

Populationsutveckling och häckningsframgång för brunand *Aythya ferina* vid Angarnsjöängen, Uppland, 1995–2005

*Population development and breeding success of Pochard *Aythya ferina* at Angarnsjöängen, Uppland, in 1995–2005*

SVANTE SÖDERHOLM

Abstract

Abundance of wildfowl has been censused annually since 1978 at Angarnsjöängen, a shallow formerly drained eutrophic lake near Stockholm, Sweden. It was extensively restored 1992–1993. Breeding success has been monitored since 1995. Here breeding data on Pochard *Aythya ferina*, collected 1995–2005, are presented. The population showed large fluctuations between 1978 and 2005 and they were not related to the status of the lake. The population varied between 2 and 14 breeding pairs. In four of the eleven years no broods were observed. It is suggested that the main causes for an absence of reproductive success are water level and/or lack of nesting sites. Mean brood size per suc-

cessful pair was 5.6 pulli, similar to that in Central Europe. Breeding success (number of broods or pulli per breeding pair) was not related to the number of breeding pairs. Mean brood size was positively correlated with breeding success, but mean brood size was not related to the number of breeding pairs, neither was there a correlation between the total production of pulli and the number of breeding pairs.

*Svante Söderholm, Riddargatan 78,
SE-114 57 Stockholm, Sweden.
E-mail: svante.soderholm@spray.se*

Received 24 November 2004, Accepted 20 September 2005, Editor: T. Pärt

Sedan 1978 har våtmarksfågelfaunan vid Angarnsjöängen årligen inventerats. När inventeringarna inleddes var huvudmålet att få tillförlitliga uppgifter inför den restaurering av sjöängen som då diskuterats sedan flera år. Ett restaureringsförsök gjordes 1984–1985, men genom att inventeringarna fortsatte även efter detta försök framgick det tydligt att restaureringsförsöket var misslyckat. Igenväxningen kom att öka ytterligare och dessutom ske snabbare. Denna kunskap om vikten av att följa upp en restaurering samt en önskan om att utvärdera de långsiktiga effekterna av en restaurering gjorde att inventeringsserien fortsatte även efter den omfattande restaureringen 1992–1993. Inventeringsserien har visat att denna restaurering, d.v.s. de åtgärder som tillgreps, hade en positiv effekt på fågelfaunan (Söderholm & Eriksson 1999, Larsson & Welander 2003). Från och med 1995 utökades inventeringsarbetet genom en uppföljning av häckningsresultatet för framför allt änder. Det primära målet var att få bättre kunskap om sjöängens status som häckfågellokal.

I detta arbete presenteras uppgifter rörande brunandens populationsutveckling vid Angarnsjö-

ängen 1978–2005 samt uppgifter rörande kullstorlek och häckningsframgång 1995–2005. Endast ett fåtal tidigare studier har undersökt brunandens häckningsframgång och de mest utförliga är från Mellaneuropa, d.v.s. Tjeckoslovakien och södra Tyskland (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969, Cramp & Simmons 1977, Havlín 1966a, 1966b, 1966c, 1972, Bezzel 1969). Det finns även uppgifter från Lettland (Blums et al. 1993, Dugger & Blums 2001).

Metoder

Angarnsjöängen är en grund eutrof slättsjö som varit föremål för flera sjösänkningar. Dess areal är c. 110 ha. Lokalen är belägen 25 km NO om Stockholm (59° 33' N, 18° 10' O). Runt sjöängen finns idag en mängd olika biotoper; betade strandängar, åkrar, beteshagar, några lövskogsdungar och brukad barrskog med varierande inslag av lövskog. Målet för den omfattande restaureringen 1992–1993 var att återskapa ett tidigt successionsstadium och att skapa förutsättningar för att bibehålla detta. Till följd av detta är vattenståndet idag

reglerat, så att översvämningskanaler skapas under vår och höst med tillhörande uppkomst av en blå bård. Den ideala vattenståndsväxningen är satt till 1,2 m. Utförliga uppgifter om restaureringen och lokalen finns bl.a. i Söderholm & Eriksson (1999) och Larsson & Welander (2003).

Sedan inventeringen av sjöfåglar inleddes 1978 har den skett enligt samma riktlinjer. Målet har varit att inventera hela sjöängen, under en dag, minst en gång per vecka. I början var inventeringsperioden från senare delen av april till slutet av första veckan i juni. Sedan mitten av 1990-talet har inventeringarna inletts tidigare, runt ett veckoslut i mitten av april. Orsaken till detta är att en del arter under inventeringsserien visat en tendens att påbörja häckningen tidigare och att en tidigare inventeringsstart varit önskvärd för att få goda inventeringsuppgifter.

Det inventeringstillfälle som utgjorde basen för uppskattningen av antalet häckande par ett visst år valdes i efterhand varje år från den samlade bilden av artens utbredning under inventeringssäsongen. Antalet häckande par har getts av antalet observerade honor vid detta inventeringstillfälle. Mestadels gav en analys av inventeringsresultaten en mycket god bild av när rastande eller icke-häckande fåglar lämnade sjöängen och/eller när honorna lagt sig på ägg ett visst år. Många år har ytterligare stöd för valet av datum erhållits av observationer av nykläckta eller relativt nykläckta kullar, vilket gjort det möjligt att beräkna när ruvning och äggläggning inletts (för inventeringsmetodiken se även Söderholm & Eriksson 1999).

