



Rapport 2007:27



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Angarnssjöängen – våtmark i förändring

Fågelliv och restaureringar 1978 - 2005



Angarngruppen

Rapport 2007:27



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Angarnssjöängen – våtmark i förändring

Fågelliv och restaureringar 1978 - 2005

English title: Angarnssjöängen – wetland in transition. Bird life and restorations 1978-2005

Föreslagen citering: Larsson, T., Söderholm, S. & Wallentinus, H-G. 2007. Angarnssjöängen – våtmark i förändring. Länsstyrelsen i Stockholms län Rapport 2007:27

Redaktörer: Ulf Linnell och Hans-Georg Wallentinus

Författare: Torsten Larsson, Svante Söderholm & Hans-Georg Wallentinus

Omslag: Angarnssjöängen från nordost, eftersommar 2003.

Flygfoto: Bo Gårdstad

Karta ©Länsstyrelsen i Stockholms län och Lantmäteriet, 2007.
Ur Geografiska Sverigedata, 106-2004/188-AB

Utgivningsår: 2007

Tryckeri: Intellecta DocySys AB

ISBN: 978-91-7281-281-9

Ytterligare exemplar av rapporten kan beställas hos
Miljö- och planeringsavdelningen,
Länsstyrelsen i Stockholms län, tel 08-785 40 00

Rapporten finns också som pdf på vår hemsida **www.ab.lst.se**

Denna rapport ingår också som
Meddelande från Angarngruppen nr 27

Angarngruppens hemsida: **www.angarngruppen.se**

Länsstyrelsens förord

Under 1960-talet fanns planer på stora exploateringar i området kring Angarnssjöängen. Sjöängens värde, inte minst som fågellokal, hade tidigt uppmärksammats och under 1960-talet inleddes diskussioner om att skydda våtmarksområdet som naturreservat. En reservatsbildning genomfördes 1982 där våtmarksområdet och dess närmsta omgivningar kom att ingå i reservatet.

Angarngruppen, som bildades 1968, med ett stort antal ideellt arbetande medlemmar tog som sin uppgift att bevaka fågellivets utveckling vid Angarnssjöängen och rapportera sina iakttagelser. De inventeringar som utfördes visade att många fågelarter i området blev alltmer sällsynta, sannolikt beroende på en tilltagande igenväxning av våtmarken.

Åren 1984-1985 och 1992-1993 genomfördes därför större sjörestaureringar av Angarnssjöängen, inledningsvis med urgrävningar följt av genomförandet av en reglering av vattenståndet. Därefter har träd och buskar kontinuerligt röjts kring sjöängen och stora delar av våtmarksarealen tuvbearbetats.

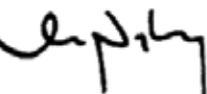
Sedan 1978 har Angarnssjöängens våtmarksfåglar årligen inventerats. Dessa inventeringar visar på att insatta åtgärder haft stor betydelse för fågellivet i våtmarksområdet men också att våtmarksområdet är i behov av kontinuerliga skötselåtgärder för att bibehålla och vidareutveckla ett rikt fågelliv. Rapporten redovisar inventeringsresultat av den häckande våtmarksfågelfaunans variationer åren 1978-2004 och variationer i rastande fåglar vid Angarnssjöängen 1970-2005.

Rapporten innehåller också en historisk återblick över vad som hänt i Angarnområdet sedan istiden fram tills idag.

Angarngruppens kontinuerliga bevakning och rapportering av iakttagelser i området är av största betydelse för bilden av fågelfaunans utveckling och för hur området ska skötas för att så långt möjligt gynna ett rikt fågelliv i reservatet samtidigt som området görs attraktivt för en naturintresserad allmänhet.

Rapporten har sammanställts av medlemmar i Angarngruppen. Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

Stockholm, november 2007



Lars Nyberg
Miljö- och planeringschef

Angarngruppens förord

Med den här rapporten vill vi i Angarngruppen försöka ge en helhetsbild av vad som har hänt med Angarnssjöängen och dess fågelliv under senare tid och då framför allt i relation till de två restaureringar och andra underhålls-åtgärder, som har utförts från mitten 1980-talet och 20 år framåt. Stora summor har satsats på olika åtgärder, och det har därför känts angeläget att redovisa för både naturintresserade besökare, anslagsgivare och naturvårdsförvaltare vad dessa satsningar har resulterat i.

Det är ett mycket omfattande material, som ligger till grund för rapporten, inte minst genom systematiska räkningar av våtmarksberoende arter under många år. Delar av materialet har rapporterats i olika artiklar på annat håll, men ingen heltäckande och sammanfattande redogörelse av den här omfattningen har gjorts tidigare. En stark begränsning vid bearbetningen av materialet har dock varit nödvändig för att hålla volymen på rapporten nere.

Uppdelningen i rastande och häckande arter har medfört att vissa av dem förekommer i båda avsnitten. Det är ett medvetet val, som vi har bedömt som fördelaktigt för läsaren. Det gör det nämligen möjligt att på ett överskådligt sätt beskriva vilka arter som karaktäriserar de rastande respektive häckande fåglarna. Den redovisade tidsperioden skiljer sig delvis mellan dessa grupper. Förklaringen är att utförliga uppgifter om rastande fåglar finns redan från 1970, medan den mer systematiska inventeringen av häckande fåglar började i slutet av 1970-talet.

Rapporten har utarbetats av en arbetsgrupp bestående av Kjell Eriksson, Lars Frankenberg, Torsten Larsson, Ulf Linnell, Roland Staav, Svante Söderholm och Hans-Georg Wallentinus.

I det här sammanhanget är det också på sin plats att tacka dem som på olika sätt har bidragit med fältarbete, skrivbordsarbete och resurser för olika åtgärder: inventerare och övriga fågelskådare som har bidragit med observationer, Naturvårdsverket, Stockholms läns landsting, Vallentuna kommun, Världsnaturfonden, Länsstyrelsen i Stockholms län och andra bidragsgivare, samt en donation från Lars Brogren, föreningens tidigare revisor. Länsstyrelsen har dessutom välvilligt bekostat tryckningen av rapporten.



Lars Frankenberg

Ordförande Angarngruppen

Innehållsförteckning

Sammanfattning	11
Summary	13
Att vrida klockan tillbaka – om landskapet, sjöängen och restaureringarna	15
Problemet	15
Odlingslandskapets och våtmarkernas betydelse för häckande fåglar	15
Våtmarkernas betydelse för flyttande fåglar	15
Restaurering som metod att "vrida den biologiska klockan bakåt"	16
Garnsbygden, en bit av Uppland	16
Vad har hänt de senaste 10 000 åren?	19
Tiden från bronsåldern fram till sjösänkningarna under 1800-talet	19
Sjösänkningarnas tid, fram till omkring 1970	22
Vegetationen i sjöängen	23
Hur såg växtligheten i Angarnssjön ut?	23
Vegetationen idag	25
Reservatsbildningen och restaureringen 1984-85	27
Restaureringen 1992-93	32
Återkommande skötsel fram till 2005	41
Referenser	45
Den häckande våtmarksfågelfaunan vid Angarnssjöängen 1978-2004	46
Inventeringsmetoder	47
Restaureringens effekter på den häckande fågelfaunan	48
Simänder 1978-2004	49
Dykänder 1978-2004	51
Vadare (mindre strandpipare, tofsvipa, enkelbeckasin och rödbena)	53
Inventeringsresultat	55
Knölsvan och sångsvan	55
Grågås	56
Bläsand	58
Snatterand	58
Kricka	59
Gräsand	61
Årta	63
Skedand	66
Brunand	70
Vigg	72
Knipa	74
Svarthakedopping	76
Rördrom	79
Brun kärrhök	81
Småfläckig sumphöna	83
Sothöna	85
Skrattmåss	87

Gulärta.....	90
Sävsångare	94
Referenser	96
Rastande fåglar vid Angarnssjöängen 1970–2005.....	101
Principer för resultatredovisningen	102
Årsrytm och mellanårsvariation hos rastande fåglar	104
Restaureringarnas effekter på rastande gäss, änder, sothöns och vadare.....	105
Andfåglar	105
Sothöna.....	107
Vadare.....	107
Sammanfattande diskussion	110
Inventeringsresultat.....	113
Grågås.....	113
Bläsand	116
Snatterand.....	118
Kricka	120
Gräsand.....	122
Stjärtand.....	124
Skedand	127
Brunand.....	127
Vigg	129
Knipa	131
Sothöna.....	133
Småsnäppa	135
Mosnäppa.....	137
Spovsnäppa	139
Kärnsnäppa.....	142
Myrsnäppa.....	144
Brushane	146
Svartsnäppa	149
Gluttsnäppa	151
Grönbenä	154
Smalnäbbad simsnäppa.....	156
Angarnssjöängen – våtmark i förändring	159
Bakgrund	159
Restaureringsinsatserna	159
Resultatet.....	160
Angarnssjöängen under de senaste åren.....	163
Appendix 1: Händelser och förhållanden som varit viktiga för häckande och rastande fåglar 1993-2005.....	165
Appendix 2: Den häckande våtmarksfågelfaunan vid Angarnssjöängen 1978-2004	169
Appendix 3: Inventeringsmetoder.....	173
Appendix 4: Statistiska beräkningar på beståndsvariationen hos rastande fåglar vid Angarnssjöängen.....	177



Unga skådare vid Lundbydiket, Angarnssjöängen, 1971. Lägga märke till den kraftiga buskvegetationen av viden som växte vid mittdiket i den här delen av sjöängen. Stående fr.v. Eva Stenvång, Sonia Eriksson, Jan Lagerlöf, Alar Broberg, Erik Heijbel (med kikaren) och Otto Hermelin, samt hukande Anders Håkansson. Foto: Klas Reimers.



– 10 –

Sammanfattning

Sänkningar av Angarnssjön skedde ett par gånger under 1800-talets andra del. Under 1960-talet inleddes en diskussion om att avsätta den sjöäng, som var den sista resten av sjön, som naturreservat. Detta bildades 1982.

Angarngruppen, som bildades 1968, tog som sin uppgift att sammanställa och presentera information om områdets växt- och djurliv. De inventeringar som utfördes visade att många fågelarter i sjöängen förde en alltmer tynande tillvaro, sannolikt på grund av den tilltagande igenväxningen. Åren 1984-85 genomfördes därför en restaurering av sjöängen, som bland annat bestod i bortgrävning av 15 000 kubikmeter sediment, byggande av en fast överfallsdamm och röjningar av slyvegetation. Det stod snart klart att de genomförda åtgärderna varken varit tillräckliga för att vända den negativa trenden hos fågelfaunan eller för att hejda igenväxningen. Åren 1992-93 genomfördes därför ännu en restaurering. Åtgärderna innebar bland annat att den fasta dammen ersattes med en rörlig anordning som medgav reglering av vattenståndet. Andra åtgärder utgjordes av omfattande röjningar av träd och buskar runt sjöängen samt maskinell bearbetning av totalt cirka 80 hektar, det vill säga drygt halva våtmarksarealen. Detta gjordes för att skapa en mosaik med öppet vatten i den homogena vass- och starrvegetationen. I samarbete med markägarna intensifierades betesdriften runt våtmarken.

Sedan den årliga inventeringen av våtmarksfåglar startade 1978 har totalt 256 fågelarter noterats. 45 arter har registrerats inom inventeringen, men den omfattar inte alla arter, bland annat inventeras inte häckfåglarna rörsångare och sävsparv.

Många häckande och rastande arter uppvisar en påtaglig ökning under undersökningsperioden, en ökning som i tiden sammanfaller med genomförandet av den andra restaureringsetappen. Variationerna mellan åren är stora och det finns ett klart samband mellan antalet rastande fåglar och framför allt väderleken, men även vattenståndet. För flera arter gäller att den positiva effekten av åtgärderna avklingat efter några år, varvid dock numerären som regel verkar ha stabiliserat sig på en nivå som ligger högre än tidigare. Antalet änder och vadare som rastar under våren är numera ungefär tre gånger så stort som före den andra restaureringen 1992/93. Sammanfattningsvis har de utförda åtgärderna därför bidragit till att skapa en rikare våtmarksfågelfauna, som genom återkommande skötselinsatser är möjlig att behålla för framtiden.

Grunda våtmarker av Angarnssjöängens karaktär utgörs av dynamiska naturtyper som med tiden oundvikligen förändras på grund av successioner i växtsamhällena med ökad dominans av högre och grövre växter och därmed sammanhängande uppgrundning i vattenområdena. För att hålla tillbaka denna utveckling, som för flertalet våtmarksfåglar är negativ, måste åter-

kommande skötselåtgärder sätts in. Det har för Angarnssjöängens del handlat om avverkning av träd och röjning av buskar, maskinell bearbetning av vissa ytor för att slå ut bladvass, jättegröe och annan högre vegetation eller för att reducera den tilltagande tuvbildningen. Regleringen av vattenståndet görs inom de ramar som tillståndet medger och utnyttjas även som skötselmetod.

Bland *häckande arter* uppvisar de flesta arter en uppgång efter den andra restaureringen. Det blev alltså en positiv restaureringseffekt, vilken följdes av en viss nedgång men stabilisering på en högre nivå än före 1984. I princip alla änder (utom *gräsand*) har gynnats av restaureringen. Även *sothöna* har gynnats på motsvarande sätt. *Svarthakedoppingens* dramatiska minskning har bromsats och arten har börjat återvända.

Effekterna på *gulärlan* av den första restaureringen uteblev helt. Då den andra etappen påbörjades 1992 fanns endast två par kvar. Därefter skedde en påtaglig ökning som kulminerade i 29 par år 1997. Ökningen beror sannolikt på att fräsningen av strandmiljöerna i kombination med utökad betesdrift gett större arealer låggräsmark.

Vadarna, främst representerade av *tofsvipa*, *enkelbeckasin* och *rödbena*, uppvisar en enhetlig bild; en påtaglig ökning efter 1992 och därefter en successiv minskning till nivåer som dock ligger klart över läget före åtgärderna. *Skrattmåsen* genomgick en drastisk minskning från som mest cirka 2 500 par i början av 1980-talet till noll par vid tidpunkten för andra restaureringsetappen. Arten har nu återkommit och under senare år har kolonistorleken fluktuerat kring 200 par.

Antalet *rastande arter* är betydande. Bland gässen dominerar *grågås* som under senare år har setts med upp till 2 500 individer under hösten. I stort sett alla rastande andarter har gynnats av den andra restaureringen. Uppkomsten av stora fria vattenspeglar har påverkat dykänderna påtagligt positivt. *Sothönans* antal var opåverkade av den första restaureringsetappen, men ökade från bottenläget ett 20-tal individer till som mest cirka 500 individer under våren efter insatserna 1992/93.

Flera arter rastande vidare visar en tydlig ökning som tidsmässigt kan kopplas till åtgärderna under 1990-talet. De högsta dagssiffror som noterats under vårflyttningen gäller för *grönbenan* (1 200 individer) och *brushanen* (drygt 300). De genomsnittliga siffrorna ligger dock betydligt lägre och stora variationer noteras mellan åren.

Summary

Reduction of the water level of Lake Angarn took place a couple of times during the second part of the 19th century. In the 1960's a discussion started aiming at setting aside the wetland that was the remains of the former lake, as a nature reserve. This was done in 1982. The Angarn Group was formed in 1968 as an NGO, whose main task has become to put together and present information on flora and fauna in the area, having its focus on bird life. The continuously ongoing bird census indicated that many bird species in the wetland were suffering from the unfavourable conditions, among others the ongoing overgrowth from different reed species and bushes. Therefore, during the years of 1984-85 a restoration of the wetland was carried through, consisting of, among other things, digging out of 15 000 cubic meters of sediments and construction of a fixed height dam. Soon it became clear that the measures taken were not enough to reverse the negative trend for the bird fauna or to stop the ongoing overgrowth. Because of that, another restoration was carried through during 1992 and 1993. Tasks during this restoration were to replace the present dam with one where it was possible to regulate the water level. Other measures consisted of extensive clearance of trees and bushes around the wetland, as well as mechanical treatment of around 200 acres of wetland, a little more than half the area. This was done to form a mosaic of open water tables within the homogeneous reed and sedge vegetation. In cooperation with the land owners, grazing of the shore meadows was intensified or initiated.

Since the annual census of wetland birds was commenced in 1978, a total of 256 bird species have been observed. Of these, 45 species have been found breeding within the framework of the census.

Many breeding and resting species show a considerable increase during the period of investigation, an increase that in time coincides with the accomplishment of the second restoration project. The variation between years is considerable, and there is a clear correlation between the number of resting birds and above all the weather, but also the water-level. For a number of species the positive impact from the measures abates after a number of years. However, the number of birds seems to have stabilised on a level higher than before the restoration measures. The number of ducks and waders that rest in the wetland during spring is nowadays around three times as many as during the period before the restoration. The summary is that the measures carried out have contributed to the creation of a richer wetland bird fauna that is possible to maintain for the future by the help of recurrent maintenance.

Shallow wetlands like the Angarn marsh consist of dynamic ecosystems that over the years will inevitably change as a result of natural succession of the

plant societies, giving dominance of taller and coarser plant species and connected siltation of the water bodies. To be able to hold back this development that is found to be negative to most wetland birds, recurrent maintenance must be put in action. Such measures include cutting of trees and clearance of bushes, mechanical treatment of certain areas overgrown with common reed (*Phragmites australis*), reed sweet grass (*Glyceria maxima*) and other tall vegetation, or actions to counteract an increase of areas with tussocks. Regulation of the water level is done within the frames given by the permits, and is also used as a method for maintenance.

Among the breeders, most of the species have gained from the second restoration. However, this was followed by a slight recession and a stabilisation on a higher level than before the first restoration project. Almost all duck species except for the *mallard* were favoured. Also the *coot* was favoured in the same way. The dramatic decrease of the *slavonian grebe* has been changed into a slow increase.

After the second restoration, there was a considerable increase of *yellow wagtail* culminating in 29 pairs in 1997. The probable reason for the increase was the mechanical treatment of the shores, combined with a more intense grazing, that together resulted in larger areas of low grass turf.

Waders, principally *lapwing*, *snipe* and *redshank* show the same development; a considerable increase after the second restoration project in 1992 and a recession in the 2000's to levels well above those before the restoration measures. *Black-headed gull* went through a drastic decrease from as much as around 2 500 pairs in the beginning of the 1980's to zero at the start of the second restoration. The species has returned, and during later years the population has fluctuated around 200 pairs.

The number of resting migrant birds in the wetland for longer or shorter time is considerable. Among geese, the *greylag goose* is the most common species and has been recorded in numbers up to 2 500 individuals during autumn. Taken as a whole duck species have been favoured by the second restoration project. The creation of large open water tables has been a reason for the considerable increase in sea ducks. The number of *coot* was not affected by the first restoration phase, but increased from around 20 individuals up to 500 during spring after 1992-93.

Several species of waders using the area as a stop-over site show a clear increase correlated to the restoration measures in the 1990's. The highest numbers found during the spring migration are 1 200 specimens of *wood sandpiper* and a little more than 300 of *ruff*. However, the average numbers are considerably lower and differ significantly between years.

Att vrida klockan tillbaka – om landskapet, sjöängen och restaureringarna

Författare: Torsten Larsson och Hans-Georg Wallentinus

Det här kapitlet börjar så långt tillbaka som vid bergartsbildningen och går via landhöjning, sjösänkningar med mera fram till restaureringarna av sjöängen under 1900-talets sista två decennier, och de resultat av dem som kan ses i början av det 21:a århundradet. För att förstå varför just Angarnssjöängen blivit en så viktig fågellokal och förstå de problem som Naturvårdsverket, Länsstyrelsen, med flera försöker lösa genom en restaurering, måste läsaren ha den bakgrund som kapitlet inleds med.

Problemet

Odlingslandskapets och våtmarkernas betydelse för häckande fåglar

Det är inte självklart, att en viss fågelart ska finnas i vårt land. Klimatet måste vara sådant, att arten klarar att häcka eller övervintra. Människans aktiviteter påverkar också förekomsten av de flesta arter vi har omkring oss – på gott och ont. Ett antal arter vi betraktar som ”naturliga” är mer eller mindre beroende av det jordbruk som bedrivs. När bruksmetoderna förändras, förändras också förutsättningarna för flera av dem. Av de arter som är beroende av jordbrukslandskapet har 73 av de arter som listas i föregående ”Rödlista” fått förbättrad status i 2005 års rödlista¹. Det betyder att de fått förbättrade villkor. Betydligt fler arter, 131 stycken, visar dock negativa förändringar. Det har bland annat inneburit att fågelarter som ornitologer i gemen betraktar som ”vanliga”, till exempel sånglärka, hämpling och törnskata, nu rödlistats (i klassen ”missgynnade”). Motsvarande siffror för våtmarker är 27 arter med positiv förändring och 18 med negativ. Det är i det senare fallet alltså färre arter som fått sämre status än i föregående lista. Listning kommenteras i framförallt kapitlet om häckande fåglar.

