the

- marine environment. – *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229-311.
- Pehrsson, O. 1976: Food and feeding grounds of the Golden-eye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis Scand.* 7: 91-112.
- Petersen, F.D. 1974: Trækket af ænder *Anatinae* ved Blåvand 1963-71. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 68: 25-37.
- Petersen, B.D. 1981: Vadefuglenes fouragering og prædation på bundfaunaen på Tipperne. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 75: 7-22.
- Petersen, I.K., S. Pihl, J.P. Hounisen, T.E. Holm, P. Clausen, O. Therkildsen & T.K. Christensen 2006: Landsdækkende optælling af vandfugle januar-februar 2004. – *Faglig rapport fra DMU nr. 606.*
- Petersen, J.K., J.W. Hansen, M.B. Laursen, P. Clausen, J. Carstensen & D.J. Conley 2008: Regime shift in a coastal marine ecosystem. – *Ecological Applications* 18: 497-510.
- Petersen, I.K., R.D. Nielsen, S. Pihl, P. Clausen, O. Therkildsen, T.K. Christensen, J. Kahlert & J.P. Hounisen 2010: Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark, vinteren 2007/2008. – *Arbejdsrapport fra DMU nr. 261.*
- Petersen, T.L., A.P. Tottrup & H. Meltofte in print: Advanced spring arrival of avian migrants on Tipperne, western Denmark, during 1929-2008. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*
- Petkov, N., E. Rees & A. Solokha 2009: Overview of the Status of the North West European Population of the Bewick's Swan *Cygnus columbianus bewickii*. – *Report to Wetlands International m.fl.*
- Phillippart, C.J.M. 1994: Eutrophication as a possible cause of decline of the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea. – Ph.D.-afhandling, University of Wageningen, The Netherlands.
- Pihl, S., K. Laursen, J.P. Hounisen & J. Frikke 1992: Landsdækkende optælling af vandfugle fra flyvemaskine, januar/februar 1991 og januar/marts 1992. – *Faglig rapport fra DMU nr. 44.*
- Pihl, S., I.K. Petersen, J.P. Hounisen & B. Laubek 2001: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. – *Faglig rapport fra DMU nr. 356.*
- Pirot, J.-Y. & A.D. Fox 1990: Population levels of waterfowl in the Western Palearctic: an analysis of recent trends. Pp. 52-62 i G.V.T. Matthews (red.): *Managing Waterfowl Populations*. – IWRB Special Publication No. 12.
- Poorter, E.P.R. 1991: Bewick's swans *Cygnus columbianus bewickii*, an analysis of breeding success and changing resources. – *Flevobericht nr. 324*, Rijkswaterstaat, Directie Flevoland.
- Powilleit, M. & J. Kube 1999: Effects of severe oxygen depletion on macrobenthos in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea): a case study in a shallow, sublittoral habitat characterised by low species richness. – *Journal of Sea Research* 42: 221-234.
- Rambusch, S.H.A. 1900: *Studier over Ringkøbing Fjord*. – København.
- Rambøll 2009: *Vegetationskortlægning i Ringkøbing Fjord 2009*. – Rapport til Søvejen mod vest.
- Rasmussen, E. 1977: The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. Pp. 1-51 i C.P. McRoy & C. Helfferich (red.): *Seagrass Ecosystems – a scientific perspective*. – Marcel Dekker, New York.
- Ringkøbing Amt 1997: *Bundfauna. Ringkøbing Fjord 1996*. – Ringkøbing Amt.
- Ringkøbing Amt 2000: *Ringkøbing Fjord. Fiskebestanden 1999*. – Ringkøbing Amt.
- Ringkøbing Amt 2004: *Basisanalyse del I. Karakterisering af vandforekomster og opgrøelse af påvirkninger for vand-distriksmyndighed 65*. – Ringkøbing Amt.
- Ringkøbing Amt 2006: *Basisanalyse del II. Vurdering af vandforekomsters tilstand og en vurdering af risikoen for, at vandforekomsterne ikke kan opfylde regionplansmålene senest 22. december 2015 for oplandet til Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord og Dybe Å i vanddistrikt 65*. – Ringkøbing Amt.
- Ringkøbing Amt u.å.: *Ringkøbing Fjord og Nymindestrømmen – N69*. – Ringkøbing Amt (basisanalyse natur).
- Ringkøbing Amtskommune 1983: *Recipientundersøgelse Ringkøbing Fjord 1981-83*. – Ringkøbing Amtskommune.
- Ringkøbing Amtskommune 1988a: *Ringkøbing Fjord og opland – topografi og næringsstofbelastning. Ringkøbing Fjord undersøgelser 1986-87. Delrapport nr. 1*. – Ringkøbing Amtskommune.
- Ringkøbing Amtskommune 1988b: *Vandkvaliteten i Ringkøbing Fjord 1986 og 87. Ringkøbing Fjord undersøgelser 1986-87. Delrapport nr. 3*. – Ringkøbing Amtskommune.
- Ringkøbing Amtskommune 1988c: *Bundfauna i Ringkøbing Fjord 1987. Ringkøbing Fjord undersøgelser 1986-87. Delrapport nr. 8*. – Ringkøbing Amtskommune.
- Ringkøbing Amtskommune 1995: *Bundfauna i Ringkøbing Fjord 1994*. – Ringkøbing Amtskommune.
- Rüger, A., C. Prentice & M. Owen 1986: *Results of the IWRB International Waterfowl Census 1967-1983*. – IWRB Special Publication no. 6.
- Schelde, O. 1961: *Pibesvanens (Cygnus columbianus bewickii Yarrell) forekomst i Danmark*. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 55: 185-192.
- Scott, D.A. 1982: *Problems in the management of waterfowl populations*. Pp. 89-106 i D.A. Scott & M. Smart (red.): *Proc. Sec. Tech. Mtg. West Palear. Migr. Bird Manage. Paris 1979*. – I.W.R.B., Slimbridge.
- Scott, D.A. & P.M. Rose 1996: *Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia*. – *Wetlands International Publication 41*.
- Seymour, N.R., A.G. Miller & D.J. Garbary 2002: *Decline of Canada geese (Branta canadensis) and common goldeneye (Bucephala clangula) associated with a collapse of eelgrass (Zostera marina) in a Nova Scotia estuary*. – *Helgol. Mar. Res.* 56: 198-202.
- Siegismund, H.R. 1983: *Life cycle and production of Hydrobia ventrosa and H. neglecta (Mollusca: Prosobranchia)*. – *Marine Ecology Progress Series* 7: 75-82.
- Simons, J. & E. Nat 1996: *Past and present distribution of stoneworts (Characeae) in the Netherlands*. – *Hydrobiologia* 340: 127-135.
- Spärck, R. (red.) 1936: *Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931*. – København.
- Spärck, R. 1958: *An investigation of the food of swans and ducks in Denmark*. – *Dan. Rev. Game Biol.* 3: 45-47.
- Statshavnadministrationen 1998: *Ringkøbing Fjord – slusepraksis 1994-1997*. – Statshavnadministrationen, Esbjerg.
- Strandgaard, H. & T. Asferg 1980: *Vildtudbyttet i Danmark II. Svingninger og tendenser i vildtudbyttet i perioden 1941-1976 samt udbyttets geografiske fordeling*. – *Dan. Rev. Game Biol.* 11(5): 1-112.
- Søgaard, B. & T. Asferg (red.) 2009: *Arter 2007*. – *Faglig rapport fra DMU nr. 713*.
- Søgaard, B., S. Pihl & P. Wind (red.) 2006: *Arter 2004-2005*. – *Faglig rapport fra DMU nr. 582*.