Den använda inventeringsmetodiken gör att det finns en osäkerhet i det bedömda antalet par. Min uppfattning är att osäkerheten i uppskattningen av antalet häckande par inte varierat nämnvärt under inventeringsserien. Den grundar sig på att stickprov utförts på inventeringsuppgifterna, sedan inventeringsarbetet utökades för att erhålla information om häckningsresultatet, och dessa visar att bedömningen av antalet häckande par endast i ringa omfattning påverkas om hänsyn tas till när kullar observerats eller inte, för år med mer än 6 par var skillnaden inget eller ett par.

Häckande par kommer i fortsättningen att ange det från inventeringsresultaten bedömda antalet häckande par, d.v.s. antalet observerade honor det för året valda datumet. Kjell Eriksson genomförde inventeringarna av sjöfågel 1978–1994 och sedan 1995 har dessa gjorts av författaren.

Sedan inventeringsarbetet utvidgades 1995 har besök i juni och juli varit främst inriktade på att erhålla uppgifter om kullstorlekar, häck-

ningsframgång och liknande. Under perioden 1995–1999 var antalet besök i juni 5–6. Perioden 2000–2005 var antalet besök minst 10, frånsett år 2000 och 2002 då antalet besök var 8 respektive 6. Besöken har i stort sett varit jämt fördelade över månaden (frånsett 1995 då sjöängen besöktes vid tre tillfällen i tät följd i början av månaden och därefter ytterligare två gånger med två veckors mellanrum, och 2002 då det sista besöket under månaden gjordes 16 juni). Situationen är snarlik när det gäller juli. Då har lokalen 1995–1998 besökts 3–5 gånger under månaden. Dessa besök skedde företrädesvis under månadens två första och sista vecka. Under juli månad 1999–2002 var antalet besök 6–8 och relativt jämt fördelade över månaden. År 2003–2005 var antalet besök fler än 10. Inventeringsuppgifterna visar att mediandatum för observation av årets första brunandskull är 19 juni (7–25 juni) och att de övriga kullarna observerats inom 2–3 veckor vilket innebär att inventeringsinsatsen torde ha varit tillräcklig för att få en mycket god bild av brunandens häckningsframgång i Angarnsjöängen.

Kullstorleken anges som antalet pulli i kullen när den observerades för första gången, inom en dryg vecka efter att de kläckts. Flygga ungar kunde inte noteras eftersom de flygga eller i det närmaste flygga ungarna ofta var utspridda över ett stort område och därigenom svåra och tidskrävande att observera. Dessutom lämnar de flesta brunänderna sjöängen i samband med att de blivit flygga vilket gör det svårt att avgöra om en unge blivit flygg eller om den avlidit.

Risken att samtliga kullar inte upptäckts bedöms som mycket låg. Orsaken till detta är att arten inte hävdar revir vilket gör att kullarna tenderar att ansamlas på och kring de större klarvattenytorna och därigenom blir de lätta att observera.

En annan tänkbar felkälla är att kullar dubbelräknats eller felaktigt bedömts vara en tidigare observerad kull. Mot att så skett talar faktumet att några år har situationen varit sådan under senare delen av sommaren att samtliga kullar setts samtidigt, d.v.s. antalet som noterats vid detta besök har varit i överensstämmelse med det tidigare erhållna antalet kullar (givetvis har då flertalet kullar varit decimerade).

Kullstorleken är troligtvis behäftad med en större osäkerhet i och med att kullarna haft en varierande ålder första gången de observerats och det är känt att dödligheten i späda ålder inte är försumbar (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En annan faktor i sammanhanget är svårigheten att observera samtliga ungar i kullen, främst när kullen

Tabell 1. Årsvis sammanställning över antalet häckande par, antalet kullar, genomsnittlig kullstorlek med standardavvikelse, intervall för kullstorleken, totalt antal pulli och häckningsframgång uttryckt som kullar per par och pulli per par.

Annual compilation of number of breeding pairs, number of broods, mean brood size with standard deviation, brood size range, total number of pulli, and breeding success expressed as broods per pair and pulli per pair.