Våtmarkernas betydelse för flyttande fåglar

Det finns ett stort antal arter som är beroende av våtmarker inte i första hand för sin häckning, utan för sin flyttning. Antalet våtmarker i Sverige har

¹ ArtDatabanken uppdaterar vart femte år listan över växt- och djurarter vars fortbestånd i vilt tillstånd i Sverige är hotat på kortare eller längre sikt. I denna ”rödlista” (se Gärdenfors, 2005) skiljer författarna mellan rödlistade och hotade arter, på så sätt att *missgynnade arter* inte betraktas som hotade. Hotklasserna är *sårbar*, *starkt hotad*, *akut hotad* och *försvunnen*. Många arter har tillförts klassen ”missgynnad” eftersom de gått tillbaka starkt som häckfåglar. Arter som bara flyttar genom landet rödlistas inte, även om de är ovanliga.

minskat stadigt under senare delen av 1900-talet. Men minskningen har hejdats under de senaste tio åren eftersom forskning visat att våtmarker har en positiv effekt i landskapet inte minst som närsaltsfälla och bindare av en del andra föroreningar. Dessutom finns det EU-pengar anslagna för den som vill återföra åkermark till våtmark. Lämpliga våtmarker är viktiga för flyttande våtmarksfåglar som rastplatser ("stepping stones") längs flyttvägen. Blir avståndet för långt mellan dem, kan det i värsta fall medföra att färre exemplar når häckplatser eller övervintringsplatser enbart på grund av avståndet mellan dessa rastplatser. Angarnssjöängen är en sådan viktig rastplats.

Restaurering som metod att "vrida den biologiska klockan bakåt"
Olika sorters våtmarker har bildats på olika sätt och problembilderna blir därför olika. Våtmarker av den typ som Angarnssjöängen representerar (sänkt slättsjö, se nedan om utvecklingen de senaste 10 000 åren) är inte stabila, utan befinner sig i ett skede av ett naturligt åldrande från sjö till fastmark. Därför måste en sjöäng då och då restaureras för att, så att säga, vrida klockan tillbaka. En sjöängs åldrande skyndas på av att den får ta emot stora mängder med tillväxtgynnande fosfat från omgivande marker. Naturligtvis får en sjöäng också ta emot kväve i stora mängder. Kväve är lite mindre komplicerat för sjöängen att göra sig av med, men en del bidrar naturligtvis till växternas tillväxt.

I fallet Angarnssjöängen är det jordbruk, hästskötsel, "soptippar" och andra deponier, samt bostäder som sannolikt ger de största bidragen till fosfor- och kvävemängderna. Periodvis kan säkert också skogsavverkning ge ett visst tillskott. Mätningar har visat att sjöängen är en fosforfälla under sommaren, det vill säga fosfor läggs fast i växter och bottensediment. Fosfor frigörs delvis under vintern då sjöängen förvandlas till en fosforkälla (Balfors 1993). Det avrinnande vattnet för då högre mängder fosfor än på sommaren. Orsaken till fosforläckaget är att bottenvattnet periodvis är syrefritt – då frigörs fosfor i form av fosfat. Samtidigt kan syrefriheten få den positiva effekten, att kväveföreningar omvandlas till kvävgas som försvinner upp i luften.

Allt detta innebär att Angarnssjöängen är i behov av kontinuerliga naturvårdande åtgärder. Större restaureringar har därför gjorts två gånger, 1984/85 och 1992/93. Dessutom har mindre åtgärder som fräsning och vegetationsbekämpning genomförts fyra gånger under den senaste tolvårsperioden (1993-2004).

Garnsbygden, en bit av Uppland

Garnsbygden domineras av en mycket typisk östsvensk naturtyp. Den finns på många ställen i Uppland, Västmanland och Södermanland. Geologiskt sett är bygden såväl mycket gammal som mycket ung (med geologiska mått mätt). Det äldsta landskapet ska behandlas här, medan det unga landskapet får vänta till nästa avsnitt.

Den berggrund som ligger under de lösa jordarterna kan vara uppåt miljarden år gammal och det innebär, att den knådots av ett antal istider, spruckit, fragmenterats och omvandlats. Det landskap vi ser framför oss i Garnsbygden är därför inte ett slättland utan ett sprickdalslandskap. Under årmiljonerna har alltså urbergsberggrunden spruckit i olika mönster, med olika riktning på sprickorna. Ett av de tydligaste exemplen på sprickmönster är sjön Sparren norr om Kårsta, som har bildats i två korsande sprickor; en öst-västlig och en nordost-sydvästlig. Den senare sprickan delar upp sig vid Ekskogen, söder om Kårsta, och under inflytande av en mötande nordväst-sydöstlig spricka, där bland annat Hederviken ligger, fortsätter Kårstasprickan dels mot Frösunda och Orkesta, dels mer söderut och bildar där Vadadalen.

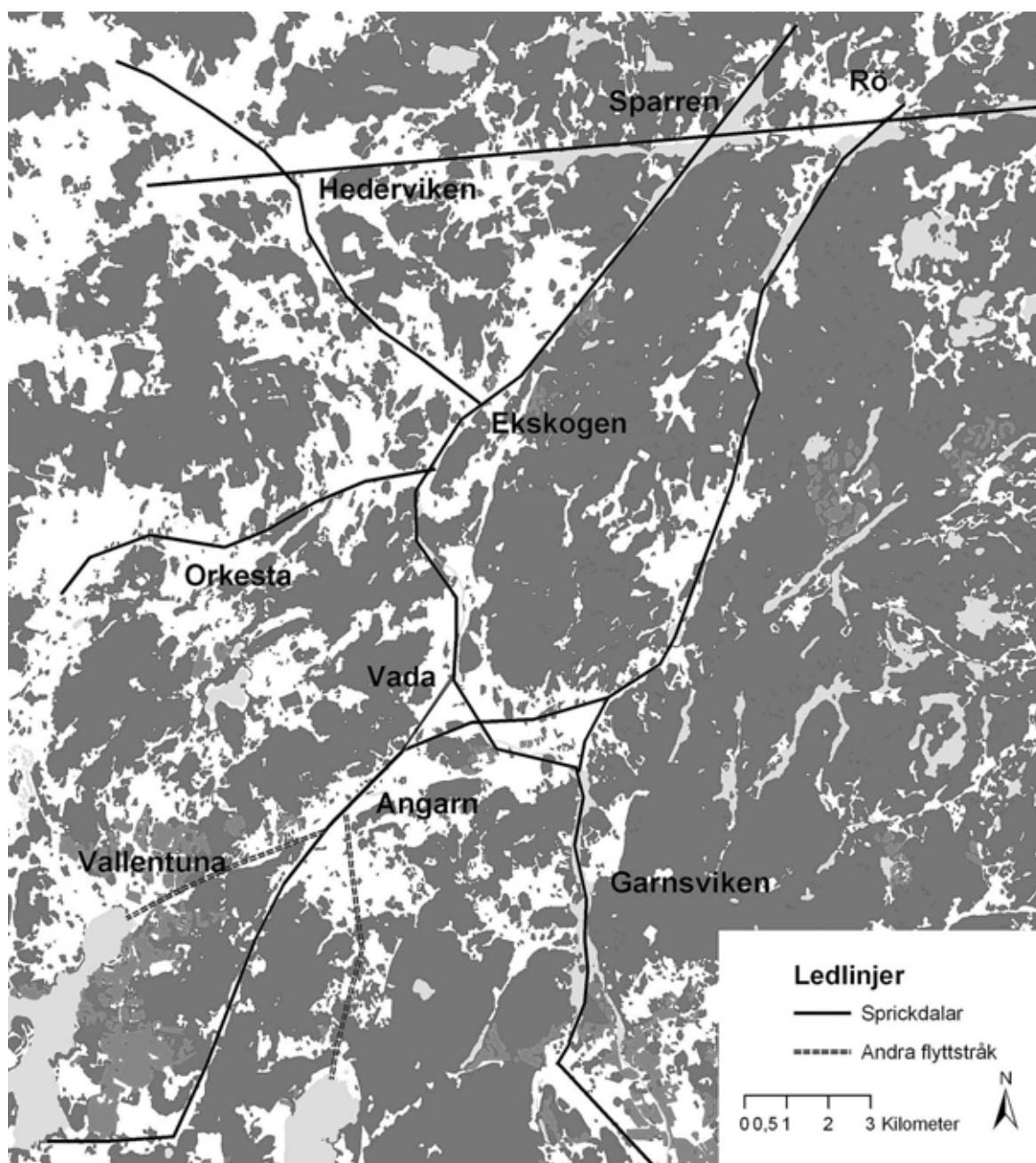
Vid Vada kyrka sker en ny uppdelning. En gren fortsätter syd/sydostvärt och i den ligger Garnsviken. En annan spricka tillstöter från nordost. Den kan spåras från Rö via Söderhall, Stångberga och Ösby ned till Össeby-Garn/Brottby. Den sydvästliga grenen av Kårstasprickan bildar, tillsammans med Stångbergasprickan, Angarnssjöängens dalgång och fortsätter sedan i sydvästlig riktning mot Gävsjön, Prästgårdsmarken i Täby och Vallentuna-sjöns södra ände.

Som en följd av sprickdalslandskapets utformning kommer de ekologiska förhållandena att se helt olika ut på olika platser inom Vallentuna kommun. Högst upp på höjderna växer hållmarkstallskog, även om det inte är så typiskt för just Angarnsdalgången. Lite längre ned på sprickornas sluttningar blir jorrdjupet större och granen får fäste. Insprängt i terrängen finns ofta mindre våtmarker som bildats i svackor i terrängen. De största har varit uppodlade. Bra exempel på detta är området ovanför Kusta, norr om Angarnssjöängen.

Där jordlagren blir än tjockare, tar lövträd över. Egentligen borde det ha varit granskog här också, men betesdriften på gårdarna och behovet av olika träslag för tillverkning av redskap innebar att lövträd gynnades. Hade det inte funnit brukare, hade inte heller Skesta hage eller andra hagmarker i Angarnsbygden funnits och sannolikt hade det inte heller funnits några stora ekar vid Örsta eller ”sommarstugeområdet”. Säkert hade inte heller bestånden av hassel på den senare platsen funnits (hasseln hade många användningar i folkhushållet).

I dalgångens botten ligger dagens åkermark, liksom våtmarker som tidigare varit sjöar, exempelvis Angarnssjön, Vadasjön, Vedasjön och Gävsjön. Dessa sjöar har alla sänkts under framför allt 1800-talets senare del.

Det åldriga sprickdalslandskapet kan till en del förklara Angarnssjöängens värde för rastande flyttfåglar. När fåglarna flyttar, följer ett antal arter ledlinjer i terrängen. Viktiga sådana ledlinjer är de sprickdalar som beskrivits tidigare. Eftersom merparten av svenska flyttfåglar har en nordöstlig sträckriktning på våren och sydvästlig på hösten innebär det, att terrängsprickor i nordost-sydvästlig riktning får en stor riktningsgivande betydelse för flyttarna. Angarnssjöängen ligger i just en sådan spricka. Skillnaden



Figur 1. Viktigare ledlinjer i Angarnsbygden.

Mörkgrått = skog

mellangrått = bebyggelse

ljusgrått = sjöar, vitt = öppen mark

mellan Angarndalgången och den nord-sydliga Garnsviken är slående då det gäller till exempel antalet sträckande rovfåglar, en skillnad som till allra största delen beror på att Angarnsänkan ligger i den huvudsakliga sträckriktningen, medan Garnsviken nästan ligger vinkelrätt mot denna.

Arter som är hårt bundna till ledlinjer är rovfåglar, många (dagflyttande) våtmarksfåglar, samt ”lågflyttare” som snösparv. Arter som däremot i princip inte använder ledlinjer är tättingar som bo-/bergfink, trastar och kråka.

Efter att ha rastat och provianterat i Angarnssjöängen fortsätter många höstflyttande rovfåglar mot sydväst längs Gävsjödalgången och vidare mot Vallentunasjöns sydspets.

Även andra djurarter är på ett eller annat sätt knutna till våtmarken. Under sena aprilkvällar hörs stora mängder åkergrödor spela, lite senare även en del vanlig padda och direkt efter islossningen vanlig groda. Fladdermöss jagar i kanten av sjöängen, eller till och med ute över den. Först ut är stor fladdermus som är dagaktiv och kan ses redan i april likt en liten morkulla ute över sjöängen eller i dalgången från Hacksta ned mot sjöängen. Senare, i början av maj, kommer vattenfladdermus, som jagar bara några decimeter över sjöängens yta, liksom nordisk fladdermus som flyger i sjöängskanten och dvärgfladdermus inne bland strandträden, ofta i närheten av fågeltornet.

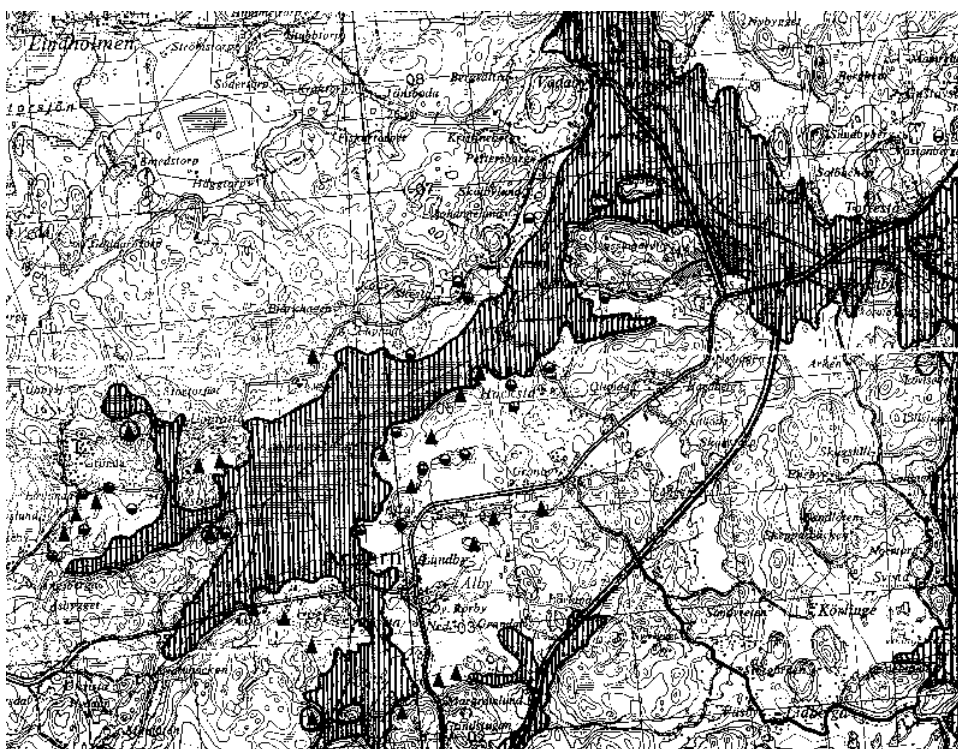
Två däggdjur som periodvis går hårt åt häckande fåglar är mink och rödräv. När vattenståndet är lågt, når räven ut till fågelbon långt ute i våtmarken. En annan art som setts under senare år är utter. Rådjur ses ofta och grävling kan bo i området vissa år. Älg finns, men ses inte så ofta.

Vad har hänt de senaste 10 000 åren?

Det *gamla* sprickdalslandskap som är så typiskt för den här delen av Öst-sverige har beskrivits ovan. Det *unga* landskapet har skapats av den senaste nedisningen, som slutade för ungefär 10 000 år sedan. Då hade hela Uppland tryckts ned av isens tyngd och allt land låg under vatten. Först för omkring 6 000 år sedan steg de översta delarna av de berg som omger Angarnsänkan upp ur havet. För drygt 5 000 år sedan började Klosterbacken i sydvästra delen av Angarnområdet höja sig över vattnet. Nu började också de allra översta delarna av Örstakullen och Asphagen synas som grynnor i den stora fjärden. Men det skulle dröja ännu 800 år innan Midsommarberget började göra seglingsförhållandena på fjärden osäkra. Skären var exponerade mot havet och vågorna sköljde bort de lösa jordarter, som istället samlades nere på sluttningarna, eller för lerornas del nere i dalgångens botten.

Tiden från bronsåldern fram till sjösänkningarna under 1800-talet

För 3 000 år sedan, det vill säga 1 000 år före Kristi födelse, låg vattennivån i havet ungefär 17 meter högre än i dag. I Angarnsbygden var det brons-ålder. Från den tiden (se figur 2) finns många gravfält och andra

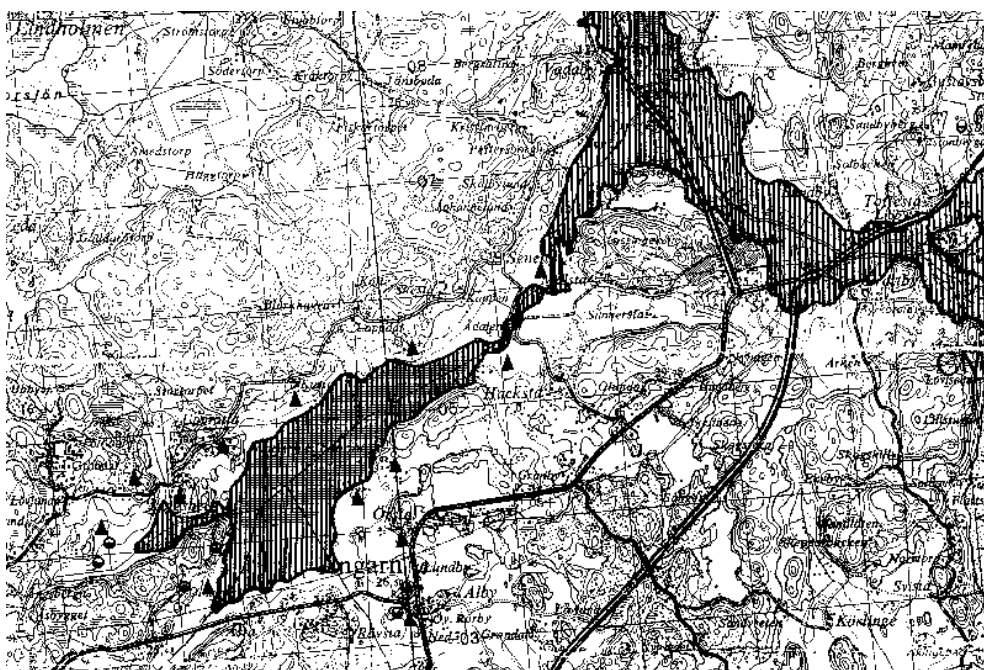


Figur 2. Vattenståndet ca 1 000 år f.Kr. Det streckade området anger vattennivån +17 m ö h. Trianglar visar gravfält, halvfyllda cirklar andra fornminnen från bronsålder. Triangel i cirkel visar läget för fornborgar, från söder räknat Rävsta, Klosterbacken och Fjället (Ändrat efter Eriksson 1972).

fornminnen, bland annat ristningen med flera skepp och andra figurer vid Örsta, norr om Angarns kyrka.

Gravfälten och de andra fornminnena ligger som ett pärlband runt viken, normalt på en nivå över 18 meter över havet (m ö h.). Befolkningen var inte bofast på samma sätt som den skulle komma att bli under järnåldern, utan familjegrupperna förflyttade sig inom sitt "revir". Klimatet var mildt och behovet av fast bosättning med varma hus, visthus, lador, med mera, var inte speciellt stort.

Det är möjligt att de fornborgar som ligger i de inre delarna av den dåvarande Angarnsviken började byggas redan nu, även om fynden i Klosterbacken pekar mot en senare tidsperiod. Fornborgen på Klosterbacken hade ett mycket strategiskt läge i inloppet till en smal vik in till Lingsberg, och Lingsbergsborgen ("Fjället") ligger väl skyddad längst in i den norra grenen av Lingsbergsviken. Rävstaborgen låg också strategiskt i inloppet till den vik som nådde ända ned till Veda. Även här låg en borg långt in, Veda-borgen. Man kan ana en uppdelning på två försvarsborgar och två flyktborgar. Angarnsviken var ännu djup, kanske uppemot sex meter som mest, skyddad för vindar och antagligen mycket fiskrik.



Figur 3. Vattenståndet i Angarnområdet omkring 300 år f.Kr., omedelbart före Angarnssjöns avsnörning. Vattennivån är cirka +12 m ö h. Trianglar visar gravfält och halvfyllda cirklar andra fornlämningar från äldre järnålder (ändrat efter Eriksson 1972).

Havsnivån låg vid tiden för Kristi födelse åtta meter högre än idag. Figur 3 visar dock en ungefärlig tolveterskurva, vilket motsvarar havsvattennivån drygt 300 år tidigare. Figuren visar situationen alldeles innan Angarnssjön snördes av från havsviken Garn. Från 1800-talets utredningar om sjösänkning går det att räkna ut att sjön bör ha legat på en nivå på omkring +11,25 meter över nuvarande havsnivå. Genom uppgrundning och sedimentation i utloppet kan sjöytan sekundärt ha höjts något. Bestämmande för sjöns nivå var den bergklack som låg uppströms nuvarande Ådalen.

Vid denna tid rådde äldre järnålder i Angarnsbygden. De tidiga järnåldersfynden och gravfälten ligger, liksom bronsåldersfynden, samlade runt sjön i anslutning till de byar som nu började växa fram i takt med ett försämrat klimat. Klimatförsämringen gjorde det nödvändigt att bygga varma hus både åt folk och åt kreatur. Det blev nu också nödvändigt att samla vinterförråd åt djuren, eftersom de inte längre kunde gå ute året om. Flertalet av de gårdar (byar) som i dag omger sjöängen etablerades under perioden fram mot vikingatid. Byarna var Målsta, Seneby, Skesta, Kusta, Lingsberg, Olhamra, Åsta, Lundby, Örsta och Hacksta. Alla namn utom Lingsberg och Olhamra slutar på -by eller -sta, vilket visar att de fick sina namn under järnåldern (från cirka 500-1000 e.Kr.). Lappdal är sannolikt en gård som uppstått senare, antagligen som en sidogård till Skesta. Byarna anlades i sluttingarna, där jordarna var lätta att bearbeta med den tidens redskap.