- Søgaard, B., S. Pihl, P. Wind, K. Laursen, P. Clausen, P.N. Andersen, T. Bregnballe, I.K. Petersen & J. Teilmann 2010: Arter 2008. – Faglig rapport fra DMU nr. 766.
- Søndergaard, M. 2007: Næringsstofdynamik i søer – med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Søndergaard, M., J. Madsen, A.B. Hald, H.F. Aaser, M. Elmeros, P. Kristensen, P. Clausen & T.L. Lauridsen 2001: Vest Stadil Fjord før og efter Vandstandshævning. – Faglig rapport fra DMU nr. 355.
- Søndergaard, M., H.F. Aaser, E. Kanstrup & T.L. Lauridsen 2003: Udviklingen i Vest Stadil Fjord: 2001-2002. – Faglig rapport fra DMU nr. 458.
- Søndergaard, M., E. Jeppesen, T.L. Lauridsen, C. Skov, E.H. van Nes, R. Roijackers, E. Lammens & R. Portielje 2007: Lake restoration: successes, failures and long-term effects. – *J. Appl. Ecol.* 44: 1095–1105.
- Therkildsen, O.R. & T. Bregnballe 2006: The importance of salt-marsh wetness for seed exploitation by dabbling ducks *Anas* sp. – *J. Ornithol.* 147: 591–598.
- Thomsen, H. & B. Hansen 1970: Middelvandstanden og dens ændringer ved de danske kyster. – Det Danske Meteorologiske Institut, Meddelelser nr. 23.
- Thorup, O. 1987: Tipperne. Årsrapport over observationer 1984. – Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Thorup, O. 1998: Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 81: 1-192.
- Tombre, I.M., K.A. Høgda, J. Madsen, L.R. Griffin, E. Kuijken, P. Shimmings, E. Rees & C. Verscheure 2008: The onset of spring and timing of migration in two arctic nesting goose populations: the pink-footed goose *Anser bachyrhynchus* and the barnacle goose *Branta leucopsis*. – *J. Avian Biol.* 39:691-703.
- Tubbs, C.R. 1996: Estuary birds – before the counting began. – *British Wildlife* 7: 226-235.
- Tåning, Å.V. 1936: Ringkøbing Fjord fugle. Pp. 149-219 i Spärck, R. (red.): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. – København.
- Tåning, Å.V. 1941: Ynglefuglenes Træk til og fra Tipperne. Observationer og ringmærkninger. Vadefugle. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 35: 180-219.
- Tåning, Å.V. 1944: Ynglefuglenes Træk til og fra Tipperne. Observationer og ringmærkninger. Terner og måger. – *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 38: 163-216.
- Wetlands International 2008: Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area, 4th Edition. – Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds. 4th Session of the Meeting of the Parties, 15-19 September 2008, Antananarivo, Madagascar.
- Wiberg-Larsen 1977: Skjern Å systemet og Sydlige Parallelkanal, Flora og Fauna. – Ringkøbing Fjord – Skjern Å undersøgelsen, delprojekt 6 og 9. Ringkøbing Amtsråd.
- World Register of Marine Species 2010: <http://www.marine-species.org>
- Wæhrens, G.T. 1981: Fuglene ved Klejtrup sø. – BFN's Forlag.