År <i>Year</i>	Antal par <i>Number of pairs</i>	Antal kullar <i>Number of broods</i>	Genomsnittlig kullstorlek±SD <i>Mean brood size±SD</i>	Kullstorleksintervall <i>Brood size range</i>	Totalt antal pulli <i>Total number of pulli</i>	Häckningsframgång <i>Breeding success</i>
1995	8	5	5,6±3,2	1–10	28	0,63; 3,5
1996	10	9	5,6±1,9	3–8	50	0,90; 5,0
1997	14	6	3,8±1,7	3–6	23	0,43; 1,6
1998	7	7	6,4±1,3	5–8	46	1,00; 6,4
1999*	9	8	5,9±2,9	2–11/12	47–48	0,89; 5,3
2000	9	0	-	-	0	0; 0
2001	6	0	-	-	0	0; 0
2002	6	5	6,0±2,7	2–9	30	0,83; 5,0
2003	3	0	-	-	0	0; 0
2004	4	0	-	-	0	0; 0
2005	2	1	5,0	5	5	0,50; 2,5
Totalt	78	41	5,6±2,3	1–11/12	229–230	0,53; 2,9

* Storleken för en kull kunde inte fastställas 1999, den innehöll 11–12 pulli. I beräkningar har medelvärdet 11,5 använts. *The size of one brood could not be determined in 1999, it consisted of 11–12 pulli. In the calculations the mean value 11.5 has been used.*

helt eller delvis håller till vid högvuxen vegetation samt när ungarna håller sig tätt ihop så att kullen utgör en ”klump”. Denna felkälla torde dock ha liten inverkan på resultaten som presenteras i och med att för endast en av 41 kullar har antalet pulli inte kunnat bestämmas när kullen sågs första gången.

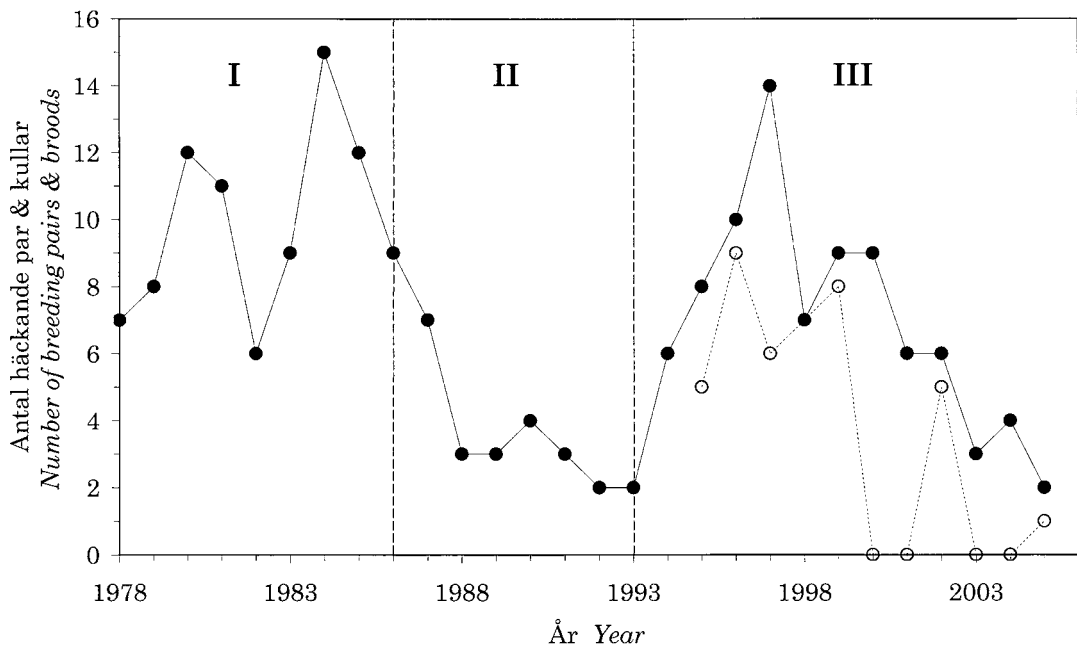
Resultat

Antalet häckande par av brunand i Angarnsjöängens under inventeringsperioden 1978–2005 redovisas i Figur 1. Inventeringsuppgifterna från Angarnsjöängens kan delas in i tre tidsperioder, vilka återspeglar sjöängens tillstånd som häckfågellokal för brunand och flertalet av de andra häckande andararterna (Figur 1). Under period I varierade antalet par av brunand men det finns ingen trend i uppgifterna. Period II utmärktes av att antalet häckande par minskade snabbt innan det planade ut på en låg nivå. Den innevarande perioden (III) inleddes i och med att sjöängens restaurerades. Efter den initiala ökningen varierade antalet ett antal år utan en klar trend. De senaste åren uppvisar dock populationen en avtagande trend. Över hela perioden finns ingen signifikant trend (Spearman rank korrelation $r_s = -0,35$; $n = 11$; $P = 0,24$).

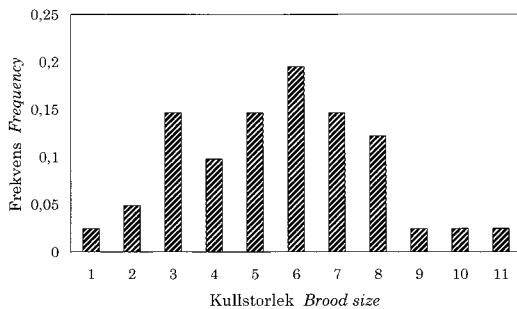
I Tabell 1 redovisas häckningsbiologiska uppgifter för brunand vid Angarnsjöängens under perioden 1995–2005. Av den framgår att häckningsframgången varierat avsevärt under undersökningsperioden. Totalt har 53% av paren fått fram en kull. Det årsvisa medelvärdet är 47%. Fem år får den anses ha varit god till mycket god då mellan 63% och 100% av de häckande paren fått fram en kull, men den har varit usel under fyra år då inget par producerade en kull. Två år var häckningsframgången måttlig, 43% och 50% av paren fick fram en kull.