Omfattande våtmarker fanns i de dalgångar där idag Lundbydiket, Kvarnbäcken och Lingsbergsdiket rinner. Vid Lingsberg gick en vik eller våtmark norrut mot Upprätta. Det var resterna av den havsvik som förut slutade vid Lingsbergs fornborg, "Fjället". Våtmarkerna låg på de leror som svallats ned tidigare under landhöjningen. Det fanns inga redskap att bearbeta dem med och de användes därför till slåtter- eller betesmark.

Omkring 1 000 e.Kr. låg havsnivån drygt fem meter högre än i dag. Det var nu vikingatid och järnåldersbyarna var väletablerade. Det gick sedan länge inte att segla upp till Angarn. Runt sjön bodde många vikingar, vilket flera runstenar vittnar om. Den bystruktur som nu fått fast form blev bestående ända fram till skiftesreformen under senare delen av 1800-talet, och i viss mån ända fram till i dag.

Sjösänkningarnas tid, fram till omkring 1970

Förlusten av Finland i 1809 års krig medförde en jordhunger. Samtidigt ökade befolkningen. Dessa två faktorer ledde till en omfattande utvandring till Nordamerika. Uppodling av våtmarker och sänkning av sjöar var andra sätt att "inom Sverige vinna Finland åter". Som tack fick uppodlaren ett antal års skattefrihet. Under 1800-talets senare del genomfördes därför ett större sänkingsföretag som syftade till att sänka Angarnssjön för att på detta sätt vinna ny odlingsmark. Det är oklart i hur många etapper sjön sänktes. Den första omgången, 1868 kanske aldrig blev av, men klart är att sjön sänktes 1873. Resultatet av den sänkningen blev uppenbarligen inte helt lyckad. Därför togs snart diskussioner upp om ytterligare en sänkning och den genomfördes åren 1890-92.

I samband med dessa diskussioner beräknades en kostnad för sänkingsföretaget. Den uppskattade totalsumman var 34 260 kronor. Av denna kostnad låg hela 29 000 kronor (85 %) på sprängning i utloppet!

Genom företaget tilläts en sänkning till nivån 8,75 m ö h, att jämföra med det naturliga läget +11,25 m. Före sänkningen kallades den "ö" som ligger utanför Midsommarberget för "Lilla grundet". Byksberget var en markerad udde ut i sjön, liksom Skesta hage som före sänkningen kallades Näshagen och som delades mellan Skesta och Lappdal. Vid Skesta hage finns fortfarande den tidigare strandlinjen vackert utbildad, liksom nedanför Midsommarberget.

Efter 1890-92 års sänkning hade sjön antagligen tömts på nästan allt sitt vatten. Utvärderingskartor visar att åkermark hade tillkommit på stora arealer längst upp på den tidigare sjöstranden, medan de nedre delarna och hela det område som i dag är sjöäng markeras som slåttermark. En del av den centrala slåttermarken var nog ganska vattensjuk, eftersom ett mindre område utanför nuvarande fågeltornet betecknades som impediment.

Flera omfattande beräkningar av vunnen areal och uppmätningar av i verkligheten vunnen areal gjordes. De områden där de största vinsterna gjordes var längs de stora tilloppen: Lingsbergsdiket, Gävsjöbäcken

(Kvarnbäcken) och Lundbydiket. Mindre områden vanns också vid utloppet. En av beräkningarna av vunnen odlingsareal anger 120 hektar. Genom marksänkning (de organiska sedimenten odlades bort eller oxiderades genom att syret kom åt sedimenten vilket medförde en sänkning på flera centimeter per år) försumpades snart delar av den vunna arealen. Därför genomfördes flera rensningsföretag som hade som syfte att sänka vattennivån ytterligare. Rensningar företogs bland annat 1923, 1936 och 1954. Vid rensningen 1923 användes ett par lokala fixpunkter för uppmätning av dikesdjup och liknande. En av dessa har senare mätts in i det rikstäckande nätet och användes i samband med den första restaureringen vid avvägningen av nivån på det nuvarande utloppet. Fixdubben slogs in i en bergvägg vid Hackstakullen, men den har nu lossnat och bara hålet finns kvar i berget. Den andra dubben fanns vid Broholmen i söder.

Trots dikningarna, kunde markägarna inte förhindra en fortgående försumpning av den tidigare sjön och de var ganska snart tvungna att överge de mest försumpade delarna och koncentrera sig på vad som vunnits i marginalen. På detta sätt fick Angarnssjöängen en roll som fågellokal av betydelse.

De tidigaste skildringarna där sjöängen nämns härrör från 1930-talet. En av de tidigaste skribenterna var Sigfrid Durango. Men det var först då Stockholms stad köpte in stora arealer runt sjöängen på 1960-talet som sjöängen uppmärksammades mer omfattande i skrift. Orsaken till detta var, att Stockholms stad här ville bygga en av sina nya förorter. Protesterna från fågelskådare och fältbiologer mot detta blev naturligtvis livliga och var den utlösande faktorn bakom bildandet av Angarngruppen 1968. Gruppens allt överskuggande uppgift var i början att förhindra byggandet av Angarnstaden. För att få svart på vitt på lokalens betydelse för fågellivet började fågelfaunan räknas årligen, ett arbete som fortfarande pågår även om utbyggnadshotet i den stora skalan sedan länge är inaktuellt.

Vegetationen i sjöängen

Vad är känt om den växlighet som omgav Angarnssjön före sänkningen? Veterligt finns inga målningar eller teckningar som visar sjöns utseende före regleringarna, men några uppgifter går att hämta från äldre lantmäteriförrättningar. I underlagsmaterialet till den första sänkningen (1870-talet) kan man läsa att sjöns areal är 125 hektar, men att den årligen förorsakar översvämningar på 148 hektar. Sjön har ett största djup på 2.5 meter och ett medeldjup på 2 meter. Gytjan är tre meter djup.

Hur såg växtligheten i Angarnssjön ut?

Sjöytan var öppen och vassar fanns mest i vikarna, till exempel vid Örsta och Åsta. Mycket av stränderna upptogs av "starrvall" eller "kärrvall". Andra delar dominerades av sjöfräken, en art som gynnades av strandängsslätter. I dag finns knappast sjöfräken kvar som vegetationsbildare i länet, utan vi får söka oss till naturreservatet Sjöö i Mälaren (Uppsala län), där det finns en liten slåttrad strandäng. Tillsammans med sjöfräken



Figur 4. Mittdiket ungefär i höjd med fågeltornet. Vegetationen består av starr (det ljusa t.v.), bredkaveldun, säv och bladvass (längst t.h.). Foto: H-G Wallentinus oktober 1984.

dominerade ofta starrarter. Vid Angarnssjön bör det av dagens flora att döma ha kunnat vara en blandning av flaskstarr, blåsstarr, vass-starr och kanske jättestarr. Närmare stranden kan det ha funnits en bård av grenrör. Örtrikedomen var säkert stor, med arter som älggräs, kråkvicker, gul svärdslija, krusskräppa, hästskräppa, strandklo, fackelblomster, vattenmåra och kabbeleka. I övrigt noteras på lantmäterikartorna "sjövass" eller "vassbotten" längre ut från stranden

På fastmarken fanns slåtterängar av olika typer. De kunde på kartorna kallas "äng", "ängsbacke" eller på våtare ytor "plöjd dyjord". Namnbruket varierar mellan olika lantmätare och ibland talas i stället om "slåtta", som motsvarade begreppet "äng" och "sidlänt slåtta" som motsvarade "strandäng".

Ett begrepp som ofta dyker upp är "sjöfoder". Det uppstod en hel del konflikter vid laga skiftet under andra hälften av 1800-talet kring detta sjöfoder, eftersom vissa bönder ansåg sig förfördelade då det gällde fördelningen av strand med sådan växtlighet. Sjöfoder verkar vara en samlingsbenämning på det som växte på de våta, sidlänta, slåttermarkstyperna, men ett dominerande inslag verkar sjöfräken ha varit. De sidlänta ängarna fanns före sänkningens främst långt upp längs tillflödena, på vad som i dag är åkermark.

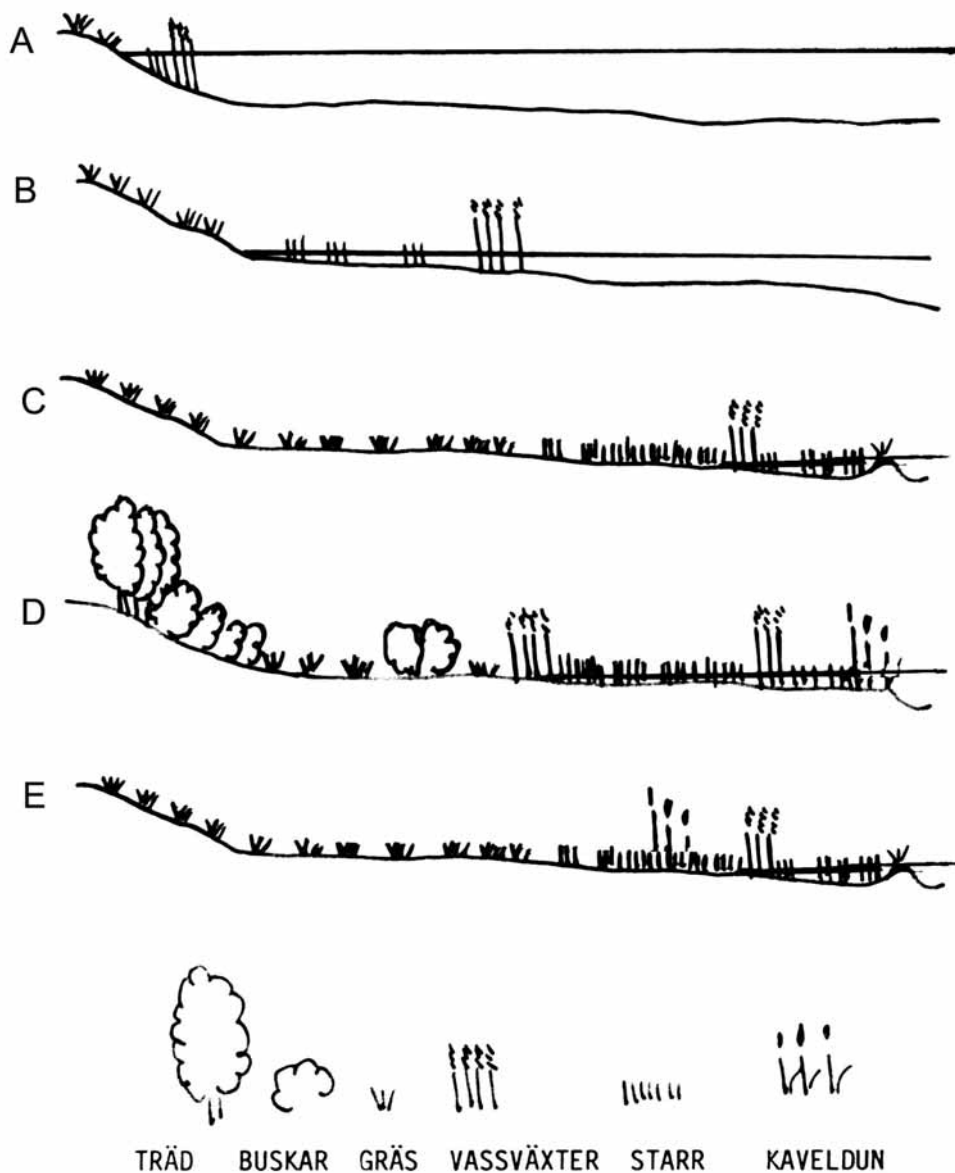
Vegetationen idag

Växligheten i Angarnssjöängen styrs ju av den ekologiska miljön och i någon mån slumpen ("först till kvarn..."). De visuellt dominerande arterna är normalt bladvass och bredkaveldun, så också i Angarnssjöängen. Vid restaureringarna har ett av syftena varit att minska mängden av dessa högvuxna arter för att gynna mer lågvuxen växtlighet. Bredkaveldunet är mycket konkurrenskraftigt i miljöer med dåliga syreförhållanden, medan bladvassen behöver syre i bottenvattnet för att kunna ta upp kampen. Därför finns numera bladvass längst ut, där vattendjupet är lite större och syreförhållandena är mest gynnsamma för arten, medan bredkaveldun tagit över mot grundare partier, där syresituationen kan vara mer ansträngd.

En sen inkomling i den svenska floran som mer eller mindre invaderat alla våtmarker i Östsverige är jättegröe. Den togs ursprungligen in till Sverige från Nordamerika eftersom den gav mycket hö. Enda problemet var, visade det sig, att djuren inte uppskattade jättegröen. Men jättegröen trivdes i sin nya miljö. Ett av syftena med den andra restaureringen, 1992-93, var att genom ett varierat vattenstånd stressa jättegröen och därmed hålla den i schack. Det har lyckats i glädjande hög grad och gröen som helt höll på att ta över strandzonen i början av 1990-talet, finns nu bara här och där. Under perioder med låga vattenstånd 2002/2003 kunde man under eftersommaren se, att hela den torrlagda botten hade en grön stubb av groende jättegröe. Uppenbarligen finns fröna överallt. När vattenståndet återgick till det normala igen försvann groddplantorna som regel, men en viss igenväxning med jättegröe skedde på norra sidan av sjöängen vid sommarstugeområdet och Kusta.

Restaureringarna har alltså gynnat mindre högvuxna arter, till exempel starr av olika typer. Frö från starr och strandogräs som pilört, skräppa, med flera är viktiga som föda för simänder.

De bestånd av vide som växer ute i sjöängen, har hela tiden varit ett problem. Orsaken till att dessa bestånd kunnat etableras här är dikesrensningar som gjorts tidigare, som på 1930- och 1950-talen. De jordmassor som togs upp lades i strängar längs diken som en slags levéer. De blev så höga, att trädslag som är tåliga mot kortvarig dränkning kunde slå rot här. Det blev mest videarter, till en del också glasbjörk (till exempel vid Klosterbacken). Eftersom de här träden kan användas som sittplatser kan kråkor och andra boplundrare lättare upptäcka bon av markhäckande fåglar. Forskning har visat att häckningsframgången för en art som tofsvipa blir sämre i områden med relativt korta avstånd till sittplatser för kråkor, än den skulle ha varit om det inte funnits sittplatser, till exempel i form av träd.



Figur 5. Ett försök att skissera strandvegetationens utseende vid Angarn under olika tidsepoker.

A. Före sänkningarna (cirka 1850),

B. strax efter första sänkningen (cirka 1880),

C. efter sista sänkningen (cirka 1895),

D. förhållandena inför den första restaureringen (1983),

E. förhållandena 2005 (Ändrat efter Wallentinus och Eriksson 1986).

Det har varit svårt att få bort videbuskarna, eftersom isen sällan är så bärig att det går att komma åt bestånden. Ständiga problemområden finns längs Lingsbergsdiket/Mitttdiket i söder och bestånden utanför Skesta hage.

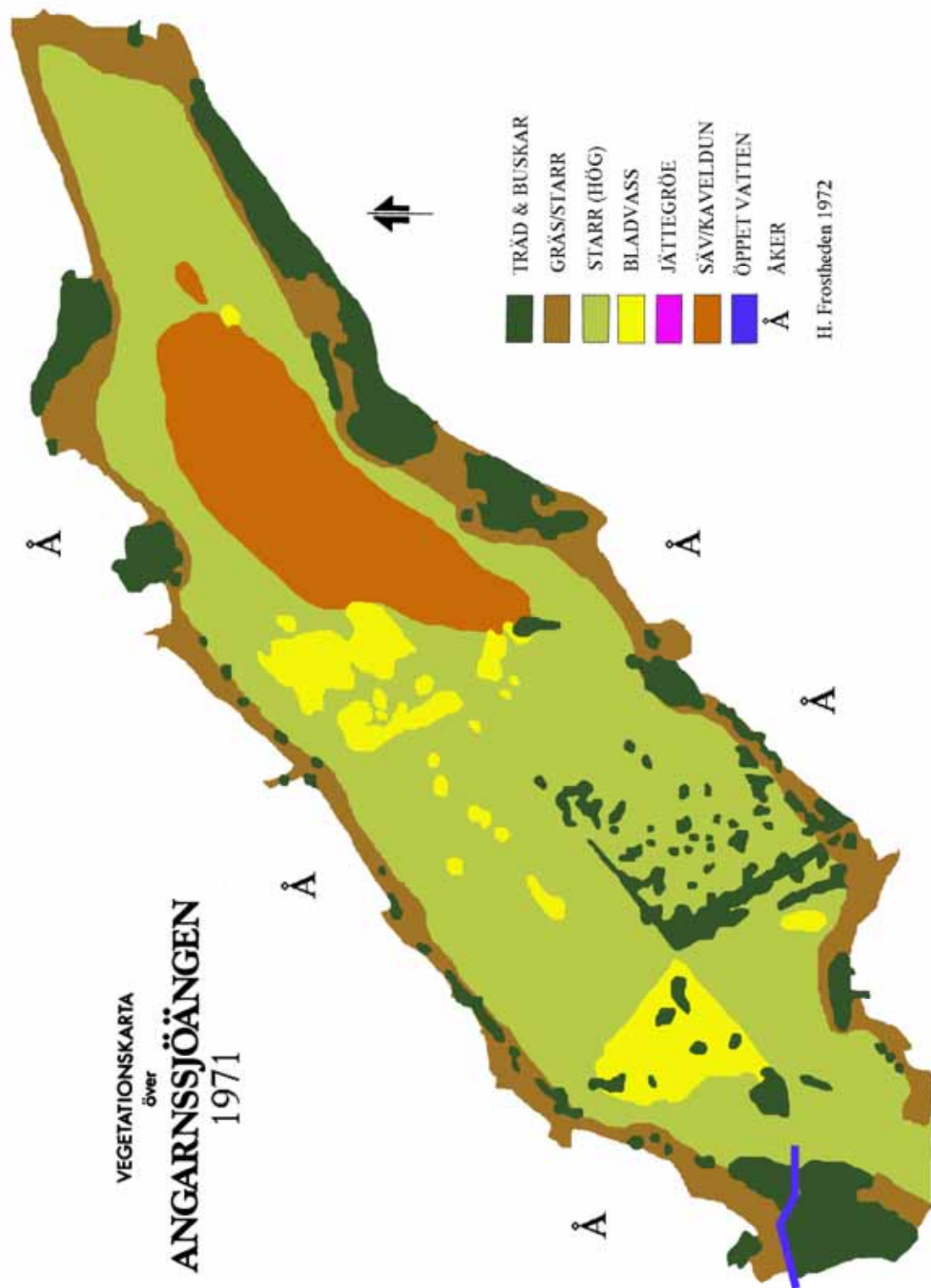
Reservatsbildningen och restaureringen 1984-85

År 1954 rensades sjöängens huvudkanal grundligt. Igenväxningen hejdades dock inte i och med detta, utan ledde så småningom till återkommande översvämningar, främst på våren. Under 1960-talet uppstod därför förnyade diskussioner om ytterligare åtgärder för att underlätta jordbruksdriften på lågt liggande marker. Samtidigt hade emellertid intresset för naturvårdsvärdena, särskilt områdets betydelse för fågelfaunan, ökat påtagligt även på myndighetssidan. Svenska naturskyddsföreningen skrev 1966 ett brev i ärendet till länsstyrelsen i Stockholms län och begärde förhandlingar om att avsätta Angarnssjöängen som ett naturreservat. Huvudsyftet med förslaget var att säkerställa områdets värden för fågellivet. Men även den rika förekomsten av fornminnen och den tilltalande landskapsbilden angavs som argument för ett säkerställande.

Förslaget ledde till att länsstyrelsen upprättade en promemoria som utmynnade i ett förslag till reservatsbildning. Förslaget sändes ut på remiss till olika myndigheter och organisationer, liksom till Stockholms kommun, som nu hade blivit den största markägaren i området. Inte helt oväntat gick synpunkterna på förslaget i olika riktningar. Hela frågan om reservatsbildning och eventuella restaureringsåtgärder överfördes 1968 till Naturvårdsverket.

År 1960 hade lantbruksingenjör Thorén låtit göra en utredning om möjligheterna att genomföra en dämning av vattennivån i sjöängen. För att undersöka om utredningen fortfarande hade giltighet gav Naturvårdsverket konsultföretaget A. Anderssons Ingenjörbyrå i uppdrag att granska Thoréns utredning, men även att utföra kompletterande undersökningar i fält inklusive höjdpunktmätningar, dikessektioneringar och vattenståndsberäkningar. Andra uppdrag som lades ut samtidigt gällde möjligheterna att restaurera sjöängen. Som en följd av detta presenterade professor Sven Björk ett förslag till åtgärder som omfattade buskröjningar, bottenbearbetning av vass och annan storväxt vegetation, samt uppgrävning av sediment för att skapa fria vattenytor. Genom Rikets Allmänna Kartverks försorg togs fotokartor fram i skala 1:4 000 resp. 1:10 000.

Angarngruppen bidrog till utredningarna genom redovisningar av fågel förekomsten och genom att bedöma olika åtgärders inverkan på denna. Harry Frostheden upprättade 1971 en vegetationskarta över sjöängsområdet (figur 6).