Antaget 25. januar 2011

Hans Meltofte (mel@dmu.dk)
 Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
 Afdeling for Arktisk Miljø
 P.O. Box 358
 DK-4000 Roskilde
 Danmark

Preben Clausen (pc@dmu.dk)
 Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
 Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
 Grenåvej 14, Kalø
 DK-8410 Rønde
 Danmark

Appendiks 1

Sammenhængen mellem vandstande målt ved Kirkehøj og Tipperne med afledte korrektioner

I forbindelse med oparbejdningen af vandstandsdata målt i Tipperhavnen har det dels vist sig, at der indimellem er perioder uden målinger, enten fordi observatørerne ikke var til stede, eller fordi de var blevet opmærksomme på, at vandstandsmålet havde flyttet sig – og derfor stoppede med at foretage målinger. Sidstnævnte er oftest sket efter perioder med isskruninger i hårde vintre. For at fylde hullerne ud med henblik på at få en samlet tidsserie fra stationens start har vi derfor indhentet data indsamlet af Kystdirektoratet fra henholdsvis Kirkehøj ved Bork Havn og Hvide Sande (målinger på fjordsiden af slusen). Det antages, at koterne på disse målestationer løbende vedligeholdes, da de repræsenterer de officielle offentlige målinger i fjorden.

Ved brug af vandstandsdata skal man endvidere være opmærksom på hvilket højdesystem, der er benyttet til at fastlægge 0-koten. I dette arbejde benytter vi generelt koten DNN (Dansk Normal Nul), der har været den officielt gældende kote i Jylland 1891-2004. Fra 1. januar 2005 er der skiftet til den nye officielle kote DVR90 (Dansk Vertikal Reference). Forskellen imellem de to mål er officielt 10,8 cm i de gamle Egvad og Skjern kommuner, og omregning sker ved at benytte formlerne $DVR90 = DNN - 10,8$ cm eller $DNN = DVR90 + 10,8$ cm (jf. Kort & Matrikelstyrelsens Vejledning om højdesystemet; Vejledning nr. 2 af 10. januar 2005). Kystdirektoratet har imidlertid benyttet 11 cm til omregninger mellem målene (Jens Bech Jørgensen in litt.), så det benytter vi også her.