Antalet producerade kullar var positivt korrelerat till antalet häckande par (Korrelation: $r_s = 0,62$; $n = 11$; $P = 0,044$). I och med att antalet häckande par uppvisar en avtagande trend under perioden 1995–2005 (Figur 1; Korrelation: $r_s = -0,84$; $n = 11$; $P = 0,0012$) har också antalet producerade kullar minskat (Korrelation: $r_s = -0,66$; $n = 11$; $P = 0,028$). Minskningen framträder tydligt de senaste sex åren, endast två av dessa år har kullar producerats. Antalet häckande par dessa år avviker dock inte från antalet par de år när kullar observerats (Mann-Whitney U test: $n_1 = 7$; $n_2 = 4$; $U = 20$; $P = 0,32$).

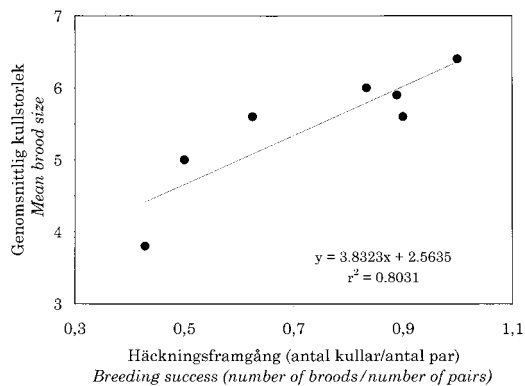
För framgångsrika par var den genomsnittliga kullstorleken $5,6 \pm 2,3$ pulli (medelvärde ± standardavvikelse, $n = 41$) och kullstorleken varierade



Figur 1. Antalet häckande par per år (●) och antalet kullar (○) av brunand 1978–2005 vid Angarnsjöängen. Romerska siffror och streckade vertikala linjer anger ungefärliga gränser för de tidsperioder som inventeringsresultaten kan indelas i. Annual number of breeding pairs (●) and number of broods (○) of Pochard at Angarnsjöängen 1978–2005. Roman numerals and dashed vertical lines show roughly the different periods the census result can be divided into.



Figur 2. Frekvensdiagram för kullstorleken, små pulli, hos brunand vid Angarnsjöängen. Frequency distribution of brood size, small pulli, for Pochard at Angarnsjöängen.



Figur 3. Förhållandet mellan genomsnittlig kullstorlek och häckningsframgång för brunand. Häckningsframgång är uttryckt som antalet kullar per antalet häckande par (Linjär regression: $r=0,88$; $F=17,11$; $P=0,0090$). Relationship between mean brood size and breeding success of Pochard. Breeding success is expressed as number of broods per number of breeding pairs.

mellan 1 och ca. 11 pulli när ungarna var nykläckta. Kullstorleken för lyckade häckningar varierade inte signifikant mellan åren (Kruskal-Wallis test: $df=6$; $P=0,35$). Frekvensen för de olika kullstorlekarna återfinns i Figur 2. Den mest frekventa kullstorleken är 6 pulli och nästan 60% av kullarna återfinns i intervallet 4–7 pulli (nedre kvartil 4 pulli, övre 7 pulli).

Den genomsnittliga kullstorleken för framgångsrika par var större de år häckningsframgången var högre, d.v.s. kvoten antalet kullar/antalet häckande par var större (Korrelation: $r_s=0,81$; $n=7$; $P=0,027$); se Figur 3. Men den genomsnittliga kullstorleken visar ingen trend över åren (Korrelation: $r_s=0,16$; $n=7$; $P=0,73$). Kullstorleken beror inte heller av antalet häckande par (Korrelation: $r_s=-0,36$; $n=7$; $P=0,43$). I enlighet med det negativa sambandet mellan genomsnittlig kullstorlek och antalet häckande par var det totala antalet pulli ej signifikant korrelerat till antalet par (Korrelation: $r_s=0,50$; $n=11$; $P=0,11$). Häckningsframgången påverkades inte av antalet häckande par (Korrelation kullar/par – par: $r_s=0,35$; $n=11$; $P=0,29$. pulli/par – par: $r_s=0,38$; $n=11$; $P=0,29$).

Diskussion

Populationsförändringar

Brunandens populationsutveckling har skiftat avsevärt under åren och uppvisar en avtagande trend under de senaste åren (Figur 1), och på ett liknande sätt har antalet producerade kullar och totala antalet producerade ungar minskat (Tabell 1). Häckningsframgången har varit mycket dålig en del år. Men resultaten visar att den genomsnittliga kullstorleken hos framgångsrika häckande par inte har minskat under undersökningsperioden. Kullstorleken är däremot positivt kopplad till häckningsframgången (d.v.s. antalet kullar/antalet häckande par). Nedan diskuteras populationsutvecklingen i förhållande till hur sjöängen påverkats av igenväxning och restaurering. Häckningsframgången i relation till förekomst av boplatser (d.v.s. vattenstånd och vegetationens beskaffenhet) och föda. Den vid Angarnsjöängen funna kullstorleken jämförs med uppgifter från mellersta Europa och Baltikum.