Figur 6. Vegetationskarta från 1971/72. Ändrat efter Frostheden 1972.



*Figur 7. Fågeltornet, här med Kustamaden i förgrunden, byggdes 1976 under ledning av Karl-Erik Hast, jägmästare i Stockholms stad. Han stod också bakom restaureringen av Skesta hage som genomfördes vid samma tid.
Foto: H-G Wallentinus, augusti 2001.*

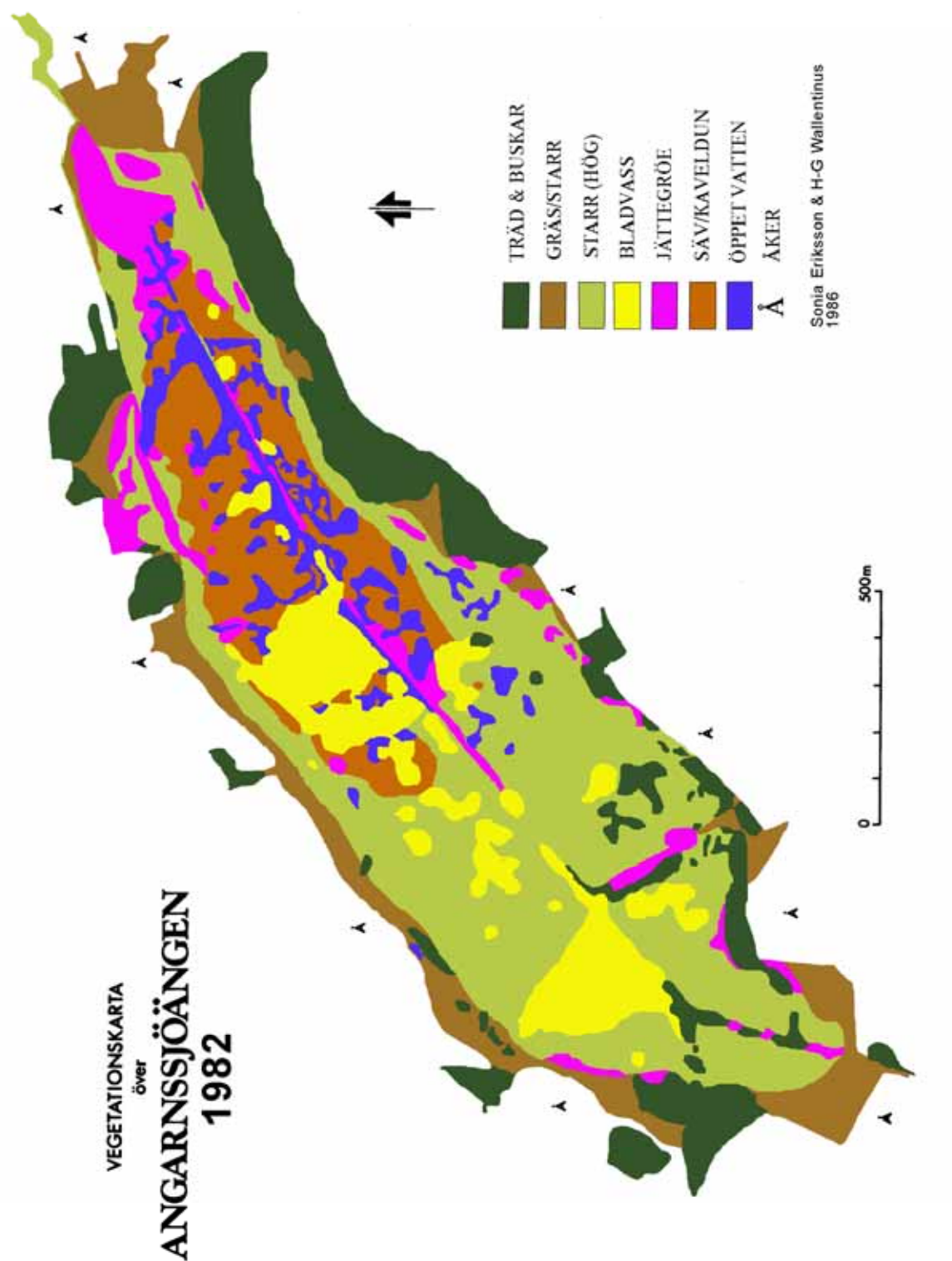
Det tydligaste motståndet mot en reservatsbildning och en restaurering av Angarnssjöängen kom från Stockholms kommun. I ett yttrande 1967 konstaterade kommunen att det ”inte anses styrkt att en uppdämning eller ett reservatsförordnande över huvudtaget innebär att förutsättningarna för ett ur vetenskaplig synpunkt värdefullt fågelliv säkerställes”.

När det gällde reservatsbildningen och de markskador som skulle uppkomma med den av A. Anderssons Ingenjörbyrå föreslagna regleringen, menade kommunen att förutsättningarna för ett ekonomiskt självständigt jordbruk skulle komma att bortfalla för ett par av de berörda gårdarna. Ingenjörbyrån å sin sida hävdade att markskadorna skulle bli så ringa, att detta inte skulle ske i något fall.

De motstående intressena resulterade i bildandet av en arbetsgrupp med representanter för Naturvårdsverket och Stockholms kommuns fastighetskontor för att undersöka möjligheter att nå fram till samsyn på vad som borde ske beträffande reservatsbildningen och restaureringen. Efter fleråriga diskussioner kunde arbetsgruppen 1974 enas om en inriktning mot restaurering.

Av den mark som bedömdes bli påverkad av vattenståndshöjningen (knappt 40 hektar) ägde Stockholms kommun ca 90 procent. Det skulle emellertid dröja till den 20 december 1982 med Länsstyrelsens beslut om bildandet av naturreservatet Angarnssjöängen. Först året därpå lämnades ansökan om restaurering av området in till vattendomstolen vid Stockholms tingsrätt. Som sökande stod Länsstyrelsen och Stockholms kommun gemensamt.

Vid det här laget fanns det en hel del kunskap om återställningsarbeten i grunda slättsjöar, i flera fall med syfte att förbättra förutsättningarna för fågellivet. Det fanns erfarenheter från bland annat Hornborgasjön i Västergötland, där en försöksverksamhet pågått under flera år, liksom från Kvismaren i Närke, där en kombination av bottenbehandling, bränning och



Figur 8. Vegetationen i Angarnssjöängen omedelbart före första restaureringen. Vegetationskartan är upprättad 1984 av Wallentinus och Eriksson (1986) efter flygfoto från maj 1982.

vattenståndsreglering visat sig ge goda resultat. Under senare år hade dessutom våtmarkernas värde alltmer kommit att uppskattas. Sverige hade anslutit sig till Ramsarkonventionen och därmed förbundit sig att bevara de viktigaste våtmarkerna och nyttja denna naturtyp på ett klokt sätt. Hela landet var föremål för en omfattande våtmarksinventering.

Det fanns alltså ingen anledning att tro att domstolen skulle ifrågasätta syftet med restaureringen. Däremot var det svårare att förutse dess reaktion på utredningarna om markskadorna, inte minst med tanke på att det inte hade varit möjligt att nå en frivillig uppgörelse med alla markägare.

Domstolen såg dock välvilligt på ansökan och beviljade sökandena tillstånd att genomföra de åtgärder för vilka tillstånd hade begärts. Det innebar att arbetena kunde påbörjas 1984 och i allt väsentligt avslutas året därpå. Restaureringsplanerna innehöll ett antal åtgärder av olika slag. Enligt den fullständiga planen skulle sammanlagt omkring 70 000 m³ sediment grävas bort invid utloppet i nordost och dessutom i områdets centrala delar i anslutning till huvudkanalen. Tanken var att öppna ett antal vattenförbindelser mellan olika delar av sjöängen och på det sättet förbättra cirkulationen och bidra till en ökad mosaik av fria vattenytor och vegetationstäckta partier. Den första etappen, som gällde grävningarna i norr, omfattade cirka 15 000 m³ sediment. Detta arbete påbörjades 1984 (figur 9). Materialet deponerades strax intill och avsågs bli en nyskapad flack strand lämplig för bland annat vadarfåglar. Utöver dessa grävningar rensades huvudkanalen från slam och vegetation, vilket var ett villkor för att kunna säkerställa de utlovade vattennivåerna. Dessa nivåer var utgångspunkten för bland annat skadeersättningen till markägarna och arrendatorerna runt sjöängen. De omfattande grävningarna och borttransporten av sediment från centrala sjöängsområdet med målet att skapa en cirka tre hektar stor öppen vattenyta fick anstå tills vidare.

Till de tekniska åtgärderna hörde vidare en fast överfallsdamm vid utloppet med syfte att hålla kvar vatten under lågvattenperioderna, men med möjlighet till snabb avbördning vid höga flöden, vilka normalt inträffade under vårens snösmältning. På detta sätt skulle medelvattenståndet höjas från dåvarande +8,90 till +9,30 m.ö.h. vid dammen. Tilläggas kan att Angarns-sjöängens sänkingsföretag av år 1891-92 hade rätt att genom rensning sänka medelvattenståndet från +8,90 m till +8,60. Vad detta skulle ha inneburit för sjöängens överlevnad stod klart för inte minst Naturvårdsverket, Länsstyrelsen, Naturskyddsföreningen och Angarngruppen i samband med diskussionerna i början av 1980-talet om en eventuell restaurering. Restaureringsintressenterna fick därför gå försiktigt fram. Insatserna i sjöängen kompletterades med röjningar av främst vide på utvalda platser. De sammanlagda kostnaderna för åtgärderna uppgick till omkring en halv miljon kronor.

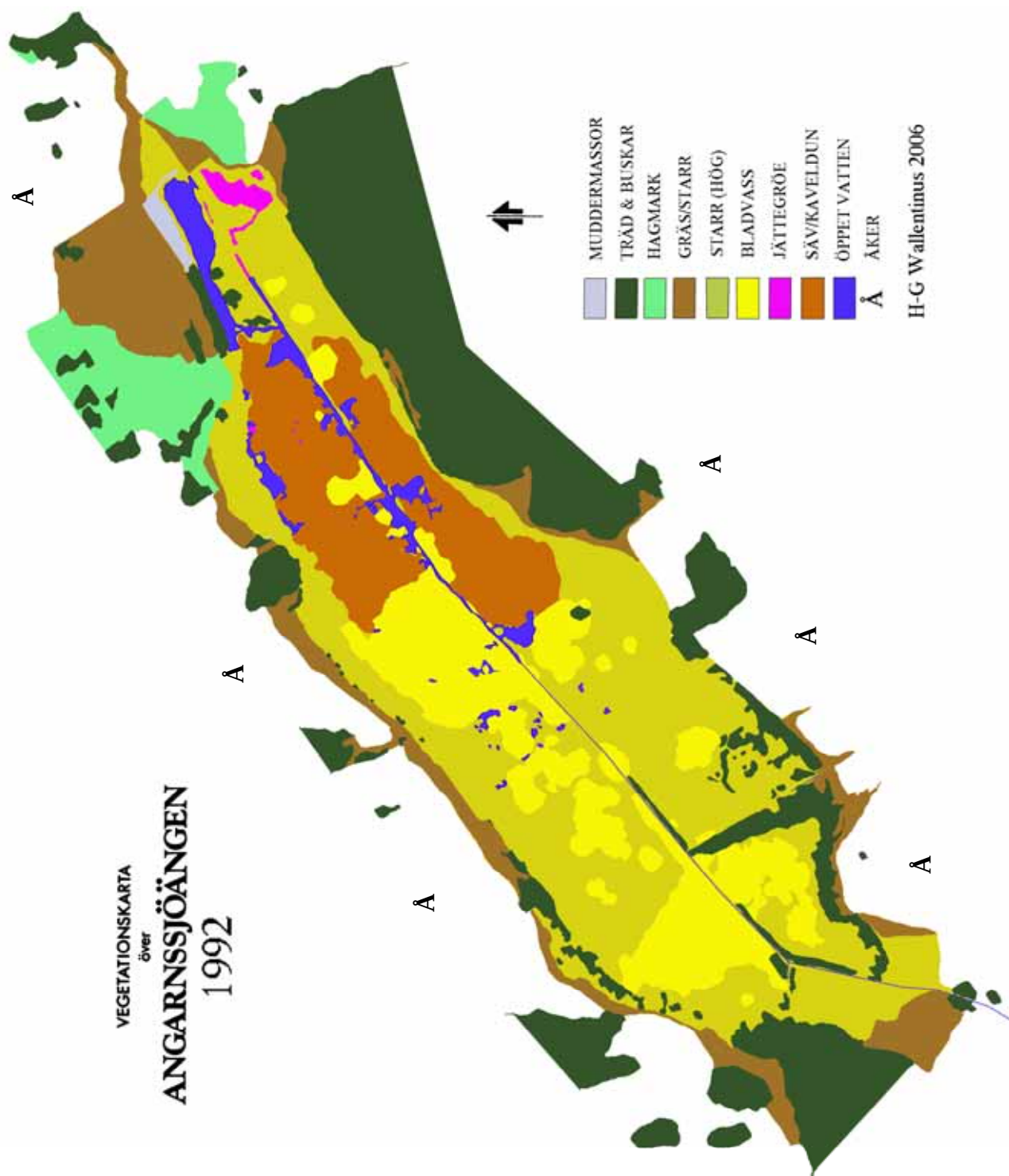
Restaureringen 1992-93

Efter att restaureringsåtgärderna 1984/85 genomförts följdes utvecklingen med stort intresse, eftersom insatsen var det första mer omfattande försöket att vända den negativa trenden för de våtmarksberoende fåglarna vid sjöängen. För att få en säkrare grund att stå på påbörjades uppföljningar av bland annat vegetationens utveckling och de hydrologiska förhållandena (Wallentinus och Eriksson, 1986, Balfors, 1993, m.fl.). De sedan länge pågående fågelinventeringarna under ledning av Kjell Eriksson och senare Svante Söderholm fortsatte och utgjorde ett mycket viktigt underlag i utvärderingen av hur effektiva åtgärderna varit. Det stod emellertid ganska snart klart att den förväntade förbättringen för fåglarna uteblev och successivt tog diskussionerna fart om vad som borde och kunde göras.

Efter en tids inledande diskussioner bestämde de inblandade att bilda en referensgrupp, med mandat att titta närmare på resultaten av restaureringsförsöket 1984/85 och lämna förslag till ytterligare åtgärder. Gruppen bestod av företrädare för Vallentuna kommun, Länsstyrelsen, Naturvårdsverket, Angarngruppen samt markägarna. Till projektledare utsågs Björn Welander från Angarngruppen och för de tekniska utredningarna svarade VA-konsult AB. Gruppen arbetade mellan åren 1990 och 1995, då den slutredovisade sin verksamhet. Några av de viktigaste slutsatserna som kom fram inom arbetsgruppen var:



Figur 9. Slängskopa i arbete med att gräva ut dammen vid utloppet under den första restaureringen 1984/85. Foto: H-G Wallentinus, oktober 1984.



Figur 10. Vegetationen i Angarnssjöängen 1992, före den andra restaureringen. Kartan är upprättad av H-G Wallentinus 2006, efter flygfoto från juli 1992.

Någon ökning i antalet våtmarksberoende fåglar hade inte noterats. Snarare hade det totala antalet häckande våtmarksfåglar fortsatt att minska och antalet par hade sjunkit under 100, skrattnås, tättingar och rovfåglar oräknade.

De upplagda sedimentmassorna hade inte blivit den attraktiva strand som syftet var. Den fick aldrig den utformning som i kombination med de nya vattenstånden hade behövts för att locka till sig häckande eller rastande vadare av betydelse. Däremot kunde mindre strandpipare etablera sig på de vegetationsfria ytorna under en period.

Även vattenregimen blev en besvikelse. Visserligen hade det genomsnittliga vattenståndet höjts enligt planerna, men variationen under året hade krympt betydligt. Delvis var detta en följd av en serie av snöfattiga vintrar, men överfallets konstruktion betydde att de för fågellivet så värdefulla vårhögvattnen hade reducerats mer än förväntat.

De rensningar som gjorts i sjöängen hade lett till att tidigare lokala dämningar, som bidragit till att hålla kvar vattnet i några avsnitt av området, nu var borta. Därigenom försvann vattnet fortare från sjöängens centrala delar.

Restaureringsåtgärderna hade fokuserat på åtgärderna i själva sjöängen, men glömt betesgångens betydelse i sammanhanget. Den pågående igenväxningen från landsidan hade därmed inte bromsats.

En kalkyl över vad det skulle kosta att fördjupa delar av sjöängen genom grävning och förflyttning av sedimenten visade på så höga kostnader att det var högst tveksamt om åtgärderna var ekonomiskt och ekologiskt försvarbara. Andra alternativ behövde därför ersätta de ursprungliga planerna i ansökan till vattendomstolen.

När det gällde vattenkvalitén gjordes endast begränsade uppföljningar. Av dessa framgick att den totala fosforhalten i vattnet översteg 50 mikrogram per liter, något som tydde på eutrofa (det vill säga näringsrika, eller i detta fall till och med övergödda) förhållanden. Vintertid med isbeläggning och låga syrehalter avgav sedimenten fosfor till vattnet.

Sammantaget fann arbetsgruppen att det fanns starka skäl att planera för en andra restaureringsetapp, med en delvis annan inriktning än tidigare. Ytterligare erfarenheter om hur våtmarker fungerar och olika åtgärders inverkan på bland annat fågellivet hade vunnits på olika håll under senare år. Det fanns därför mer kunskap att luta sig mot när arbetsgruppen tog sig an uppgiften att fundera på vad som borde göras, inklusive att förändra vattenregimen.

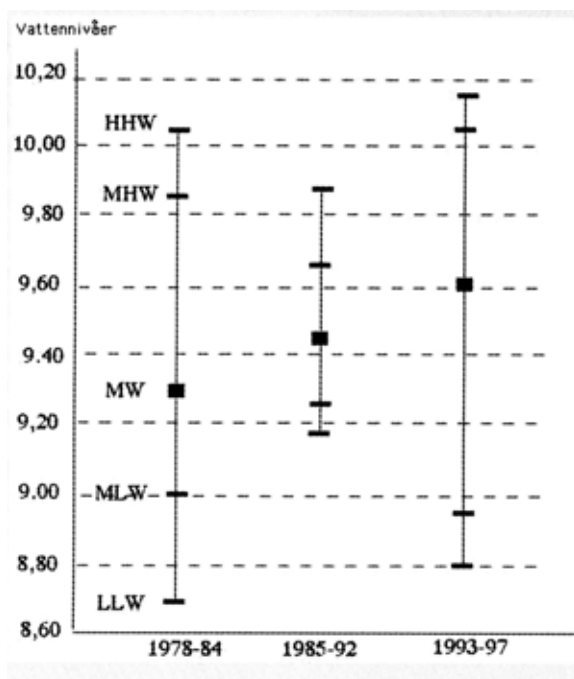


Figur 11. Utloppsområdet uppströms dämnet. På bilden syns den pegelstation som upprättats av KTH under andra halvan av 1980-talet. Den är placerad i resterna av det tidigare mittdiket. I bakgrunden syns den med flytbladsvegetation nästan helt igenväxta dammen och ännu längre bort Skesta hage. Foto: H-G Wallentinus, oktober 1992.

Samtidigt var det angeläget att förändringarna inte blev större än att de kunde accepteras av markägarna. Det gällde därför att hitta en vattenregim som tillät större variation av vattennivåerna än tidigare, samtidigt som förhöjda vattenstånd under de från brukarsynpunkt känsligaste perioderna undveks eller begränsades. Följaktligen upptog arbetet med att hitta en sådan kompromiss och de därmed sammanhängande tekniska utredningarna en betydande del av arbetsgruppens överväganden.

Det nya förslag som arbetsgruppen förordade accepterades av flertalet markägare liksom av sänkningsföretaget och i december 1991 lämnades en ny ansökan om restaurering in till vattendomstolen. Bakom ansökan stod denna gång länsstyrelsen och Vallentuna kommun. I september 1992 kom beskedet att ansökan var godkänd. Den andra restaureringsetappen genomfördes sedan under 1992-93. I korthet innebar den följande åtgärder:

Den gamla fasta utloppsdammen ersattes med en ny, som innebar möjlighet att påverka vattenståndet genom skötsel av en rörlig lucka. För att öka möjligheterna att påverka vegetationens utveckling ingick en rättighet att som en skötselåtgärd tillfälligt sänka vattenståndet ned till nivån +8,50 m. En brist i den tidigare regleringen var den lilla årsamplituden, men från och med nu fanns det förutsättningar för att sköta regleringen så att den amplituden kunde öka påtagligt.



Figur 12.
Vattenståndsvariationer
under tre perioder.
Högsta högvatten (HHW),
normalt högvatten (MHW),
medelvatten (MW),
medellågvatten (MLW) och
lägsta lågvatten (LLW).
Siffrorna anger höjd över
havsytan. Efter Larsson och
Welanders (2003).

Från att ha varit omkring 4 decimeter kom regleringsamplituden nu att bli närmare 1,1 meter, alltså en betydande förändring, som åstadkoms både genom att de lägsta vattenstånden sänktes och de högsta höjdes (figur 12). Som en sidoeffekt ledde detta även till en viss höjning av medelvattenståndet och därmed oundvikligen även till vissa markskador, för vilka markägarna kompenserades.