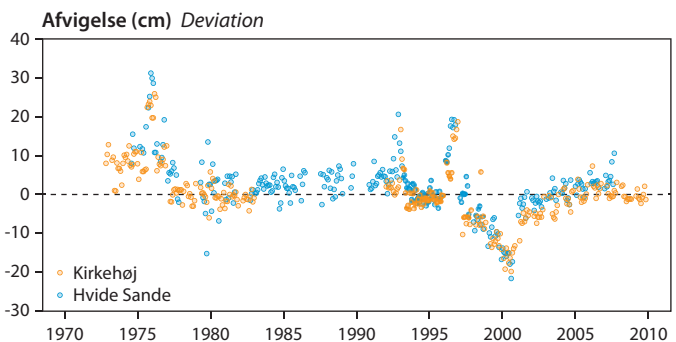
Vandstande opmålt på Tipperne fra før 1972 er generelt gået tabt – og for perioden fra feltstationens start til september 1972 har vi benyttet månedsmiddeldata fra Kirkehøj som Meltofte (1987) oparbejdede for perioden 1928-82. Arkiverne fra Tipperne mangler data fra større sammenhængende perioder med udbredt isdække i flere vintre, især de hårde vintre 1978-79, 1981-82, 1984-85, 1985-86, 1986-87 og 1995-96 samt fra vintrene med manglende vinterbemanding efter 1996. Endvidere manglede skemaer for januar-februar 1973, februar 1975 samt hele 1990 i arkivet. Hullerne er især fyldt ud ved at indhente digitale data fra Kirkehøj fra perioden 1992-2009 samt digitale scan af målestrimlerne fra Kirkehøj 1990, hvorfra daglige målinger er udlæst, så vi også har et datasæt for det år. Endvidere er der indhentet et digitalt datasæt fra Hvide Sande, der rækker helt tilbage til 1974, dog med en del huller. Det har ikke været muligt at fremskaffe data fra januar-februar 1973. For alle tre stationer er der efterfølgende beregnet månedlige middelvandstande for at se, om målet på Tipperne synes at være i overensstemmelse med de to andre offentlige målestationer. Det viser sig, at der er lange perioder med god overensstemmelse mellem målene, men desværre også flere med ringe (Fig. app. 1.1).

I perioden fra 1972 til sommeren 1975 samt fra foråret 1976 og resten af året er der en generel tendens til at vandstanden målt på Tipperne er en anelse (mellem +1 og +13 cm) højere end ved Kirkehøj.

I efteråret og vinteren 1975/76 er der dog en langt større afvigelse (+20 til +25 cm) – men da den samme relative forskel ses i forhold til Hvide Sande,

Fig. app. 1.1. Afvigelser mellem månedsmiddel af vandstande målt på Tipperne (baseret på rå ukorrigerede målinger) og henholdsvis Kirkehøj og Hvide Sande (indfjords). De to sidstnævnte stationer indgår i de nationale overvågningsprogrammer for vandstande i danske farvande, hvor kotemålet regelmæssigt kontrolleres af landmålere.

Deviations between mean monthly water level based on measurements at Tipperne (without corrections), Kirkehøj and Hvide Sande (lagoon side). The latter two are part of the official Danish nautical water level measurement system, where the monitoring unit is regularly controlled against Ordnance Datum by surveyors.



antager vi, at det er Tippermålet, der har flyttet sig og ikke de to mål ved Kirkehøj og Hvide Sande.

I perioden januar 1977 – december 1982 er der en generelt god overensstemmelse mellem månedsmidlerne (middelfvigelse på blot +2,5 cm). I denne periode samt resten af 1980'erne kom landmåler Niels-Christian Clemmensen fra Fredningsstyrelsen årligt på besøg på Tipperne og korrigerede målene efter kotepunktet, der ligger umiddelbart vest for Tipperhuset. Det antages derfor, at målingerne fra Tipperne i perioden januar 1977 til og med december 1989 generelt er i kote.

I 1990'erne og 2000'erne er der flere perioder med store afvigelser mellem månedsmidler for Tipperne, Kirkehøj og Hvide Sande, men også her er det førstnævnte, der generelt afviger fra de andre to – hvorfor det antages, at det er Tippermålet, der har flyttet sig. Især omkring vintrene 1995/96 og 1996/97 er målene helt forkerte. Her ser det ud til, at isen den første vinter har presset målet den ene vej og den efterfølgende vinter har flyttet det den anden vej.

Herefter sker der "glidende" udligning af forskellene mellem målene, men det er svært at gennemskue, om det er fordi, der er sket en gradvis opretning af målene.