I grova drag kan brunandens populationsutveckling vid Angarnsjöängen relateras till sjöängens tillstånd och tillhörande lämplighet som häckplats för änder. Från inventeringens start till mitten–senare delen av 1980-talet varierade antalet par av brunand men det finns ingen trend (Period I). Sedan medförde den accelerande igen-

växningen att sjöängen snabbt försämrades som häckningslokal för änder (Söderholm & Eriksson 1999), vilket ledde till att antalet häckande par av brunand minskade snabbt innan det planade ut på en låg nivå (Period II). I och med att sjöängen restaurerades kom populationen initialt att snabbt öka. Därefter varierade antalet par ett antal år utan en klar trend innan den pågående avtagande trenden inleddes omkring år 2001 (Period III).

Men denna bild förklarar inte de relativt stora variationerna kring en stabil nivå under tidsperiod I och under den inledande delen av period III. Även när populationen stabiliserats på en låg nivå under period II finns det relativt sett variationer av samma storleksordning. Tendensen till en minskande population de senaste åren uppkommer genom att ingen återhämtning sker efter 2001 och 2002, till skillnad från tidigare under period I och III (d.v.s. när sjöängen varit en lämplig häcklokal för änder) när en tillfällig minskning följts av en uppgång.

Det låga antalet häckande par 2003, i förhållande till tidigare år efter restaureringen, var inte unik för brunand då samtliga häckande dykandsarter minskade rejält från 2002 till 2003 i Angarnsjöängen (Söderholm & Eriksson 2004). Den kraftiga minskningen berodde troligen i stor utsträckning på näringsbrist under våren och häckningssäsongen 2003. Den förmodade orsaken till den var att sjöängen vintern 2002–2003 var i det närmaste bottenfrusen (Söderholm & Eriksson 2004). Den förmodade näringsbristen påverkade inte simandsarterna, som i högre utsträckning livnär sig på vegetabilisk föda (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969, Cramp & Simmons 1977). Utgående från iakttagelser gällande vegetationen i Angarnsjöängen förefaller det troligt att det låga antalet häckande par av brunand, och även vigg *Aythya fuligula*, 2004 till viss del berodde på avsaknaden av lämpliga boplatser. Stöd för detta ges av att den i bohål häckande knipans *Bucephala clangula* population hade fullständigt återhämtat sig 2004 till skillnad från brunand och vigg. Den fortsatt nedgående trenden för brunand beror troligen inte på att sjöängen generellt försämrats som häcklokal för änder, även om en viss igenväxning ägt rum sedan restaureringen. Stöd för detta antagande ges av att brunand i större utsträckning än de andra häckande dykandsarterna livnär sig på vegetabilisk föda (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969), och att simänderna, som i stor utsträckning livnär sig på vegetabilisk föda, inte minskat. Ytterligare stöd ges av att de biotopmässigt krävande arterna skedand *Anas clypeata* och årta *Anas*

querquedula, som befunnits vara de arter som först minskar och försvinner när biotopen försämras (Sjöberg & Danell 1996), inte påverkats. För skedand finns ingen trend i uppgifterna och för årta förefaller populationen ha stabiliserats på en något lägre nivå än under slutet av 1990-talet. Så orsaken till brunandens nedåtgående trend får troligen sökas utanför sjöängen.

Tyvärr är det inte möjligt att få kännedom om i vilken mån de långsiktiga trenderna eller fluktuationerna vid Angarnsjöängen återspeglar förhållandena för hela den svenska populationen, då den Svenska häckfågelinventeringens databas innehåller för få årliga uppgifter om brunand (Lindström & Svensson 2003). Inte heller är den svenska delen av den Internationella sjöfågelinventeringen till någon hjälp då resultatet påverkas kraftigt av om vintern är sträng eller mild. Vidare har huvuddelen av de noterade brunänderna funnits på ett fåtal lokaler i Blekinge vilket gör att närvaron/frånvaron av dessa stora flockar kraftigt påverkar inventeringsresultatet (Nilsson 2004).