Det fanns dock på en del håll överdrivna förhoppningar om vilken ersättning som skulle kunna utgå. En markägare krävde sålunda 700 000 kronor i ersättning för ”uteblivet infriande av förhoppningar och resultatet av 1983 samt olägenhet och förstörd natur (oersättlig) samt jakt”. Domstolen satte ner ersättningen till drygt 1 000 kronor.

För att gynna flertalet våtmarksfåglar var det viktigt att förändra vegetations sammansättning och minska arealen med den storvuxna bladvassen, kaveldunet och jättegröen. Detta bedömdes inte kunna ske enbart genom den nya vattenregimen. Som komplement till vattenståndsförändringarna bearbetades därför vegetationen vid vissa strandområden och några mer centrala delar maskinellt. Närmare 60 hektar strandnära ytor behandlades med hjälp av en traktor försedd med en markkultivator och ute i sjöängen frästes cirka 20 hektar av högvuxna makrofyter för att skapa mosaiker av öppna vatten och mer slutna vegetationsytor. Även vassbränning användes som del i restaureringen, liksom tuvfräsning på stränderna (figur 15).



Figur 13. Kommunalrådet Birgitta Almlöf, Vallentuna kommun, tar första spadtaget till den andra restaureringen (t.v.). Till höger Birgitta Almlöf, Björn Welanders (restaureringsansvarig), Staffan Modig (miljöintresserad politiker i Vallentuna), samt Torsten Larsson (Naturvårdsverkets ansvarige handläggare och en av författarna till detta kapitel). Foton: H-G Wallentinus oktober 1992.

Sist, men inte minst, fanns en enighet i arbetsgruppen om att större uppmärksamhet borde ägnas åt att säkerställa ett bra bete, eftersom detta var en förutsättning för att strandvegetationen skulle behålla sin nyskapade öppna karaktär. Här utnyttjades det betesstöd som samhället erbjöd och som senare övergick till EU-miljöstöd i kombination med statens bidrag. Under de kommande åren kunde på detta sätt betesarealen gradvis ökas och omfatta mer än 100 hektar.

Ytterligare en viktig åtgärd bestod i att röja buskar och mindre träd från flera strandavsnitt för att skapa mer öppna miljöer. Ungefär 15 hektar behandlades på detta sätt, vilket gav närmare 2 000 kubikmeter flismassor.

De totala kostnaderna för den andra restaureringsetappen uppgick till ungefär 2,2 miljoner kronor. Kostnaderna täcktes genom en samfinansiering från Naturvårdsverket, Stockholms läns landsting, Vallentuna kommun och WWF.

De omedelbara effekterna på området var påtagliga. Åren närmast efter insatserna sågs stora mängder av söndertrasad rotfilt, som vid högvatten flöt omkring, för att senare slå rot och delvis brytas ner. Denna halvflytande massa bidrog tillsammans med det något höjda vattenståndet till en mosaik av öppna och slutna områden ute i sjöängen, vilket uppskattades av flera olika fågelarter. Från att före restaureringen ha utgjort endast några små ytor, ökade de fria vattenytorna till sammanlagt ett 50-tal hektar. Minskningen av buskvegetationen och enstaka trädgångar, liksom bearbetningen av stränderna gav området en ny karaktär. Arealen vassar reducerades också påtagligt genom de utförda åtgärderna. Det ökade betestrycket gjorde att kortvuxen starr- och gräsvegetation vid stränderna gynnades och därmed även flera vadararter.

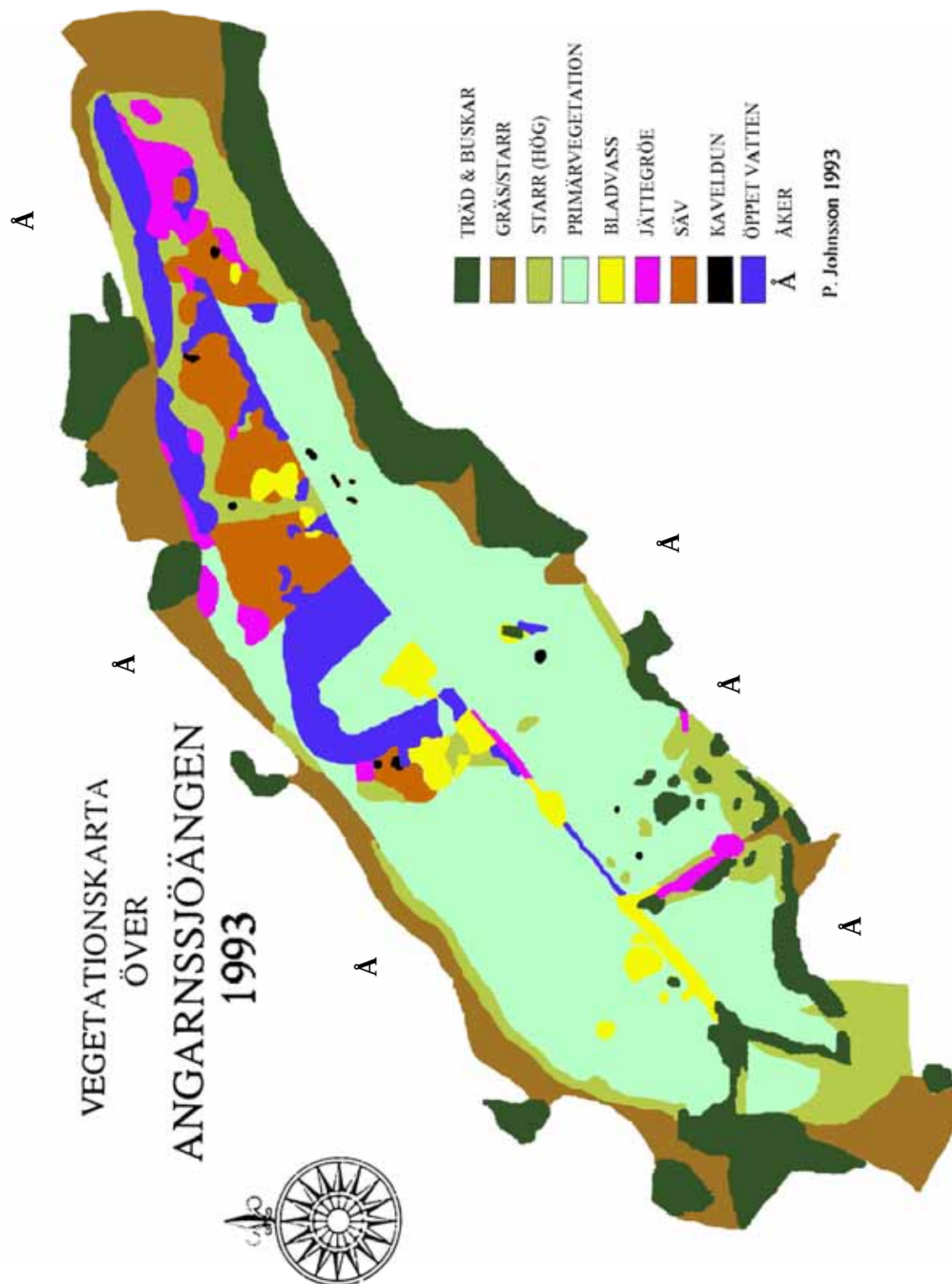


*Figur 14. Dämet vid utloppet utformades med rörlig dammlucka (t.v. i bild) samt träsättar i överfallsdelen (t.h.). Det finns också utrustning för manövrering av dammluckan via telefon (därav solfångare för elförsörjningen). Detta har dock inte gjorts färdigt, utan anordningen manövreras fortfarande manuellt.
Foto: H-G Wallentinus maj 2004.*

Restaureringsåtgärderna hade därmed lagt grunden för en bättre skötsel av Angarnssjöängen. Men eftersom grunda våtmarker har en inneboende kraft mot ökad igenväxning är det ofrånkomligt att vissa restaurerings- och skötselinsatser utöver den årliga betespåverkan upprepas med jämna mellanrum. Redan i slutet av 1990-talet kunde de första påtagliga tecknen till igenväxning noteras och som framgår av redovisningen i följande avsnitt, har återkommande insatser gjorts för att motverka en oönskad förändring i vegetationen och därmed även fågellivet.



Figur 15. Strandzonen från fågeltornet söderut. Överst: efter markberedning, september 1992, mitten: efter buskröjning och vattenståndshöjning april 1993 samt nederst: samma område i maj 1997. Foton: Torsten Larsson, från Larsson och Welanders (2003).



Figur 16. Vegetationen i Angarnssjöängen år 1993, omedelbart efter avslutad restaurering. Kartan är upprättad av Pav Johnsson 1993. Notera att mycket av vegetationen i sjöängen är s.k. "pionjärvegetation" och inte går att artbestämma.

Återkommande skötsel fram till 2005

Som konstaterats, är en sjöäng bara ett ålderstadium för en sjö, även om det är människan som hjälpt till att göra sjön till åldring. Som ett skede i en mer eller mindre naturlig succession som råkar vara osedvanligt fågelrik, är det – om vi vill ha kvar och glädjas åt de arter som finns i sjöängen – viktigt att sköta sjöängen på ett sådant sätt att successionen bromsas. Därför stod det redan från början klart, att åtgärder hela tiden måste sättas in från den skötselansvariga myndigheten.

För Angarnssjöängens naturreservat fanns fyra huvudintressenter förutom den ideella föreningen Angarngruppen. Det var Stockholms stad som markägare, Länsstyrelsen och Naturvårdsverket som ansvariga för naturvården och naturskyddet, samt Vallentuna kommun. Det tog några år efter restaureringen innan ansvarsförhållandena var klarlagda. Den löpande skötseln av reservatet har Vallentuna kommun haft som sitt ansvar. Stockholms stad ansvarar i egenskap av markägare för ett antal byggnader, medan Länsstyrelsen svarar för att skötsel och åtgärder i reservatet genomförs. Naturvårdsverket har numera en mer tillbakadragen funktion, bland annat som markägare och genom att låna ut begreppet ”Naturum” för den besöksutställning som finns i Örsta by (utställningen numera dock nedlagd).

I samband med restaureringen 1992/93 hade som nämnts många träd närmast vattnet huggits bort. Det finns fortfarande en mängd stubbar vid Byksberget och stranden bort mot Lundbydiket som vittnar om detta. Många träd togs också bort i slutningen mellan Midsommarberget och fågeltornet och på andra ställen runt sjöängen. Till dessa hörde en sträcka nordöst om fågeltornet, där det fanns en hög lövträdsridå en bit ut från den egentliga skogen, Skesta hage och Grävlingholmen. Men snart började nya trädplantor komma upp och stränderna växte igen alltmer. Speciellt snabbt gick det på de leror som lades upp mellan Skesta hage och dammen i samband med den första restaureringen (björk uppslaget syns i bakgrunden av den vänstra bilden i figur 13).

Under en kort tid fanns bete endast på Hackstas ägor. Under åren har längre och längre strandsträcka betats av nötdjur allteftersom Länsstyrelsen utvecklat samarbetet med olika djurhållare i området eller från annat håll. Idag betas alla stränder och uppslag av träd och annat högvuxet hålls därför tillbaka. Ett omedelbart svar gav gulärlorna, som ökade från ett fåtal par till 15-20 par årligen. En baktanke var också att få tillbaka storspov som häckfågel, men det har inte lyckats än så länge. Däremot rastar arten, liksom de andra spovarerna småspov, rödspov och myrspov. Trots att det nu är många betesdjur inom reservatet, blir betestrycket ändå för lågt inom vissa delar. Det har märkts bland annat i Skesta hage, där strandbetet är mer attraktivt än hagmarksbetet, speciellt i den del av hagen som tidigare var beväxt med framför allt gran, samt ris i fältskiktet (främst den östra delen, som är Skesta gårds del).

Efter flera års diskussioner anlades en handikappväg från grinden vid Midsommarberget till Byksberget. Bilar med handikapptillstånd får parkera innanför grinden och sedan var tanken, att vägen skulle anläggas så, att rullstolar skulle kunna ta sig fram på den utan problem. Vid första försöket användes ett för fint material i väggroppen, som försämrades mycket snabbt. Efter det att grövre material fördes på, har vägen hållit sig i förväntat skick.

Vallentuna kommun har lyssnat på Angarngruppens synpunkter då det gäller bland annat spångning och stigar, och gruppen har fungerat som en kontakt mellan besökare och förvaltare. Gruppen har också haft synpunkter på slyröjning, men också borttagande av vissa, skymmande träd.

Midsommarberget har varit ett av de bästa ställena att se fåglar ute på klarvattenytorna, men även där växte träden i höjden och de största har tagits bort i omgångar. Bara den gamla, till slut ganska glesa, granen stod kvar. Bakom den försvann mången sällsynt fågel, för att sedan inte visa sig på andra sidan. Under Angarngruppens exkursioner hände det ibland att skådare därför snabbt ville förflytta sig från ena sidan Midsommarbergets utsiktsplats till den andra och det blev en del incidenter. Våren 2005 fälldes så även detta träd och gav fri utsikt över sjöängens mellersta och södra del. Det visade sig att granen, trots sin storlek var betydligt yngre än 100 år.

Norr om Midsommarberget finns en vacker enbacke. Under 1950-talet var det här en bra utkikspunkt och vanligt ställe att slå upp sitt tält på. Men i början av 1990-talet höll tallskogen på att ta över backen. Därför togs i princip alla träd bort för att återskapa den tidigare, ganska glesa, enbacken. Bland annat denna avverkning väckte en del besökares harm, eftersom vi människor enligt deras mening inte ska lägga oss i vad naturen skapar och att naturen sköter sig bäst själv, utan vår inblandning. Dessa sammanstötningar med allmänheten visade, om inte annat, att informationen om restaureringen inte gått fram. Syftet var ju inte att skövla Angarnssjöängens stränder, utan att försöka återskapa lite av det öppna landskap som tidigare hade omgett sjön och senare sjöängen.

Vid Skesta hage avverkades ett antal stora björkar nedanför strandvallen. De här björkarna var nog de sista resterna av en första trädgeneration efter sjösänkningen på 1800-talets slut. På flera andra ställen togs strandskog ned. Syftet var, förutom att vrida klockan tillbaka även för strändernas del, att det inte skulle bli så många sittplatser för kråkor.

Trots allt växte också sjöängen igen och för att hålla tillbaka den utvecklingen har delar av sjöängen behandlats med rotbearbetning, slåtter och slaghack vid fyra tillfällen. Båda de första ”behandlingarna” gjordes på sjöängens sydöstra sida, med Byksberget som central punkt. Det hade snabbt visat sig, att berget blivit den bästa punkten för att komma nära fåglarna utan att störa och en vilja var att bibehålla området närmast utanför Byksberget i så gott tillstånd som möjligt. När förhållandena försämrades var det självklart att sätta in de första åtgärderna här. Det gjordes 1999 och 2002, varav den senare omgången var ganska brysk mot vegetationen.



Figur 18. Resultatet av markbearbetningen hösten 2005. Foto: H-G Wallentinus, 29 oktober 2005.

En bakomliggande orsak till att behandlingen måste upprepas så snabbt var att högväxt vegetation tog fart på blottlagda ytor på grund av den tillfälliga avsänkningen under sommaren 1999.

Ett avsnitt utanför sommarstugeområdet bearbetades 2003, men genom att marken inte var bärig, kunde den traktor som användes inte gå speciellt långt ut.

År 2005 har sträckan Lundbydiket – Hacksta bearbetats ytterligare en gång. Behandlingen 2002 hade fått den negativa effekten, att marken inte längre bar de betesdjur som betade stranden. Därför användes den senaste gången endast ett slaghackliknande verktyg för att tillåta rotfilten att bli starkare. Körningen gjordes med ett bandförsatt fordon, som kunde ta sig fram även på områden med mycket dålig bärighet (figur 18).

Referenser

- Balfors, B. 1993. Environmental impact assessment in restoration of eutrophic lakes: Case study of Lake Angarn, Sweden. *Journal of Environmental Management* 33:13-26.
- Eriksson, S. 1972. Undersökning av ett ekosystem i och vid en fågelsjö i Stockholmsområdet. Kortfattad beskrivning över Angarnsjöängens ekosystem. Specialarbete i biologi vid Statens normalskola.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, Uppsala.
- Johnsson, P. och Hamrén U. 1995. En uppföljande studie av Angarnssjöängen efter restaureringen. Angarngruppens meddelande nr 23, sid. 23-53.
- Larsson, T. och Welanders, B. 2003. Angarnsjöängen. Om grävning och dämning som restaureringsmetod. *Vår fågelvärld* 2003(6):15-21.
- Wallentinus, H-G. och Eriksson, S. 1986. Angarnssjöängens restaurering, uppföljningsprojekt. Kungl. tekniska högskolan, Inst. för kulturteknik.

Den häckande våtmarksfågelfaunan vid Angarnssjöängen 1978-2004

Författare: Svante Söderholm

Inom ramen för den årliga inventeringen av häckande våtmarksfåglar som inleddes vid Angarnssjöängen 1978 har totalt 45 arter inventerats. Arternas uppträdande spänner över ett brett spektrum; en del av arterna har häckat samtliga år eller i stort sett samtliga år, andra endast enstaka år. En tredjedel av arterna är upptagna i den nuvarande rödlistan (Gärdenfors 2005). När inventeringen inleddes stod det klart att somliga arter överhuvudtaget inte var möjliga att inventera med en rimlig arbetsinsats, vilket gör att de inte ingår i materialet även om de häckar årligen i ringa eller stort antal vid sjöängen. Under inventeringens gång har det även visat sig att några enstaka arter som från början ingick bland de utvalda var mycket svåra att inventera, vilket gör att inventeringsuppgifterna för dessa får anses vara osäkra.

Antalet arter innebär att samtliga inventeringsresultat inte kommer att presenteras i detta kapitel, utan det fokuserar på typiska våtmarksfåglar såsom sjöfåglar och vadare. Utöver dessa kommer endast två tättingar att behandlas. De har valts med tanke på att på olika sätt visa hur tättingar reagerat på restaureringen. En av arterna, gulärta, är knuten till områden runt våtmarker; betade strandängar och randzoner. Gulärten anses vara en indikatorart för en produktiv våtmark med betade strandängar. Den andra arten, sävsångare, har valts som ett exempel på att samtliga arter inte trivs när en våtmark befinner sig i ett tidigt successionsstadium, utan istället gynnas av att våtmarken börjar växa igen med vass och vide (*Salix*). För de arter som behandlas utförligt anges en eventuell rödlistning (Gärdenfors 2005).

Det kompletta resultatet av inventeringen 1978-2004 för samtliga arter återfinns i tabellform i appendix 2. I tabellen anges om arten är rödlistad eller upptagen i Bilaga 1 till EU:s Fågeldirektiv. Av tabellen framgår att rörsångare, skäggmes och sävsparv inte har inventerats på grund av de skäl som angivits ovan. För två arter, vattenrall och enkelbeckasin, är resultatet osäkert på grund av svårigheten att inventera arten i fråga.

I detta kapitel beskrivs först inventeringsmetodiken, sedan följer en sammanfattande redovisning av hur häckfågelfaunan påverkats av restaureringen 1992/93. Sist i kapitlet beskrivs i detalj populationsutvecklingen för några utvalda arter. Den relateras till restaureringen 1992/93 och, där så är möjligt, till populationsutvecklingen i Stockholms rapportområde och i landskapet Uppland eller Upplands rapportområde, samt i vissa fall till den nationella utvecklingen. Stockholms rapportområde omfattar de delar av Uppland som tillhör Stockholms län, förutom Norrtälje kommun, samt hela

Södertörn. Upplands rapportområde omfattar således de delar av landskapet som ligger i Uppsala län samt Norrtälje kommun.

Inventeringsmetoder

Till grund för inventeringsmetodiken ligger Naturvårdsverkets biologiska inventeringsnormer (Statens naturvårdsverk, BIN F) och en handledning av Andersson och Nilsson (1975). En del smärre förändringar av metodiken har fått göras för några arter som inte kunnat inventeras eller utvärderas enligt Naturvårdsverkets normer. I korthet innebär det att fåtaliga arter har special-studerats. För mer talrika arter, eller när tidigare fåtaliga arter blivit talrika (eller vice versa), har inventeringarna och utvärderingen skett med revirkartering, med undantag för sjöfåglar. Inventeringsmetoderna redovisas utförligt i appendix 3.

När det gäller sjö- och våtmarksfåglar som svanar, gäss, änder, doppingar och sumphöns har underlag inhämtats genom att hela sjöängen inventerats minst en gång per vecka. Inventeringsperioden har varit från mitten-senare delen av april till slutet av första veckan i juni. Antalet fåglar har noterats artvis inom olika delområden och i de fall könen skiljer sig åt har antalet par samt antalet hanar och honor ej ingående i par noterats områdesvis. Dessutom har iakttagelser av bobygge, spel, ruvande fåglar, kullar etc. registrerats.

- Antalet häckande par av knölsvan och sångsvan grundas på observationer av revirhävande fåglar och bobygge eller ruvande fåglar.
- Antalet häckande grågåspar och kanadagåspar har givits av antalet observerade kullar av respektive art.
- Antalet häckande par av respektive andart har baserats på antalet observerade honor ett visst datum, för knipa antalet par. Antalet honor (par av knipa) det utvalda datumet har gett antalet häckande par. Det inventeringstillfälle som utgjort basen för uppskattningen av antalet häckande par har valts utgående från den samlade bilden av artens uppträdande under inventeringssäsongen. 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.
- Antalet häckande doppingar baseras på observationer som indikerar eller visar på häckning, det vill säga spel, bobygge, ruvande fåglar etc.
- För rörhöna och sothöna har ett datum valts på samma sätt som för änderna.
- Antalet häckade par av småfläckig sumphöna baseras på observationer av "permanent" revirhållande (det vill säga spelande) fåglar.
- Vattenrall: under inventeringen har det visat sig att det är i det närmaste omöjligt att inventera vattenrall. Sedan omkring 1990 har inga försök gjorts att inventera arten, utan de uppgifter som legat till

grund för en utvärdering är slumpmässigt inhämtade i samband med inventering av andra arter.