Med baggrund i ovenstående er vandstandsmålingerne på Tipperne efterfølgende korrigeret ved hjælp af korrektionsværdier (Tabel app.1), der er baseret på middelfvigelser af månedlige gennemsnit for måneder, hvor der er foretaget 15 eller flere daglige målinger på både Tipperne og ved Kirkehøj.

Tabel app. 1. Værdier benyttet til at korrigere vandstandsmålinger foretaget på Tipperne 1972-2009 til Dansk Normal Nul. I 1990 og 1996-2000 er vandstanden på Tipperne estimeret med en regressionsmodel vha. vandstand fra Kirkehøj.

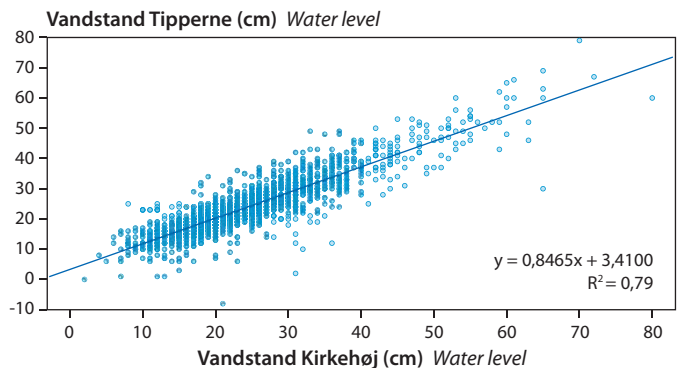
Values used to correct water level measurements from Tipperne to Ordnance Datum. In 1990 and 1996-2000 the water level was estimated from a regression model and based on water level measurements from Kirkehøj.

Periode <i>Period</i>	Benyttet korrektion (cm) <i>Used correction (cm)</i>
1. oktober 1972 - 31. juli 1975	-8
1. august 1975 - 31. marts 1976	-22
1. april - 31. december 1976	-8
1977-1989	0
1990	Ingen <i>None</i>
1991-1992	0
1. januar - 30. april 1993	-10
1. april 1993- 31. december 1995	0
1996-2000	Ingen <i>None</i>
2001-2003	+5
2004-2009	0

Fig. app. 1.2. Sammenhæng mellem daglige vandstandsmålinger på Tipperne og Kirkehøj i to perioder, hvor vandstandsmålet på Tipperne synes at stå i kote 0, henholdsvis 1. maj 1993 – 31. december 1995 og 1. januar 2004 – 31. december 2009. Den anførte regressionslinje er stærkt signifikant ($p < 0,0001$).

The relationship between water level measurements at Tipperne and Kirkehøj during 1 May 1993 – 31 December 1995 and 1 January 2004 – 31 December 2009, when the water level gauge at Tipperne seems to have been corrected to Ordnance Datum.

The regression line is highly significant ($p < 0.0001$).



Perioden 1996-2000, hvor vandstandsmålet på Tipperne er helt galt i forhold til de andre to mål, er håndteret ved at finde en sammenhæng mellem Tippeternes og Kirkehøjs vandstandsmål på datoer med samtidige målinger i perioderne 1. maj 1993 – 31. december 1995 samt 1. januar 2004 – 31. december 2009. Det viser sig, at der er en stærkt signifikant lineær sammenhæng mellem de to mål, herunder at vandstanden ved lave vandstande er få cm højere og ved høje vandstande ca 10 cm lavere på Tipperne end i Kirkehøj (Fig. app. 1.2). Regressionsmodellen er efterfølgende benyttet til at estimere Tippervandstanden ud fra målte vandstande ved Kirkehøj i 1990, 1996-2000 samt i vinterperioderne efter 2000.

For perioden før 1992, hvor der ikke findes rådata fra Kirkehøj, er der, når der manglede enkelte målinger, foretaget simpel interpolation mellem forudgående og efterfølgende målinger, hvis der manglede mål fra op til tre dage. Hvis der ikke er målt vandstand i mere end tre døgn, er der ikke foretaget interpolation, fordi det skønnes at være for lang en periode til at interpolere over. For perioden efter 1992, hvor der findes rådata fra Kirkehøj, er der, når der manglede en måling på en enkelt dag, foretaget simpel interpolation mellem forudgående og efterfølgende dag. Hvis der manglede målinger to eller flere dage, er vandstanden på Tipperne estimeret ud fra vandstanden ved Kirkehøj med regressionsmodellen.