Häckningsframgång

Att häckningsframgången varierat avsevärt mellan åren i Angarnsjöängen beror i stor utsträckning på att inga kullar kläckts under vissa år. Materialet från Angarnsjöängen tillsammans med litteraturuppgifter indikerar att förutom den ovan diskuterade näringsbristen p.g.a. bottenfrysning har vattenstånd och vegetationens beskaffenhet påverkat häckningsframgången, d.v.s. medfört att inga kullar producerats flera år eller t.o.m. medfört att häckning inte ens inletts även om artens uppträdande i sjöängen antydde detta. Att dessa faktorer spelar en stor roll i sammanhanget beror på brunandens val av boplatser; nästan 70% av bona placeras i vegetation så att de omges av vatten (Havlin 1966c). Av bon rapporterade i Havlin (1966c) var 48% placerade i starttuvor, 11% i gröe (*Glyceria* sp.) och 20% i bladvass. Boets placering gör att ett ogynnsamt vattenstånd under perioden för äggläggning eller ruvning kan leda till att bon dränks (eller torrläggs) eller att häckning inte inleds eftersom lämpliga boplatser ligger under vatten. Att häckningsresultatet kan variera avsevärt på grund av vattenstånd och/eller dess fluktuationer har beskrivits av Havlin (1966b, c). Havlin (1966a) har även beskrivit att vegetationens beskaffenhet kan påverka häckningsresultatet, samt att häckningen fördröjs vid högt vattenstånd, i och med att lämpliga boplatser saknas och vegetationen inte är tillräckligt tät och kraftig. Boets placering gjorde att

den näst främsta orsaken till att häckningar misslyckades var att boet dränktes (bon omgivna av vatten 26%; för samtliga bon 18%; Havlin 1966b, c). Den främsta orsaken till misslyckade häckningar var att boet övergavs innan äggkullen var fullagd (bon omgivna av vatten 36%; för samtliga bon 43%) utan någon synbar anledning (Havlin 1966b, c).

Att ett ogynnsamt vattenstånd och/eller vegetationens beskaffenhet till stor del kan förklara att inga kullar kläckts i Angarnsjöängen år 1999, 2000 och 2004 visar följande iakttagelser. År 2000 reglerades vattenståndet utgående från felaktiga premisser vilket ledde till att vattenståndet var mycket högt under våren och försommaren. Vattenståndet var uppskattningsvis 40–50 cm högre än det ideala enligt vattendomen, vilket medförde att lämpliga boplatser saknades eftersom de låg under vattnet. Situationen för arten förvärrades ytterligare av en snabb sänkning av vattenståndet från mitten av maj till senare delen av juni, d.v.s. under tiden för äggläggning och/eller ruvning, vilket kan ha medfört att bon övergavs och/eller plundrades då de inte längre var skyddade av omgivande vatten. Det följande året, 2001, fluktuerade vattenståndet kraftigt och snabbt under samma period i maj–juni. Det sjönk snabbt i två omgångar till följd av avtappning och däremellan steg det snabbt en gång. Det långt ifrån ideala förhållandet i fråga om vattenståndet som rådde detta år har antagits vara orsaken till ett överlag dåligt häckningsresultat det året (Söderholm & Eriksson 2002). Vårvintern 2004 framgick det att den glesa och kläna fjolårsvassen i stor utsträckning låg ned eller hade brutits av. Detta år dröjde det även innan bestånden av jättegröe växte upp och blev täta, vilket skedde först från början–mitten av juni, varför avsaknaden av lämplig vegetation att placera bon i var stor.

Häckningsframgången vid Angarnsjöängen, totalt 53% lyckade häckningar och ett årsvisst medelvärde om 47%, skiljer sig inte nämnvärt från uppgifter inhämtade i andra delar av Europa. Den genomsnittliga häckningsframgången var 65% i Tjeckoslovakien. Under fyra år varierade den mellan 57% och 85% (Havlin 1972) och ett femte år var häckningsframgången sämre, 37%, p.g.a. högt vattenstånd och brist på lämplig vegetation att placera boet i (Havlin 1972). I södra Tyskland var andelen lyckade häckningar 41% (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). Uppgifter från Lettland (Blums et al. 1993, Dugger & Blums 2001) visar att den årliga variationen i häckningsframgång varierar avsevärt där, överlag var resultatet gott (c. 60–85%)

men är med dåligt resultat (c. 40 %) uppträder regelmässigt. Brunandens nära släkting, svartnåb-bad brunand *Aythya valisineria*, uppvisar också stora årliga variationer i häckningsframgång (Serie et al. 1992). Tre av sju år var häckningsframgången god, 50–72 %, och relativt låg till låg fyra år, 0–29 %. Den låga häckningsframgången var i detta fall kopplad till torka.

Kullstorlek

Även om de största observerade brunandskullarna vid Angarnsjöängen är mindre än den maximala äggkullen som en hona kan producera, 13–14 ägg (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969) är det mycket möjligt att en del kullar härrör från ägg lagda av två eller flera honor. Denna förmodan baseras på att i 10–20 % av äggkullarna som undersöktes i mellersta Europa fanns det ägg som bedömdes ha lagts av en främmande hona (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). I föreliggande arbete har inga försök gjorts att korrigera kullstorlekarna för detta fenomen, då dylika kullar inte kan identifieras med den använda metoden och dessutom förefaller andelen parasiterade kullar variera med populationens täthet.