- Antalet häckande skrattnåsar och tärnor bygger på observationer av ruvande fåglar. De år när detta inte varit möjligt för skrattnås, i och med att arten varit talrik och/eller vegetation omöjliggjort räkning av ruvande fåglar, har antalet par istället baserats på en uppskattning av antalet fåglar i kolonin.

Restaureringens effekter på den häckande fågelfaunan

Av de artvisa genomgångarna som presenteras nedan och av uppgifterna i appendix 2 framgår att restaureringen av Angarnssjöängen 1992/93 hade positiva effekter i fråga om numerär och antalet häckande arter. Effekterna kvarstod i stor utsträckning efter tolv häckningssäsonger. En klar majoritet av arterna har reagerat positivt på restaureringen. De mest märkbara effekterna återfinns bland sjöfåglar, sumphöns och vadare. Förutom att ett antal arter har ökat i numerär, till följd av de förbättrade betingelserna, har ett antal arter återkommit som häckfåglar: årta, svarthakedopping, skrattnås och rödbena. Bläsand och snatterand, vilka är sällsynta häckfåglar i Stockholmstrakten, har sedan restaureringen i det närmaste häckat årligen.

Några arter visar inga tydliga tecken på att populationsutvecklingen har påverkats av restaureringen, utan de har i stor utsträckning följt den svenska populationens utveckling. Bland dessa finns grågås, gräsand, knipa och sothöna. Det torde dock vara klart att dessa arters ökning vid Angarnssjöängen inte hade kunnat ske i sådan utsträckning som varit fallet om inte restaureringen skapat en produktiv våtmark med omgivande betad ängsmark och ängsmark som översvämmas vår och höst. Ett undantag utgör buskskvätta. Dess populationsutveckling har troligtvis varit mer eller mindre oberoende av restaureringen, eftersom arten i stor utsträckning är knuten till randzoner.

Till arter som inte påverkats av restaureringen hör de skyddsvärda arterna rördrom och brun kärrhök. Inventeringsuppgifterna ger inte något belägg för att antalet häckande par av dessa arter skulle ha minskat till följd av restaureringen, även om den inneburit att stora delar av den biotop – täta bladvassbestånd som associeras med dessa arter – avlägsnades vid restaureringen.

Givetvis finns det några arter som missgynnats av restaureringen 1992/93. Appendix 2 avslöjar att det rör sig om ett fåtal tättingar, vad som kan kallas igenväxningsarter, det vill säga arter som är knutna till igenväxta våtmarker med vass och *Salix* som dominerade växtlighet. Arterna det gäller är i första hand gräshoppsångare och sävsångare. Möjligen tillhör rosenfink denna grupp, men inventeringsuppgifterna är bristfälliga och arten har, efter sin snabba expansion i Uppland och Stockholmsområdet i slutet av 1960-talet, gått tillbaka sedan 1990-talet. Minskningen har varit mest märkbar i de södra delarna av landskapet och i Stockholmsområdet. Hur stor den har varit

är inte känt då varken den regionala rapportkommittén i Stockholm eller den i Uppland önskat få in uppgifter om arten under många år. Att arten gått tillbaka framgår av att rapportkommittéerna sedan några år tillbaka önskar få in uppgifter om observationer av rosenfink. Orsaken till detta är att minskningen uppmärksammas och rapportkommittéerna således vill följa artens utveckling.

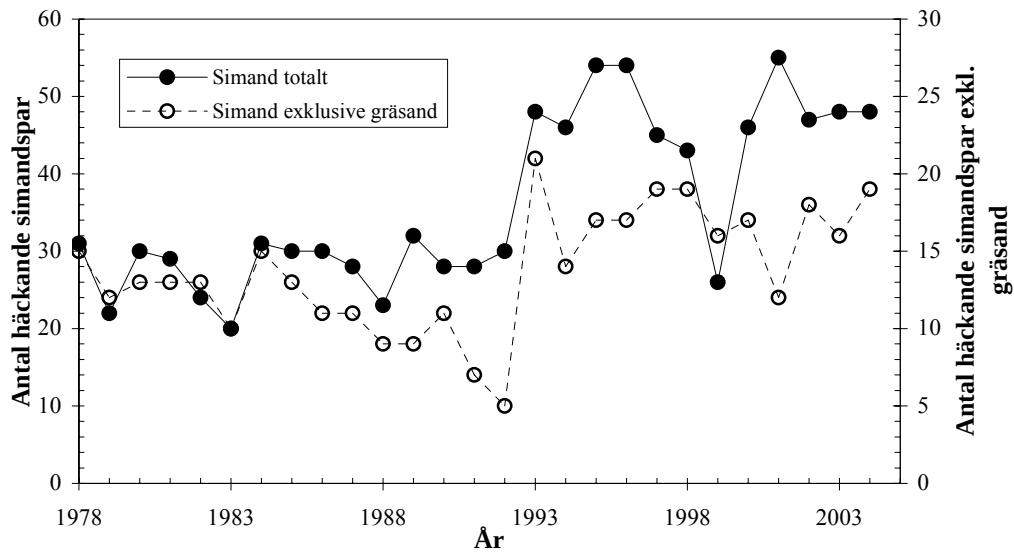
Att buskskvättan sedan restaureringen inte ökat (en viss nedgång noterades i och med den förslyning som skedde från och med mitten av 1980-talet) visar att betet och de avverkningar av sly, som skett har varit tillräckliga för att bibehålla ängsmarkerna runt sjöängen, samt att randzonerna inte har brett ut sig under de tolv häckningssäsonger som förflutit sedan restaureringen 1992/93.

Med tanke på vad som sagts om de enskilda arterna tidigare i detta kapitel, och vilken typ av biotop det rör sig om, är en sammanställning av inventeringsuppgifterna för simänder, dykänder och vadare troligen det bästa sättet att belysa effekterna av restaureringen 1992/93 och de långsiktiga förändringar som den gav upphov till. Tolv säsonger efter restaureringen syns fortfarande de positiva effekterna tydligt.

Simänder 1978-2004

Utvecklingen av simandspopulationen under inventeringsperioden 1978-2004 återges i figur 1. Figuren visar även hur antalet par häckande simänder, exklusive gräsand, varierat under samma tidsperiod. Det totala antalet häckande simandspar var i stort sett konstant under perioden före restaureringen 1992/93, 27 par (medelvärde, $m \pm$ standardavvikelse, s : $26,7 \pm 4,6$ par), trots att sjöängen snabbt försämrades som häckningslokal från mitten av 1980-talet. Att så var fallet framgår av att de mera krävande arterna, framför allt snatterand, kricka och årta, gick tillbaka från mitten av 1980-talet. Under perioden 1978-84 häckade i genomsnitt 13 par ($m=13,0 \pm 1,7$) simänder, exklusive gräsand. Sedan inleddes en vikande trend och 1992 häckade endast fem par (ett par kricka, ett par årta och tre par skedand). Att det totala antalet simandspar trots det var konstant under perioden 1984-92 beror på att gräsand ökade under denna period (jämför kurvorna i figur 1 och se även figur 5).

Tillbakagången för de krävande arterna visar, trots att det totala antalet häckande simandspar var konstant under perioden före restaureringen 1992/93, att Angarnssjöängen försämrades som häckningslokal från mitten av 1980-talet på grund av en accelererande igenväxning. Att det inte var fråga om naturliga variationer i populationerna framgår av att den negativa trenden sträckte sig över nästan tio år och bröts tvärt när sjöängen restaurerades. Restaureringen medförde att det totala antalet häckande simandspar ökade kraftigt, från 30 par 1992 till 48 par 1993. Senare har som mest häckat 54 par 1995 och 1996 och 55 par 2001. Den svacka som den



Figur 1. Antalet häckande par simand per år (●) och antalet häckande par simand exklusive gräsand (○) under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

totala simandspopulationen uppvisar, med ett rejält bottenår 1999, beror nästan enbart på en tillbakagång för gräsand (se avsnittet nedan om gräsand och figur 5). Det genomsnittliga antalet simandspär (inklusive gräsand) som häckat i sjöängen efter restaureringen är 47 par ($m=46,7\pm7,5$). I uppgifterna finns inget som tyder på att antalet börjat minska trots att det nu gått tolv säsonger sedan restaureringen.

En jämförelse mellan tidsperioderna 1978-84 och 1993-2004 visar att den totala simandspopulationen efter restaureringen är 75 procent större än vad den var innan sjöängen snabbt började försämrans som häckningslokal.

Antalet häckande simänder, exklusive gräsand, visar en lika positiv utveckling till följd av restaureringen. Efter restaureringen ökade antalet häckande par kraftigt, från fem par 1992 till 21 par 1993. Sedan dess har antalet varierat mellan 12 och 21 par. I genomsnitt har $17,1\pm2,4$ par häckat. Populationen av de mera krävande simandsarterna (simänder exklusive gräsand) har alltså varit 30 procent större efter restaureringen än vad den var i början av inventeringen, 1978-84, det vill säga innan dessa arter började minska på grund av försämrade betingelser i sjöängen.

En närmare analys av uppgifterna visar dock att fördelningen mellan de olika arterna har ändrats betydligt under perioden efter restaureringen. Antalet häckande simandspär exklusive gräsand skulle inte ha varit konstant under perioden efter restaureringen om inte kricka ökat och bläsand häckat mer frekvent. Dessa förändringar gör att antalet hålls uppe trots att årtal minskat något sedan 2000 och skedand avsevärt sedan 1997. Det positiva i detta sammanhang är att det förefaller som om dessa arter nu stabiliserat sig, om än på en lägre nivå än under åren omedelbart efter restaureringen.

Trots att antalet häckande simandspar varierat en hel del mellan åren och att artsammansättningen förändrats, finns det inga tecken på att populationen (såväl inklusive som exklusive gräsand) har börjat minska trots att det gått tolv häckningssäsonger sedan restaureringen. Det är ett tydligt tecken på att en väl genomförd sjörestaurerings positiva effekter på en simandspopulation kvarstår efter en längre tid.

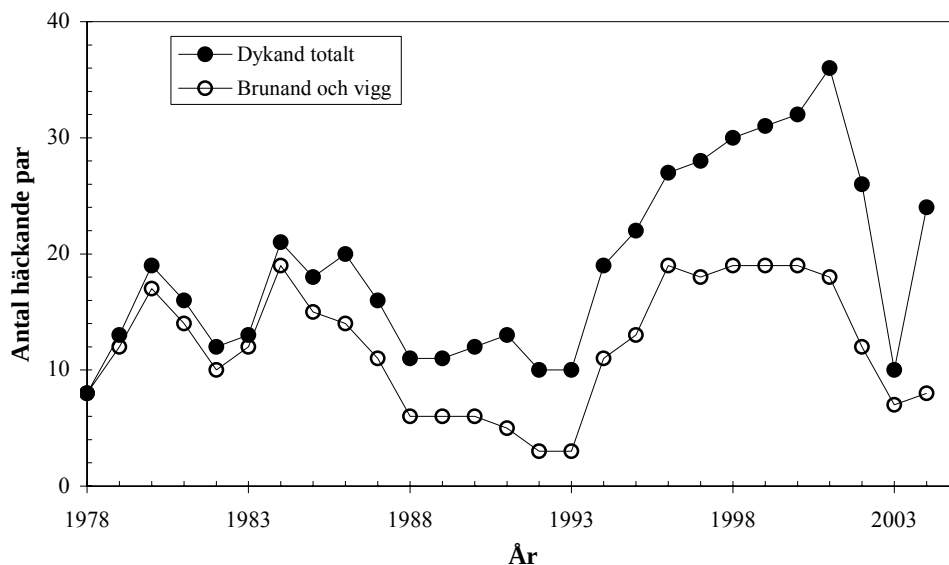
I detta sammanhang är det viktigt att påminna om att sjöar och andra typer av våtmarker har en given livscykel, i och med att de genomgår olika successionsstadier. Det innebär att olika arter undan för undan kommer att vara gynnade under en sjös livstid. I ljuset av detta är det inte förvånande att förändringar i simandspopulationen kan skönjas och att den kontinuerligt pågående biotopförändringen kan ha bidragit till förändringarna i art-sammansättningen. De intressanta frågorna är när och vilka insatser som krävs för att bibehålla de mest krävande arterna bland simänderna, årta och skedand, och hur länge sjöängen kommer att vara kvar i det återskapade tillståndet. De biotopförändringar som skett sedan restaureringen ger en tydlig fingervisning om att dess livslängd är begränsad, även om det idag inte är känt hur länge de gynnsamma effekterna av en restaurering kvarstår. Med begränsad menas i detta sammanhang, att sjöängen befinner sig i ett tidigt successionsstadium med hög produktivitet och stor artrikedom under en avsevärt kortare tid än förväntat, jämfört med en av människan helt opåverkad sjö.

Dykänder 1978-2004

Utvecklingen av dykandspopulationen under inventeringsperioden 1978-2004 återges i figur 2. Figuren visar även hur antalet par häckande dykänder, exklusive knipa, det vill säga brunand och vigg, varierat under samma tidsperiod. Under perioden 1978-86 varierade antalet häckande par av dykand betydligt, mellan 10 och 20 par (1978-86: $m=15,6\pm4,3$ par). Den främsta orsaken till variationen är fluktuationerna i antalet par av brunand (se figur 8). Därefter följer en snabb nedgång under ett par år innan populationen stabiliseras på en låg nivå. Under perioden 1988-93 häckade 10-12 par årligen. Från 1993 ökade dykandspopulationen till ett maximum om 36 par 2001. Sedan minskade populationen åter till endast tio par 2003, innan en återhämtning skedde 2004. Återhämtningen skedde till ungefär den nivå som rådde 2002 med cirka 25 par.

Nedgången omkring 2003 kan "förklaras" med stöd av de artvisa redovisningarna för dykänderna nedan (se figurerna 8-10). Minskningen från 2001 till 2002 berodde på att det senare året var ett av de få åren under inventeringsserien när både brunand och vigg minskade samtidigt. Särskilt vigg gick kraftigt tillbaka efter några år med ett stort antal häckande par.

Det mycket låga antalet häckande dykandspar 2003 berodde troligen på näringsbrist eftersom sjöängen i det närmaste var bottenfrusen vintern 2002/2003 (Söderholm & Eriksson 2004). Ökningen av dykandspopulationen 2004 berodde således på en återhämtning efter de ovanliga



Figur 2. Antalet häckande par dykand per år (●) och antalet häckande par dykand exklusive knipa, det vill säga brunand och vigg (○) under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

förhållandena under 2003. Men det var endast knipa som återhämtade sig till den nivå som rådde före 2003.

Denna förklaring är dock inte tillfyllest. Bilden blir annorlunda om man undantar knipa, som uppvisat en positiv trend under hela inventeringsserien (se kurvan för brunand och vigg i figur 2 samt figur 10). Då framgår det att även dykänderna drabbades av den försämrade miljön i sjöängen.

Fram till omkring 1985-86 fluktuerade antalet dykänder, exklusive knipa, men ingen trend finns i uppgifterna (1978-86: $m=13,4\pm3,4$). Fluktuationerna berodde på att antalet brunänder varierade, medan antalet par av vigg var i det närmaste konstant. Sedan inträffade en tillbakagång. Från 1985-86 minskade antalet dykänder (exklusive knipa) från 14-15 par till 6 par 1988. Antalet minskade sedan ytterligare till endast tre par 1992 och 1993, innan effekterna av restaureringen slog igenom för dykänderna (exklusive knipa) 1994. Från 1996 till och med 2001 var antalet konstant, $18,7\pm0,5$ par, innan en nedgång inleddes 2001. Från 2001 har en kraftig tillbakagång skett, från 18 par till 7-8 par 2003-2004.

Inventeringsuppgifterna visar att dykänderna på samma sätt som simänderna gynnades ordentligt av restaureringen 1992/93, åtminstone fram till 2001. Antalet dykänder, exklusive knipa, var under perioden 1996-2001 i genomsnitt cirka 40 procent högre än i början av inventeringsserien 1978-1986.

Frågan är vad som ligger bakom nedgången för brunand och vigg, vilken för bägge arterna tycks ha inletts omkring 2001. Varför återhämtades sig dessa arter inte på samma sätt som knipa efter bottenåret 2003? De ovanliga förhållanden som rådde under ett par år i början av 2000-talet kan inte

förklara den observerade tillbakagången (Söderholm 2005b). Den negativa trenden för vigg och brunand fortsatte under 2005 (Söderholm 2005b).

Även om brunand fortfarande minskar i både Uppland och Stockholms-trakten finns det inga tecken på att viggen minskar. På nationell basis uppvisar viggen en positiv trend sedan åtminstone mitten av 1990-talet.

I ljuset av detta förefaller det som om sjöängen försämrats för dessa arter under 2000-talet samt att de positiva effekterna av restaureringen för brunand och vigg skulle ha haft en begränsad livslängd. Mot detta talar dock det faktum att den tredje häckande dykandsarten, knipa, inte gått tillbaka. Ytterligare data behövs innan det går att dra några säkra slutsatser om orsaken till att brunand och vigg uppvisar en negativ populationsutveckling under 2000-talet.

Vadare (mindre strandpipare, tofsvipa, enkelbeckasin och rödbena)

Restaureringen 1992/93 kom att dramatiskt förändra betingelserna för vadare vid Angarnssjöängen varför endast perioden 1992-2004 kommer att behandlas i detta kapitel. Före denna restaurering hade endast mindre strandpipare och enkelbeckasin inventerats. Mindre strandpipare började häcka vid sjöängen efter det misslyckade restaureringsförsöket 1984/85. Arten kom att utnyttja schaktmassorna som lades upp vid utloppet när dammen schaktades och mittdiket rensades som en del av denna restaurering. Av de fyra vadararter som idag häckar vid sjöängen började tofsvipa först inventeras 1992 och rödbena häckade för första gången 1993. För fullständighetens skull nämns, att enkelbeckasin häckade med knappt tio par årligen under perioden 1978-1991 ($m=8,2\pm2,4$). Populationen visade en statistiskt signifikant vikande trend under denna period (Spearman rank korrelation: $r_s=-0,70$; $P=0,011$). Under inventeringsperioden har storspov försvunnit som häckfågel vid sjöängen. Arten försvann 1984.

Antalet häckande par av de olika vadararterna vid Angarnssjöängen 1992-2004 redovisas i tabell 1. Av uppgifterna i tabellen framgår klart att restaureringen 1992/93 hade en gynnsam effekt på det häckande beståndet av vadare.

I uppgifterna för enkelbeckasin finns ingen trend för åren efter restaureringen ($r_s=-0,48$; $P=0,16$). Däremot är det klart att restaureringen 1992/93 gynnade arten, eftersom populationen varit i det närmaste dubbelt så stor som före restaureringen ($m=15,2\pm3,4$). Ökningen till följd av restaureringen är ännu större om hänsyn tas till att arten hade en vikande trend dessförinnan.

Att totala antalet häckande vadare var väsentligt högre de två första åren efter restaureringen 1992/93 än under de övriga åren efter restaureringen beror på att det dessa år häckade många par av tofsvipa på bankar ute i sjöängen. Dessa par kom att omfattas av inventeringen. Tofsvipor som häckar på de omgivande ängs- och åkermarkerna ingår inte i inventeringen.

Att ett stort antal tofsvipepar häckade i sjöängen 1993 och 1994 berodde på att stora delar av sjöängen markbearbetades i samband med restaureringen, vilket gjorde att det fanns stora öppna ytor med ingen eller gles växtlighet som var lämpliga häckningsplatser för arten. Det låga antalet 1999 kan tillskrivas att vattenståndet var mycket högt under våren, vilket gjorde att det fanns få områden som var lämpliga att placera bon på vid häcknings-säsongens början (se nedan och Söderholm & Eriksson 2001b.)

Med detta i åtanke så visar uppgifterna i tabellen att det från 1996-1997 märks en minskning av antalet häckande vadare. Orsaken till minskningen var att de öppna ytorna som skapades vid restaureringen i stor utsträckning koloniserats av högvuxen vegetation. Den återhämtning som sker 2000 kan hänföras till uppkomsten av sparsamt bevuxna ytor och ytor med lågvuxen vegetation. Dessa uppstod genom en gynnsam kombination av slätter av översvämningssmarken, vattenståndet och issituationen under hösten 1999 och den följande vintern. De aktuella ytorna fanns främst mellan Midsommarberget och Byksberget (Söderholm & Eriksson 2001a). Att antalet vadare dessutom ökar fram till och med 2002 visar att sådana ytor kan vidmakthållas genom stora skillnader i vattenståndet under året (det vill säga att ytorna översvämmas vår och höst) i kombination med bete. I sammanhanget bör nämnas att den relativt snabba igenväxning av kala och sparsamt bevuxna bankar som skedde efter restaureringen till stor del kan hänföras till att sjöängen torrlades sommaren 1995. Med tanke på att 2002 var ett extremt torrrår, vilket medförde att sjöängen var i det närmaste uttorkad under sensommaren och långt in på hösten, var det väl att stora delar av den blå bården längs sjöängens södra sida frästes hösten 2002. Fräsningen bidrog väsentligt till att vadarna bibehöll sin numerär 2003. De mest krävande arterna, mindre strandpipare och rödbena, ökade. Den fortsatta ökningen av dessa arter och tofsvipans stora ökning till 2004 berodde troligen på att gynnsamma naturliga omständigheter, vattenstånd och issituation, motverkade att de frästa ytorna snabbt blev bevuxna.