Appendiks 2

Omregning af bunddækket af vandplanterne i fjorden til biomasse

Ved Ringkjøbing Amt/Miljøcenter Ringkøbings registreringer af bundplanter i fjorden siden 1990'erne, måles vandplanternes forekomst ved at vurdere bunddækket af planterne, opdelt på arter, langs en række transekter. Vegetationen har i perioden 1987-2010 været domineret af børsteblandet vandaks *Potamogeton pectinatus* og langstillet havgræs *Ruppia cirrhosa*, der alle årene har udgjort mere end 74% og oftest mere end 90% af bunddækket af planter. For at omregne bunddække til biomasse har vi benyttet kalibreringskurver fra DMUs egne undersøgelser i Hegnede Bugt ved Nyord, hvor vegetationen ligeledes domineres af disse to planter.

Her fandt P. Clausen, O.R. Therkildsen & J. Madsen (upubl. data), at den samlede biomasse af langstillet havgræs (g tørvægt/m^2) = $0,6906 \times$ bunddækket af arten (i%), og at den overjordiske biomasse af børsteblandet vandaks (g tørvægt/m^2) = $0,7524 \times$ bunddækket af arten (i%).

For sidstnævnte er den underjordiske biomasse estimeret som 43% af den overjordiske, hvilket er middelværdien af fire målinger af forholdet mellem over- og underjordisk biomasse foretaget i juli-august i 1978 (34 og 86%; Kiørboe 1980a) og 1985 (20 og 31%; Jensen 1986) i to græssede felter på Tippergrunden hhv. i Rødsandshagebugten og nordøst for Nordre Rad.

For gruppen 'andre planter', der er en blanding af ålegræs og ferskvandsplanter (Jens Würglér Hansen, pers. medd.), er biomassen i mangel af artspecifikke kalibreringskurver estimeret ud fra kalibreringskurven for langstillet havgræs, der medtager både over- og underjordisk biomasse.

Sammenholdes biomasseestimeraterne baseret på amtets målinger af bunddækket langs transekterne med middelværdierne for Jan Steinbring Jensens målinger foretaget på grundene i årene 1989-99, hvor begge overvågningsprogrammer blev gennemført, fås en særdeles overbevisende sammenhæng mellem den estimerede biomasse og de faktiske målte biomasser (se Fig. app. 2).

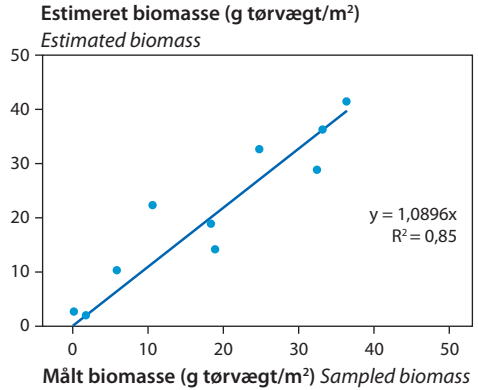


Fig. app. 2. Sammenhængen mellem den gennemsnitlige samlede biomasse af planter målt på Tippergrunden, Havrvig Grund og Stavning Grund i 1989-99 (hvor mindst to og i flere af årene alle tre grunde er monitoreret, jf. Fig. 11) og den estimerede biomasse ud fra plantebunddækket langs Ringkjøbing Amts transekter i de samme år.

The relationship between average sampled biomass of submerged macrophytes on the shallows Tippergrunden, Havrvig Grund and Stavning Grund and the estimated biomass from bottom coverage-biomass calibration curves 1989-1999. Both values in g dry mass per m².

Til de efterfølgende statistiske analyser af fuglenes forekomst i fjorden i forhold til plantebiomassen har vi benyttet faktiske målinger af biomassetætheder fra årene 1978, 1979, 1984-92 og 1994-99 (Fig. 11) samt estimerede biomasser ud fra bunddækkemålingerne i 1993 og 2000-2007 (Fig. 12).

På denne måde opnås ikke alene, at svømmefuglenes forekomst på Tipperne kan korreleres med biomassen i hele fjorden, men også at antallet af år med data at regne på stiger fra 15 år på Tipperne alene (indenfor perioden 1978-2000) til 26 år for hele fjorden (indenfor perioden 1978-2007), hvilket selvsagt giver et væsentligt forbedret statistisk grundlag.