Den vid Angarnsjöängen funna kullstorleken (5,6 pulli) är mindre än antalet ägg i fullagda kullar i Tjeckoslovakien och södra Tyskland, 8,09 och 8,52 ägg (Havlin 1966a, Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En undersökning i Lettland gav en genomsnittlig kullstorlek om 7,6 ägg (Dugger & Blums 2001), dock från endast två säsonger. Skillnaden mellan de rapporterade äggkullarnas storlek och den funna kullstorleken vid Angarnsjöängen är i god överensstämmelse om man beaktar hur många ägg som i genomsnitt inte kläcks i en fullagd kull. Havlin (1972) har redovisat att i genomsnitt kläcks inte 2,5 ägg i varje äggkull som leder till en lyckad häckning. I södra Tyskland har man funnit en genomsnittlig kullstorlek om 6,5 nykläckta pulli. Dödligheten i späda ålder är dock stor. När ungarna är en vecka gamla är kullstorleken 5,4 pulli och efter ytterligare en vecka har den reducerats till 5,3 pulli (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). Värden från Tjeckoslovakien (ett annat område än det som använts av Havlin 1966a, b, c, 1972) ger en större kullstorlek: 8,77 ägg; 6,4 pulli en vecka gamla; 6,1 pulli två veckor gamla (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969). En stor del av skillnaden kan tillskrivas att i denna undersökning från Tjeckoslovakien behandlades kullar större än den maximala kullstorleken som om det kläckts av en hona. I Lettland utgjordes

den nykläckta kullen av 6,6 pulli (Blums et al. 1997). Detta värde är dock inte helt jämförbart med värdena från de andra undersökningarna i och med att materialet utgjordes endast av honor som häckade första gången när de var ett eller två år gamla.

Med tanke på att kullarna när de observerades för första gången i Angarnsjöängen oftast var omkring några dagar till en vecka gamla så föreligger det ingen skillnad i kullstorlek mellan Angarnsjöängen och de andra områdena varifrån uppgifter om kullstorlek föreligger.

Resultaten som presenterats gällande kullstorlek och hur den påverkas av olika faktorer visade att det enda sambandet som framträdde var att den genomsnittliga kullstorleken hos framgångsrika par var högre under år med god än under år med dålig häckningsframgång. Det tycks därför som om bra år påverkar både sannolikheten att producera en kull och att producera en stor kull. De gjorda jämförelserna med publicerade uppgifter om häckningsframgång och kullstorlek visar att det inte föreligger några nämnvärda skillnader i brunandens reproduktionsförmåga mellan mellersta Sverige, Mellaneuropa och Baltikum.

Tack

Jag tackar Kjell Eriksson för att han startade de årliga inventeringarna av Angarnsjöängen och inte minst under många år genomförde större delen av arbetet – utan Kjells insatser hade det inte varit möjligt att följa brunandens populationsutveckling och jag hade knappast kommit att studera artens häckningsframgång.

Referenser

- Bauer, K.M., & Glutz von Blotzheim, U.N. 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 3. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Bezzel, E. 1969. *Die Tafelente*. Die neue Brehm Bücherei, Wittenberg-Lutherstadt.
- Blums, P., Bauga, I., Leja, P. & Mednis, A. 1993. Breeding population of ducks on Engure Lake, Latvia, for 35 years. *Ring* 15: 165–169.
- Blums, P., Hepp, G.R. & Mednis, A. 1997. Age-specific reproduction in three species of European ducks. *Auk* 114: 737–747.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Dugger, B.D. & Blums, P. 2001. Effect of conspecific brood parasitism on host fitness for Tufted Duck and Common Pochard. *Auk* 118: 717–726.

- Havlin, J. 1966a. Breeding season and clutch size in the European Pochard, *Aythya ferina*, and the Tufted Duck, *A. fuligula*, in Czechoslovakia. *Zool. listy* 15: 175–189.
- Havlin, J. 1966b. Breeding success of the Pochard and the Tufted Duck in Czechoslovakia. *Bird Study* 13: 306–310.
- Havlin, J. 1966c. Nest sites of the European Pochard (*Aythya ferina*) and the Tufted Duck (*A. fuligula*) in Czechoslovakia. *Zool. listy* 15: 333–344.
- Havlin, J. 1972. Differences in the Breeding Success of the Pochard (*Aythya ferina*) and the Tufted Duck (*Aythya fuligula*). *Zool. listy* 21: 85–95.
- Larsson, T. & Welander, B. 2003. Angarnsjöängen om grävning och dämning som restaureringsmetod. *Vår Fågelvärld* 62(6): 15–21.
- Lindström, Å & Svensson, S. 2004. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2003. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund, Sverige. Se även <http://www.biol.lu.se/zoekologi/birdmonitoring>
- Nilsson, L. 2004. Internationella sjöfågelinventeringarna i Sverige 2002/2003. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund, Sverige. Se även <http://www.biol.lu.se/zoekologi/waterfowl/index.htm>
- Serie, J.R., Trauger, D.L. & Austin, J.E. 1992. Influence of age and selected environmental factors on reproductive performance of Canvasbacks. *J. Wildl. Manage.* 56: 546–556.
- Sjöberg, K. & Danell, K. 1996. Konsten att skapa och sköta våtmarker. *Vår Fågelvärld* 55(3): 23–25.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 1999. Inventering av häckande simänder vid Angarnsjöängen 1978–1998 och sjörestaureringens inverkan på resultatet. *Ornis Svecica* 9: 187–200.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2002. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 2001 – ett år med dåligt häckningsresultat. *Fåglar i Stockholmstrakten* 31(2): 37–48.
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2004. Inventering av våtmarksfågelfaunan vid Angarnsjöängen 2003 – dykänderna minskade kraftigt. *Fåglar i Stockholmstrakten* 33(1): 21–31.