Ingen jämförelse med arternas situation i Stockholms rapportområde, i Uppland eller Sverige genomförs, eftersom arternas närvaro eller frånvaro vid Angarnssjöängen i stort sett enbart styrs av närvaron eller frånvaron av lämpliga marker och eftersom ingen av arterna är hotad i Stockholms-trakten.

Tabell 1. Antalet häckande par per år av de olika vadararterna och totalt antal häckande vadare vid Angarnssjöängen 1992 – 2004. e.i. = ej inventerad.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Mindre strandpipare	1	4	3	2	1	-	-	-	2	2	2	5	4
Tofsvipa	3	63	81	34	28	38	19	8	17	22	28	23	34
Enkelbeckasin	8	20	17	e.i.	19	16	e.i.	14	12	8-10	12-13	15	17-18
Rödbena	-	5	4	6	5	5	3	1	3	4	4	5	6
Totalt:	12	92	105	(>42)	53	59	(>22)	23	34	36-38	46-47	48	61-62

Inventeringsresultat

I följande avsnitt beskrivs i detalj populationsutvecklingen för ett antal utvalda våtmarksarter samt hur populationsutvecklingen påverkats av restaureringen 1992/93. I de flesta fall görs jämförelser med populationsutvecklingen på en regional och/eller nationell skala.

Knölsvan och sångsvan

Sångsvan omfattas av Bilaga 1 till EU:s fågeldirektiv.

Under de 27 år som Angarnssjöängen systematiskt och likartat inventerats har det endast under två år, 1997 och 2000, inte funnits något häckande svanpar i sjöängen. Tjugotvå år har det funnits ett sångsvanpar och två år, 1978 och 1981, ett knölsvanspar. Dessa år fanns inget sångsvanspar i sjöängen. År 2002 avviker från de övriga åren under inventeringsserien eftersom sjöängen hyste två par knölsvan och ett par sångsvan det året.

De inventeringar av knöl- och sångsvan, som genomfördes i Uppland 1990 och 1997 och som omfattade omkring 400 sjöar, visade att det är mycket ovanligt att båda arterna häckar i samma sjö eller att en sjö hyser mer än ett par sångsvan på grund av sångsvanens aggressiva beteende (Douhan 1991, 1998a). Detta faktum och förhållandena i Angarnssjöängen har utförligt redovisats och diskuterats av Söderholm & Eriksson (2003).

Att sångsvanen tillkommer som ny häckfågel för Angarnssjöängen 1979 kan tillskrivas artens snabba expansion i Mellansverige under 1970-talet (Douhan 1991). Efter att sångsvanen fridlysts 1926 började arten långsamt återhämta sig och öka i Norrland. Under slutet av 1950-talet började sångsvan häcka i södra och mellersta Sverige. Därefter har ökningen skett snabbare och arten började uppträda som häckfågel på allt fler lokaler i södra och mellersta Sverige. Den första häckningen i Uppland skedde 1974. Vid mitten av 1980-talet fanns nio kända häckningslokaler i Uppland. Vid riksinventeringen noterades cirka 95 par i Uppland (Douhan 1998a).

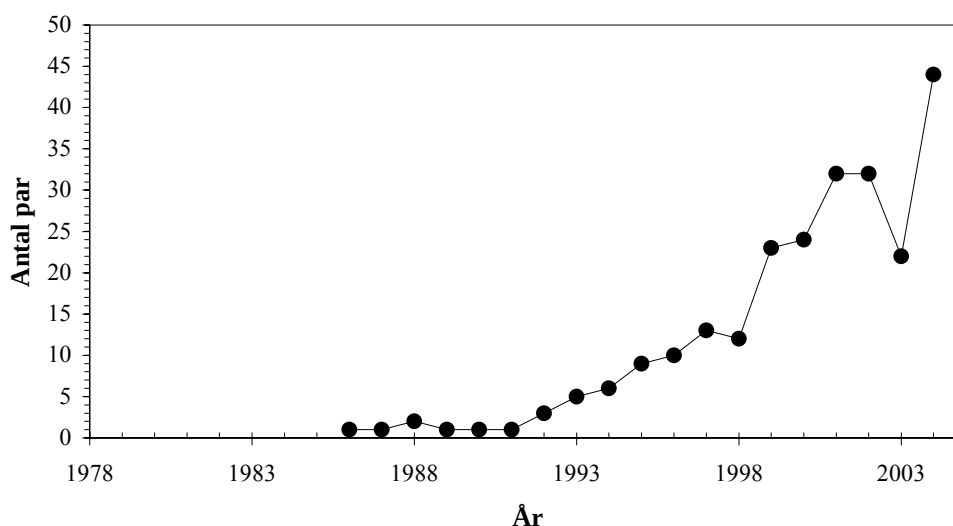


Sångsvan. Foto: Hans-Georg Wallentinus.

Grågås

Grågås häckade för första gången vid Angarnssjöängen 1986. Under perioden 1986-1991 häckade ett par, förutom 1988 då två par häckade (figur 3). Därefter ökade populationen i jämn takt till tolv par 1998, innan populationen tog ett språng till 23 par 1999. Två år senare häckade 32 par och antalet var detsamma det följande året, 2002. Därefter inträffade en betydande nedgång i populationen och endast 24 par häckade 2003. Populationen ökade sedan med ett språng, även i förhållande till antalet par innan den tillfälliga nedgången 2003, till 44 par 2004.

Ur ett nationellt perspektiv är grågåsens populationsutveckling sedan mitten av 1900-talet anmärkningsvärd. Populationen var ringa i Sverige under första halvan av 1900-talet på grund av förföljelse och jakt. Efter att arten fridlysts i Sverige omkring 1940, dröjde det till 1960-70 innan beståndet började öka. Sedan 1960-talet, då beståndet var uppskattningsvis 200-300 par (Nilsson 1982), har grågåsen ökat kraftigt i Sverige. Den snabba ökningen belyses väl av att beståndet 1979-80 uppskattades till 1 700 - 2 200 häckande par (Nilsson 1982). Efter denna tidpunkt existerar inga rikstäckande uppskattningar. En bidragande orsak torde vara att grågåsen är alltför spridd och beståndet för stort för att det skall gå att genomföra en rikstäckande inventering. Utgående från resultaten från den årliga grågåsinventeringen i september uppskattades antalet häckande fåglar i mitten av 1990-talet till 6 000 - 10 000 par (Nilsson et al. 1999). Resultaten från 2003 och 2004 indikerar att populationen sedan dess ökat med omkring 250 procent. Antalet häckande par är idag uppskattningsvis 15 000 - 25 000.



Figur 3. Antalet häckande par av grågås per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

Den snabba ökningen har även märkts i Stockholmstrakten. Ökningen belyses bäst av de grågäss som häckar på inlandslokaler, eftersom det saknas uppgifter från skärgården som till stora delar endast besöks sporadiskt av ornitologer. Grågåshäckningar i skärgården har inte heller varit något som Regionala rapportkommittén i Stockholmstrakten önskat få kännedom om, till skillnad från inlandshäckningar. Den första inlandshäckningen i Stockholmstrakten (åtminstone i modern tid) var den som skedde vid Angarnssjöängen 1986. De följande åren under 1980-talet häckade enstaka par av grågås i inlandet i Stockholmstrakten. Under första halvan av 1990-talet noterades 25-30 par på 7-8 lokaler (Strid 1996). År 2002 rapporterades 79 inlandshäckningar från sju lokaler. Angarnssjöängen och Östra Styran hyste 69 av dessa, 32 respektive 37 par (Bergström et al. 2003). Följande år rapporterades cirka 50 häckningar, trots att antalet häckande par minskade både vid Angarnssjöängen och Östra Styran, till 22 respektive 12 par (Bergström et al. 2004). Dessa siffror visar att grågås fortsätter att öka i Stockholmstrakten men också att rapporteringen är bristfällig (Söderholm & Eriksson 2001b).

Den främsta orsaken till artens expansion är troligen ett avsevärt minskat jakttryck på rast- och övervintringslokaler i mellersta och södra Europa. En annan faktor av betydelse är förändringar i jordbruket. En ökad areal med höstsådd har gjort att tillgången på föda ökat under vinter och vår i anslutning till rast- och häckningslokaler. Uppgifterna i de årliga fågelrapporterna från den Regionala rapportkommittén i Stockholm visar att Angarnssjöängen jämte Styran är artens främsta fästen i området. Det råder inget tvivel om att ökningen som skett vid Angarnssjöängen inte hade inträffat om inte lokalen restaurerats 1992/93. Restaureringen återskapade stora ytor med betade strandängar som översvämmas vår och höst. Det är dessa ytor som i första hand utnyttjas av de betande grågåsfamiljerna. När ungarna blivit flygga utnyttjas åkrarna runt sjöängen i varierande utsträckning beroende på vilka grödor som växer där och om fälten slagits eller inte.

Grågåsens expansion har inte gått oförmärkt förbi, bland annat har den gett upphov till en synlig påverkan på vegetationen vid sjöar. Vid Hullsjön och Östen i Västergötland har vassbältena reducerats avsevärt av betande gäss (Johansson 1999, Bergman 2000). Vid Hullsjön försvann exempelvis cirka 90 procent av vassarealen under en tioårsperiod. Det föreligger mig veterligen inga publicerade uppgifter om hur våtmarksfågelfaunan påverkats av denna vegetationsförändring.

Med tanke på att antalet häckande, rastande och översomrande gäss vid Angarnssjöängen ökat avsevärt under de senaste tio åren förefaller det troligt att vassbälten även där kommer att påverkas. Vandringar i och kring sjöängens vassbälten vintrarna 2003/2004 och 2004/2005 har avslöjat att dessa var glesa och vassen klen. Detta kan mycket väl vara en följd av grågåsens bete.

Bläsand

Bläsand har bedömts häcka nio år: 1978, 1980, 1996, 1998 och 2000-2004. Samtliga år med ett par utom 2002 då två par häckade. Att arten häckat årligen de senaste åren återspeglar troligen en ökning både i Uppland och i Stockholmstrakten. Under 1980- och 1990-talen rapporterades endast sporadiska häckningar i Stockholmsområdet, men från 1996, 1997 och 1998 finns konstaterade eller indicier på häckningar även från andra lokaler än Angarnssjöängen i Stockholms rapportområde (Stockholms regionala rapportkommitté 1998a, b, 1999). Situationen är snarlik i Uppland. Där konstaterades 1997 den första säkra häckningen sedan 1981 (Amcoff et al. 1998). Under 2000-talet har årligen 2-3 par häckat i Stockholmstrakten och antalet observationer av fåglar i lämpliga häckningsmiljöer och översomrande fåglar har ökat (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004). Notervärt är att under 2000-talet har årligen häckningar skett vid Angarnssjöängen och på Järvafältet, antingen vid Säbysjön eller vid Väsby sjöäng. Häckningar har även rapporterats från Isbladskärret och Lidingö, två respektive en gång. Detta förhållande belyser väl att restaureringar av våtmarker har varit väsentliga för att arten numera häckar årligen i Stockholmstrakten. Såväl Väsby sjöäng som Säbysjön har i olika omfattning restaurerats liksom Angarnssjöängen.

Snatterand

Snatterand häckade årligen med ett par under perioden 1978-1986. Sedan dröjde det ända fram till 1995 innan arten återkom som häckfågel till Angarnssjöängen med ett par. En viss ökning inträffade de följande åren då ett par häckade 1996, två par 1997 och fyra par 1998. Därefter har populationen varit stabil på en något lägre nivå. Under perioden 1999-2004 häckade årligen ett eller två par, fränsett år 2001 då ingen häckning skedde (se appendix 2).

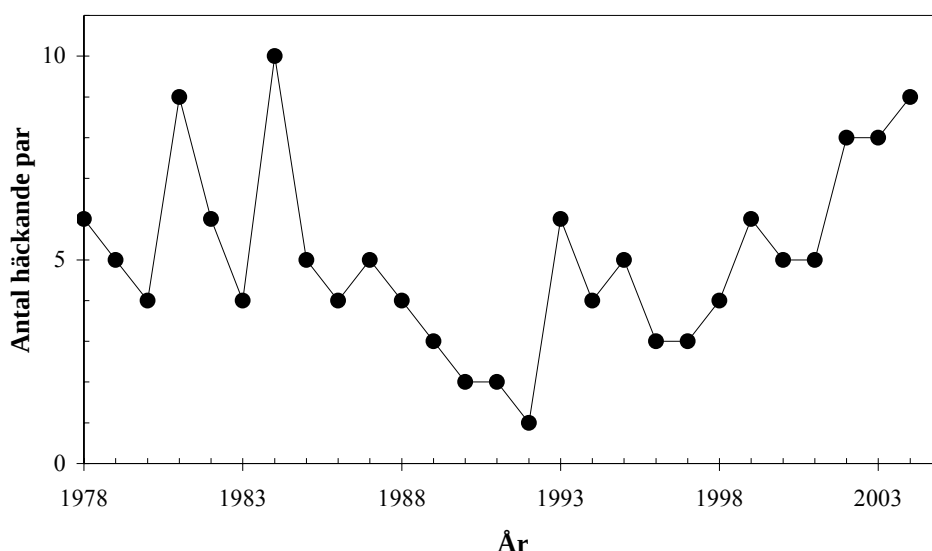
Artens försvinnande som häckfågel från sjöängen i mitten av 1980-talet överensstämmer väl i tiden med nedgången av antalet häckande par av flertalet simands- och dykandsarter (se ovan och appendix 2). Den vid denna tidpunkt accelererande igenväxningen av sjöängen, vilken ledde till kraftigt försämrade betingelser för simänder, är sannolikt den avgörande orsaken till att snatterand försvann som häckfågel vid sjöängen. Att arten först återkom som häckfågel två år efter restaureringen 1992/93 innebär att det inte är möjligt att utesluta att även andra faktorer än restaureringen bidragit till att arten återigen regelbundet häckar. Skälet är att det saknas detaljkunskap om hur bestånden av olika växter, ryggradslösa djur med mera, påverkades och förändrades av restaureringen. Därför går det inte att utesluta att även yttre faktorer varit av betydelse i sammanhanget, till exempel försämringar av andra lokaler. Eftersom snatterand är en krävande art ifråga om häckningsmiljö är det dock klart att restaureringen skapade en för simänder gynnsam miljö.

Kricka

Kricka har häckat med varierande antal par under inventeringsserien (figur 4). Även om antalet varierade mellan fyra och tio par under perioden 1978-87 finns det ingen trend i inventeringsuppgifterna ($m=5,8\pm2,1$ par). De kraftiga fluktuationerna beror främst på det stora antalet häckande par 1981 och 1984, nio respektive tio par. Från 1986-87 minskar populationen stadigt till endast ett par 1992, det vill säga minskningen inträffar under samma tidsperiod som den för flertalet andra arter. De började minska på grund av att Angarnssjöängen genom den snabba igenväxningen snabbt försämrades som häckningslokal för änder. Den nedåtgående trenden bröts i och med restaureringen av sjöängen 1992/93.

Artens positiva respons på restaureringen är mycket tydlig då sex par häckade redan 1993, det vill säga omedelbart efter restaureringen 1992/93. Därefter följer en kort period under vilken arten visar en nedåtgående trend. Den är dock inte statistiskt säkerställd (Linjär regression 1993-97: $r=-0,85$; $P=0,69$). Från och med 1997 har populationsutvecklingen varit positiv. Antalet häckande par har ökat från tre par 1997 till nio 2004. Denna ökning är statistiskt säkerställd (Linjär regression 1997-2004: $y=0,810x - 1613$; $r=0,93$; $P=0,00090$). Sett över hela tidsperioden efter restaureringen 1992/93 är populationsutvecklingen positiv och signifikant (Linjär regression 1993-2004: $y=0,378x - 749$; $r=0,69$; $P=0,013$).

Den tillfälliga tillbakagång 1993-1997 som antyds av inventeringsuppgifterna berodde troligen inte på sjöängens tillstånd utan kan hänföras till populationsutvecklingen i en större geografisk skala. Detta påstående



Figur 4. Antalet häckande par av kricka per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

grundas på att andra simandsarter som häckade vid sjöängen och är mera specialiserade, samt ställer högre krav på biotopen, inte uppvisade några tendenser till minskning under samma tidsperiod. Resultat redovisade av Sjöberg & Danell (1996) ger stöd för detta. De fann att årta och skedand var de första simandsarter som försvinner när en våtmark försämras.

Populationsutvecklingen vid Angarnssjöängen tycks i stora drag följa förändringar i den svenska populationen. Påståendet bygger på uppgifter från den svenska delen av den internationella sjöfågelsinventering som genomförs i september varje år sedan 1973. I början av denna inventeringsserie visade kricka markanta fluktuationer. Från 1982-83 är svängningarna mycket måttliga och populationsutvecklingen har en svagt nedåtgående trend fram till 1997. Därefter sker en återhämtning av populationen. Antalet noterade individer har drygt fördubblats mellan 1997 och 2003 (Nilsson 2004). Den främsta skillnaden jämfört med uppgifterna från Angarnssjöängen är att minskningen var större och snabbare där. Orsaken var att de försämrade betingelserna i sjöängen påskyndade nedgången.

Att ökningen under senare år syns i uppgifterna från Angarnssjöängen beror i stor utsträckning på att lokalen blev lämplig som häckningsplats för arten i och med att biotopen kraftigt kom att förändras till det bättre genom sjörestaureringen vintern 1992/93.



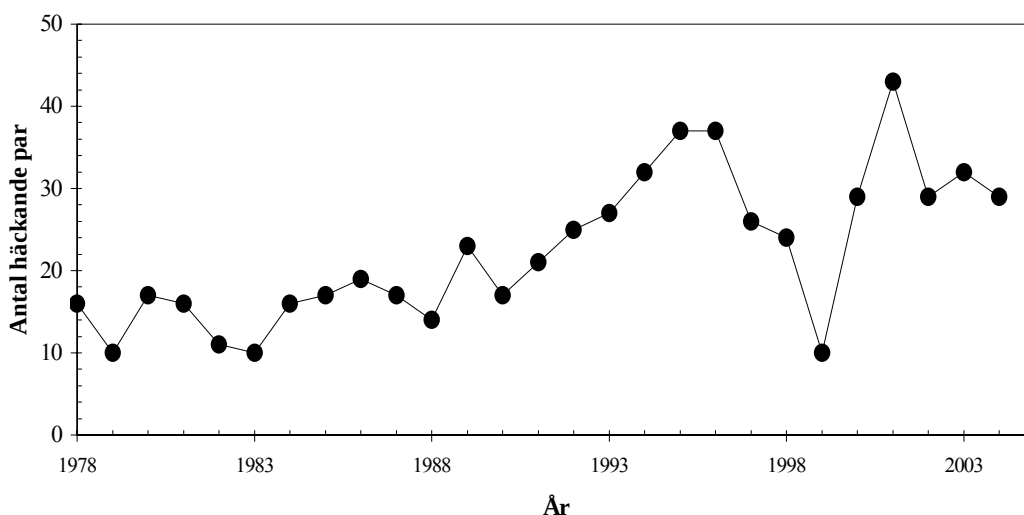
Kricka. Foto: Lars Friberg.

Gräsand

Under perioden 1978-1990 varierade gräsandspopulationen avsevärt (figur 5). Den varierade mellan 10 och 23 par ($m=15,6\pm3,7$). Även om inventeringsresultatet uppvisar stora variationer, som orsakades av tillfälliga nedgångar 1979, 1982-83, 1987-88 och 1990, tyder resultaten på att gräsand hade en svagt positiv utveckling under denna tidsperiod. Från och med 1990 ökade populationen snabbt och kontinuerligt fram till och med 1995, då 37 par häckade vid Angarnssjöängen. Populationen låg kvar på samma nivå det följande året. Sedan minskade den snabbt till och med 1999 då endast nio par häckade – den lägsta nivå under inventeringsserien. Nedgången följdes av en snabb ökning till 43 par 2001 – den högsta nivån under hela serien. Under den följande perioden, 2002-2004, har populationen varit i stor sett konstant, det vill säga omkring 30 par. Om man bortser från de kraftigt avvikande åren 1999 och 2001 så tyder inventeringsresultaten på att populationen i själva verket varit "konstant" sedan 1997, knappt 30 par ($m=27,8\pm9,2$; exklusive 1999 och 2001 $m=28,2\pm2,8$).

Hur populationsutvecklingen skall beskrivas och tolkas är långt ifrån självklart, men de olika alternativen pekar i samma riktning. En långsam tillväxt som följs av en snabb tillväxt från början av 1990-talet. Denna tillväxtperiod följs av en nedgång och en uppgång innan populationen (åtminstone tillfälligt) stabiliseras. Den nuvarande nivån är i stort sett dubbelt så hög som under perioden med en långsam tillväxt under första delen av inventeringsserien.

En analys av populationsutveckling har visat att populationen ökade, om än långsamt, under den tid då sjöängen var som mest igenväxt. En i det närmast konstant population kan dock inte uteslutas (Söderholm & Eriksson 1999).