Summary

Wetland bird species were surveyed in 1978–2005 at the 110 ha large eutrophic lake Angarnsjöängen 25 km northeast of Stockholm. In the 1970s, the conditions for waterfowl were deteriorating, and a first effort to improve the conditions was made in 1984–1985. However, this effort was not successful and the habitat deteriorated even more rapidly. A more extensive restoration was made in 1992–1993 with considerable improvement of the wetland. Starting in 1995, breeding success of duck species was also recorded in order to better understand the population development in relation to habitat change. In this paper I describe and analyse the population changes and breeding success of the Pochard *Aythya ferina*, a species that had very large population variation, between years.

The number of breeding pairs varied between two and fifteen during the period 1978–2005.

The lake was surveyed once a week from mid or late April through early June. The number of breeding Pochard pairs was based on the number of females at the first visit after the staging migrants and non-breeding birds had left the lake. The annual estimates may be somewhat uncertain in terms of absolute numbers, but they are comparable since the survey method has remained identical during the whole period. From 1995, surveys were also made during the whole of June and July for recording brood size and breeding success. These visits were numerous, being about ten to twenty in most years. As the measure of brood size, I used the number of young when the brood was first seen, normally during the first week after hatching. Very early mortality could not be accounted for, but when the brood was actually counted, the exact number of young could be determined in all but one brood.

Population size is given in Figure 1. The survey period can be divided into three periods. During a first period (C. 1978–1986), six to fifteen pairs bred without any significant trend. During the second period (C. 1987–1992), there was a strong population decline to only two pairs. During the third period, starting in 1993, the population first rose rapidly, peaking with fourteen pairs in 1997, and then declined to only two pairs in 2005. The increase occurred directly after the lake restoration in 1992–1993.

Number of broods, brood size, and breeding success in 1995–2005 are given in Table 1. The number of broods varied much (0–9) and was positively correlated with the number of breeding pairs (2–14; cf. Figure 1). Brood size varied between one and eleven small young (Figure 2) but the annual mean brood size of successful pairs did not vary between years and showed no trend over the period. Breeding success, both in terms of broods per breeding pair and young per breeding pair, varied much and was zero in four years (Table 1). Average brood size of successful pairs was larger in years when breeding success (broods per pair) was higher (Figure 3). After the restoration, there were five years with a strong population and mostly high breeding success and four years when no clutches were hatched. However, the number of breeding pairs was not different from the years when broods were observed. With still a strong breeding population, complete breeding failure occurred in 2000–2001. The population size declined rather rapidly 2001–2002.

The development of the Pochard population was connected with changes of habitat quality until the 1997 peak. The decline between period one and two, and low numbers during the second period were results of increasing vegetation cover and disappearance of open water. This made the lake unsuitable as a breeding site both for the Pochard and other ducks. The increase during the early years of period three was almost certainly a direct affect of the restoration which involved removal of vegetation and creation of much more open water. The decline after 1997 is more difficult to explain since there was still about as much open water in recent years as around 1997. The very low numbers in 2003 was not unique for the Pochard; all diving ducks declined between 2002 and 2003. No such decline was recorded among the dabbling ducks, which feed mainly on vegetables. Not even among the species that are most sensitive to deterioration of this kind of habitat (Shoverler *Anas clypeata* and Garganey *A. querquedula*) was any decline recorded. This indicates that a general deterioration of the habitat cannot be the main reason for the decline of the Pochard population. A possible explanation is the fact that the lake froze almost to the bottom in the winter of 2002/2003. This may have caused severe shortage of animal food in the spring of 2003. Also 2004 and 2005 were bad years, and it was the same for the Tufted Duck *Aythya fuligula*. The very low reproductive

success in recent years may indicate, however, that there was a shortage of suitable breeding sites although this was not obvious from the look of the habitat. The Goldeneye *Bucephala clangula*, which is a cavity nester in the surrounding woods and hence does not depend on breeding sites in the lake, had recovered completely in 2004, making the assumption about food shortage less attractive. Instead it is possible that unsuitable water level fluctuations were the main cause of breeding failure. This was most obvious in 2000 and 2001. In 2004, the reeds were weak and broken in the spring and there was an unusually late growth of the emergent vegetation, which may have made it difficult for the Pochards to find nest sites. In spite of these tentative explanations, it is also possible that the recent decline of the population is a result of a general population decline that has little to do with the habitat changes at Angarnsjöängen. Regrettably, there are no data available about this.

The average breeding success at Angarnsjöängen, about half of the breeding pairs producing at least one young, does not differ from that found at several sites in central Europe. The average brood size, 5.6 small young, is also similar to the size found in central Europe. The fact that there was a correlation between mean brood size and number of broods per breeding pair (Figure 3) means that in good years, the Pochards are more likely to produce both a brood and a larger brood.