Figur 5. Antalet häckande par av gräsand per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

De nedgångar som syns för gräsand efter restaureringen 1992/93, från 1996-1999 och från 2001 till 2002, kan inte hänföras till sjöängens tillstånd av samma skäl som förts fram i fråga om kricka. Gräsandens populationsutveckling reflekterar istället i stor utsträckning de förändringar i den svenska populationen som syns i de nationella inventeringarna, Svensk Häckfågelinventering (Lindström & Svensson 2002, 2005) och de internationella sjöfågelinventeringarna i Sverige (Nilsson 2004), samt regionala förhållanden 1999. Enligt häckfågeltaxeringen var populationen stabil från taxeringens start 1975 till mitten av 1980-talet, sedan dess har populationen ökat betydligt. Idag är den omkring fyra gånger så stor som den var i mitten av 1980-talet. Under den period arten har ökat finns ett par korta tidsperioder när en viss tillbakagång eller stagnation inträffat. Åren 1992 och 1993 gick arten tillbaka och det är möjligt att det är denna tillbakagång som gör att gräsand inte visar någon tydlig respons på restaureringen, till skillnad från de andra regelbundet häckande simandsarterna i Angarnssjöängen. Även från 1994 till och med 1997 minskade gräsand enligt häckfågeltaxeringen. Det förefaller troligt att det är denna tillbakagång på nationell nivå som återspeglas i inventeringsuppgifterna från Angarnssjöängen under samma tidsperiod. Den minskning som inträffade där mellan 1998 och 1999 berodde troligtvis främst på regionala förhållanden. En kraftig vårflod 1999 i Stockholmstrakten och i Uppland gjorde att det fanns gott om lämpliga häckningslokaler för gräsand vid sidan av de gängse (Söderholm & Eriksson 2001b, 2002). Ökningen fram till 2001 och den därpå följande stagnationen vid Angarnssjöängen är i god överensstämmelse med uppgifterna från den svenska häckfågeltaxeringen.



Gräsandspar. Foto: Lars Friberg.

Regionala uppgifter från Uppland skiljer sig något från inventeringsuppgifterna från Angarnssjöängen. De visar att gräsand gick tillbaka åtminstone i inlandet från slutet av 1970-talet till början av 1990-talet (Tjernberg 1996). Det finns inga uppskattningar eller inventeringar från senare år.

En jämförelse med uppgifterna från de internationella inventeringarna i Sverige visar också att populationsutvecklingen vid Angarnssjöängen i stort återspeglar förändringar på nationell nivå. Vid inventeringarna i januari varierade antalet individer kring en relativt stabil nivå, från det att inventeringarna inleddes 1967 till 1987. Sedan dess visar gräsand en positiv trend. Ökningen är betydlig, antalet noterade individer har mer än fördubblats sedan början-mitten av 1980-talet (Nilsson 2004). Under den period då arten ökat finns det tillfälliga tillbakagångar, 1995-1997 och 2001-2003. Det är fullt möjligt att den senare tillbakagången i själva verket är en fluktuation, det vill säga att antalet har varit stabilt under 2000-talet. Oavsett vilket som är fallet är överensstämmelsen mellan uppgifterna från Angarnssjöängen och den internationella sjöfågelinventeringen i januari god. De nationella uppgifterna och de från Angarnssjöängen överensstämmer i den bemärkelsen att:

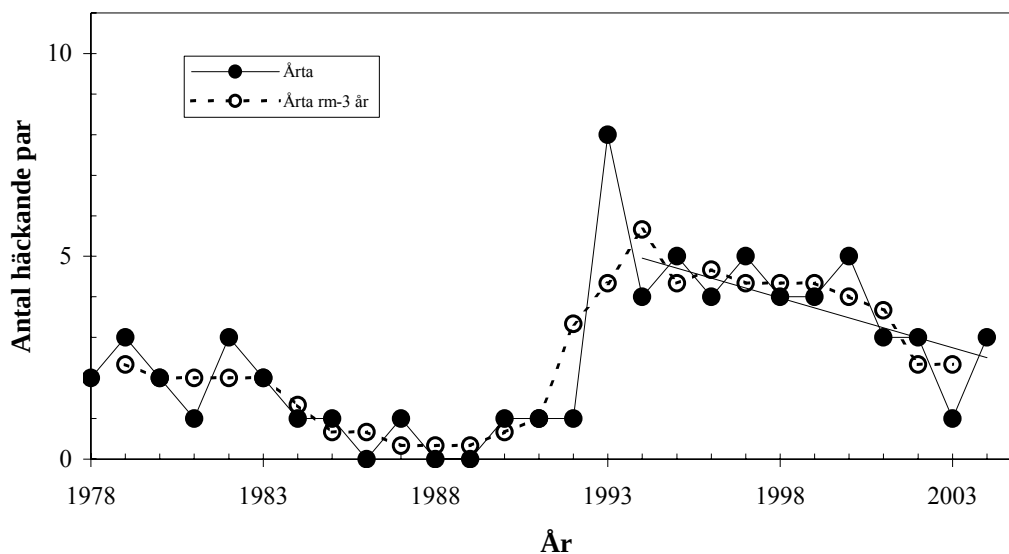
- (a) trenderna överensstämmer och omfattar i stort sett samma tidsperioder,
- (b) tillfälliga nedgångar uppträder under samma tidsperioder och (c) att antalet häckande par respektive noterade fåglar vid de nationella inventeringarna i runda tal har fördubblats sedan senare delen av 1980-talet. Även i uppgifterna från den internationella sjöfågelinventeringen finns en period av stagnation (omkring 1990-1993) som kan förklara att gräsanden inte ökade på samma sätt som de andra andarterna omedelbart efter restaureringen.

Årta

Rödlistad: VU (sårbar), D1.

Antalet häckande par av årta varierade mellan ett och fyra par i början av inventeringsserien, fram till 1983-84 (figur 6). Trots de framträdande fluktuationerna från år till år syns ingen tendens utan antalet par varierar kring ett stabilt medelvärde. För att det skall gå lättare att följa populationsutvecklingen återges även det rullande treårsmedelvärdet i figuren. Av kurvan som beskriver detta värde framgår det tydligt att populationen är stabil fram till 1983, sedan inleds en tillbakagång. En konservativ beräkning, i den bemärkelsen att 1984 inkluderas trots att arten troligen börjat gå tillbaka redan detta år (se rullande treårsmedelvärde, figur 6), ger en medelpopulation av $2,0 \pm 0,8$ par för perioden 1978-1984. Från 1983/84 noterades en tydlig minskning av arten. Efter att endast ett par häckat 1984 noterades ingen ökning det följande året. De följande åren, 1985-1992, häckade maximalt ett par och flera år saknades årta som häckfågel vid Angarnssjöängen ($m=0,6 \pm 0,5$ par).

Omedelbart efter restaureringen 1992/93 häckade plötsligt åtta par. Efter denna toppnotering var populationen stabil, fram till och med 2000 ($m=4,4 \pm 0,5$) innan den ånyo började minska. Endast ett par noterades 2003.



Figur 6. Antalet häckande par per år (●) och rullande treårsmedelvärde (○) för årta under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen. Rät linje: linjär regression 1994-2004; $y = -0,246x + 494$; $r = -0,68$; $P = 0,020$.

Det följande året skedde en återhämtning till tre par. Det rullande treårsmedelvärdet ger en liknande bild. Det bör observeras att medelvärdesbildningen gör att uppgången till följd av restaureringen tycks börja redan 1992, vilket är en artefakt till följd av medelvärdesbildningen. Det rullande medelvärdet visar att populationen efter restaureringen var stabil fram till omkring år 2000. Under 2000-talet uppvisar arten en avtagande trend.

Oroväckande är den nedgång som skett under 2000-talet och det faktum att arten uppvisar en signifikant vikande trend under hela perioden efter restaureringen, även om toppåret 1994 inte tas med i beräkningarna (Linjär regression, 1993-2004: $r = -0,76$, $P = 0,0042$; 1994-2004: $r = -0,68$, $P = 0,020$). Notera att även om man bortser från bottenåret 2003 finns det en signifikant, om än knappt, vikande trend enligt inventeringsuppgifterna (1994-2004, exklusive 2003, $r = -0,64$, $P = 0,048$).

Den minskning som observerades från omkring 1983-84 berodde på att sjöängen snabbt försämrades, framför allt genom igenväxning i och med att bestånden av bladvass expanderade vid denna tid. Att minskningen först syns och är tydligt märkbar för årta beror på att arten är krävande. Det är den simand som först försvinner när en sjö försämrats på grund av igenväxning (Sjöberg & Danell 1996). Den snabba och stora ökningen som inträffade i och med restaureringen visar att den innebär att sjöängen återfördes till ett tidigare successionsstadium, med den mosaikstruktur som årtan föredrar (Elmberg et al. 1994). När svämmaderna och mosaikstrukturen återskapades genom restaureringen 1992/93 återkom arten snabbt och beståndet var under flera år stabilt och drygt dubbelt så stort som innan den snabba igenväxningen av sjöängen skedde. Även vid andra sjö-

restaureringar har artens snabbt återkommit och etablerat stora populationer, exempelvis vid Hornborgasjön och Hjälstaviken (Svensson et al. 1999).

Även om en andra återhämtning först märktes 2004 var det troligtvis artens snabba respons på en förbättrad miljö som till stor del låg bakom återhämtningen. Förbättringen av miljön berodde på att en del av den blå bården markbearbetades under hösten 2002. Då frästes maderna från Lundbydiket till Asphagen. Att årtä inte omedelbart reagerade på den för arten förbättrade miljön, som vid restaureringen 1992/93, berodde troligen främst på vattenståndet 2003. Ett för litet vattendjup, i kombination med att en för årtä gynnsam vegetation inte skapades på grund av den låga vattennivån, gjorde troligtvis att återhämtningen inte inträffade omedelbart efter avlägsnandet av vegetation och markbearbetning. För detta talar även att skedand föreföll ha reagerat positivt på åtgärderna redan året innan, det vill säga 2003. Elmberg et al. (1994) har visat att skedand och årtä har likartade krav på miljön, men årtä ställer högre krav på mosaikstruktur och skedand gynnas av översvämningsmarker som är synnerligen grunda.

Underlaget i de nationella inventeringarna är för litet för att kunna ge en uppfattning om årtäns populationsutveckling på nationell basis. Den svenska populationen har dock uppskattats vid ett par tillfällen. Dessa uppskattningar tyder på att arten kan ha minskat, eftersom populationen bedömdes till cirka 600 par 1978 och till troligen högst 400 par i början av 1990-talet (Svensson et al. 1999). Den nationella fågelrapporten (Strid 2004) visar inte på någon klar förändring i populationen de senaste åren, möjligen har arten ha minskat under de senaste åren.

Årtä är en ovanlig häckfågel i Stockholmstrakten och går troligen tillbaka. I mitten av 1990-talet uppskattades antalet häckande par i Stockholms län till omkring 20 (Strid 1996). Utifrån de uppgifter som presenterats förefaller det som om populationen förmodligen var mindre vid mitten av 1990-talet, troligen omkring 15 par. Fågelrapporterna från Stockholmstrakten ger säkerligen en god bild av artens uppträdande i området eftersom arten är ovanlig, vilket gör att den rapporteras, samt att den främst förekommer på lokaler som är välbesökta av ornitologer. I fågelrapporterna från 2000-talet (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004) finns endast ett fåtal konstaterade häckningar eller häckningsförsök. I rapporterna anges antalet häckande par maximalt, eller optimistiskt räknat, vara 10-15 par. De observationer som presenteras gör att min bedömning blir att antalet par istället endast har varit 5-10 häckande par i Stockholmstrakten under de första åren av 2000-talet, då min uppfattning är att rapporteringen gällande årtä är god. Utifrån det existerande underlaget går det inte att bilda sig en uppfattning om arten minskar eller ökar i Stockholmstrakten. Troligen minskar årtä svagt eftersom en viss minskning skett vid de lokaler, Angarnssjöängen och Östra Styran, som hyst en stor del av populationen i Stockholmstrakten. Uppgifterna från Uppland pekar på ett liknande förhållande. I början av 1990-talet uppskattades den uppländska populationen till omkring 30 par (Tjernberg 1996). Under 2003 noterades uppskattningsvis 16 par under

häckningstid och samtliga av dessa kan ha häckat (Bladlund et al. 2004). Denna, liksom föregående års notering, ligger under medelvärdet för de senaste tio åren (Bladlund et al. 2004), vilket ger en antydning om en minskande tendens. Tydligt är dock att årtan gått tillbaka i Uppland sedan början av 1990-talet. Med hänsyn till att en del par som häckar i Uppland återfinns i fågelrapporten för Stockholmstrakten förefaller arten ha minskat med omkring 30-40 procent sedan början av 1990-talet.

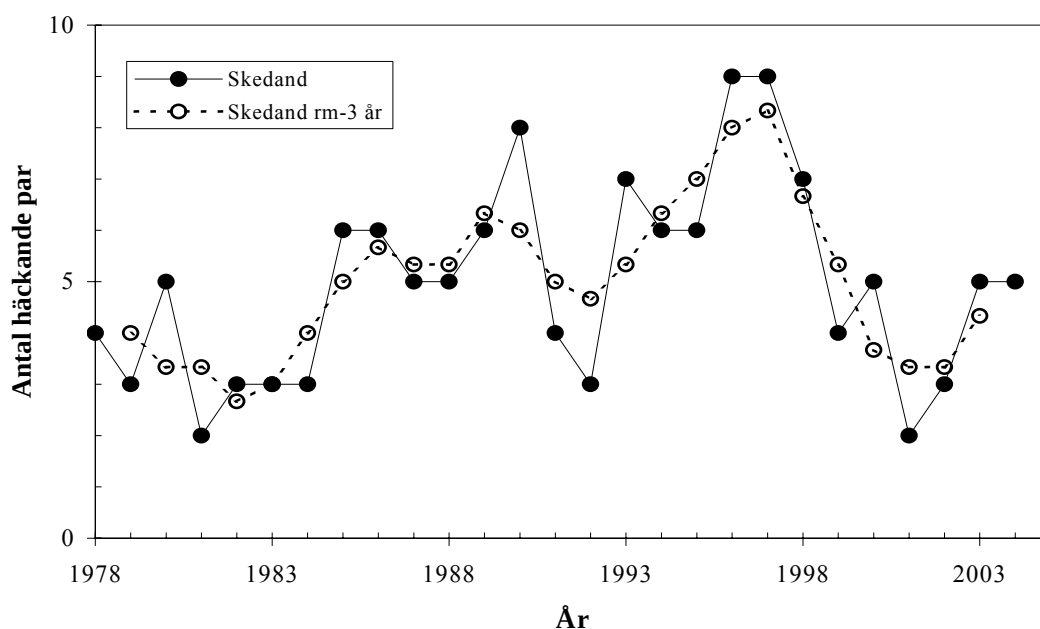
Med tanke på årtans skyddsvärde och dess biotopkrav, hävdade strandängar som översvämmas, samt att arten har ett av sina få fästen i Uppland och i Stockholmstrakten vid Angarnssjöängen, är det betydelsefullt att sjöängen bibehålls i ett sådant tillstånd att årtan finns kvar som häckfågel där.

Skedand

Rödlistad: NT (missgynnad), C1

Under inventeringsserien har antalet häckande par av skedand varierat kraftigt och snabbt (se figur 7). Svängningarna i antalet häckande par gör att det inte är alldeles enkelt att se hur populationen utvecklats. För att lättare få en bild av hur den förändrats återges även i figur 7 hur det rullande treårs-medelvärdet varierat under inventeringsserien.

Under de sju första åren av inventeringsperioden varierade antalet par mellan två och fem, men det finns inga tecken på någon uttalad trend i



Figur 7. Antalet häckande par per år (●) och rullande treårsmedelvärde (○) för skedand under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

materialet (1978-1984: $m=3,3\pm 1,0$). Den nedåtgående trend som det rullande medelvärde indikerar är inte säkerställd ($P=0,75$). Efter tre år med tre häckande par (1982-1984) inträffade en snabb och avsevärd ökning till sex par 1985. Sedan låg antalet häckande par på denna nivå, 5-6 par, tills ytterligare en ökning inföll, till åtta par 1990. De följande åren minskade antalet snabbt till endast tre par året före restaureringen, 1992. Restaureringen medförde att sju par häckade det följande året. Därefter fluktuerade antalet något och nådde en högsta nivå om nio par åren 1998 och 1999. Efter denna topp minskade populationen snabbt till endast två par 2001. Inventeringsserien avslutas med en viss återhämtning till en eventuellt stabil nivå om runt fem par.

Det rullande treårsmedelvärdet ger en snarlik bild, det vill säga i början är populationen stabil och därefter växer den under två perioder. Den första perioden av tillväxt infaller under mitten-senare delen av 1980-talet och den andra efter restaureringen. Dessa perioder är separerade av en viss tillbakagång. Efter den senare perioden av tillväxt gick arten kraftigt tillbaka, från senare delen av 1990-talet, innan en stabilisering inträffade. (År 2005 häckade fyra par.) I början av 2000-talet är artens numerär i nivå med den som rådde i början på inventeringsserien.

Populationen av skedand vid Angarnssjöängen har växt till under två perioder, men fluktuationerna gör det svårt att kvantifiera resultatet i form av startpunkt och slutpunkt för perioderna samt att ange tillväxthastighet. Rimligtvis omfattar den första tillväxtperioden åren 1984-1990. En analys visar att ökningen under denna period ligger på gränsen till att vara statistiskt säkerställd och ger en tillväxthastighet av 0,5 par/år (Linjär regression 1984-1990: $r=0,71$; $P=0,071$). Den andra perioden omfattar rimligtvis effekterna av restaureringen 1992/93 fram till att populationen börjar uppvisa en markant nedåtgående trend, det vill säga 1992-1997. För denna period är ökningen statistiskt säkerställd och tillväxthastigheten 1,0 par/år (Linjär regression 1992-1997: $y=1,029x - 2045$; $r=0,085$; $P=0,030$). De beräknade tillväxthastigheterna ger en stark indikation om att restaureringen medförde att sjöängen blev en gynnsammare häckningslokal för skedand. Ytterligare stöd för detta ges dels av den stora förändringen av antalet häckande skedänder mellan 1992 och 1993, samt av att populationen fortsatte att öka flera år efter restaureringen.

Det bör påpekas att för perioden 1978-1997 uppvisar populationen en statistiskt säkerställd ökning (Linjär regression 1978-1997: $y=0,244x - 480$; $r=0,70$; $P<0,001$). Denna beskrivning innebär dock med stor säkerhet en avsevärt förenklad bild av populationsutvecklingen. För perioden 1997-2004, det vill säga sedan minskningen inleddes, finns ingen säkerställd nedgång ($P=0,13$). Orsaken till detta är att en viss återhämtning skett de senaste två åren.



*Hane av årta, en av Angarnssjöängens mer skyddsvärda häckfåglar.
Foto: Lars Friberg.*



Hane av skedand. Foto: Lars Friberg.

Skedand, liksom årtä, har med stor sannolikhet minskat under 1900-talet till följd av ett förändrat jordbruk och en ökad reglering av vattendrag. Förändringarna i jordbruket har lett till att arealen hävdade strandmiljöer som regelbundet översvämmas minskat avsevärt. Även den ökade användningen av konstgödsel har på många håll medfört att lämpliga våtmarker snabbt växt igen, liksom att andra former av utsläpp har bidragit till igenväxningen av vattendrag. Uppgifter bland annat från Hjälstaviken ger stöd för detta. I början av 1940-talet häckade cirka 100 par vid lokalen, 1974 återstod endast 20 par och fram till 1988 minskade populationen ytterligare till endast sju par (Tjernberg 1996, Svensson et al. 1999). Det finns inga uppgifter som beskriver hur den svenska populationen förändrats under den tid som Angarnssjöängen inventerats, inte heller tycks det finnas regionala uppgifter som kan användas som jämförelsematerial.

Att skedand ökade i Angarnssjöängen ända fram till början av 1990-talet berodde säkerligen på yttre faktorer. Tänkbara sådana är en generell ökning av den svenska populationen och/eller att andra häckningslokaler vid denna tidpunkt försämrades snabbare och i större utsträckning än Angarnssjöängen. Båda dessa förhållanden kan ha medfört att Angarnssjöängen utnyttjades som häckningslokal, även om betingelserna från mitten av 1980-talet allt snabbare försämrades för bland annat simänder. Belägg för att Angarnssjöängen försämrades ges av inventeringsresultaten för i första hand snatterand, kricka och årtä, som visade att dessa arter redan minskat när den positiva trenden för skedand bröts. Vidare visar det rullande treårsmedelvärdet att populationen var ganska konstant flera år innan tillbakagången inleddes (figur 7). Den ökning som förefaller inträffa runt 1990 är resultatet av ett enstaka år med ovanligt många häckande par. Ytterligare stöd för denna tolkning ges av att årtä och skedand försvinner först när en våtmark försämras (Sjöberg & Danell 1996).

På motsvarande sätt faller det sig naturligt att hänföra ökningen som skedde i och med restaureringen 1992/93 och den fortsatta ökningen fram till 1997 till att denna restaurering medförde avsevärt förbättrade betingelser för skedand och de andra krävande andarterna. Då årtä hade en stabil population fram till 2001/2002 förefaller det inte särskilt troligt att skedandens nedgång, som inleddes 1997 och fortgick fram till 1999 innan en återhämtning inträffade år 2000, främst berodde på sjöängens tillstånd.

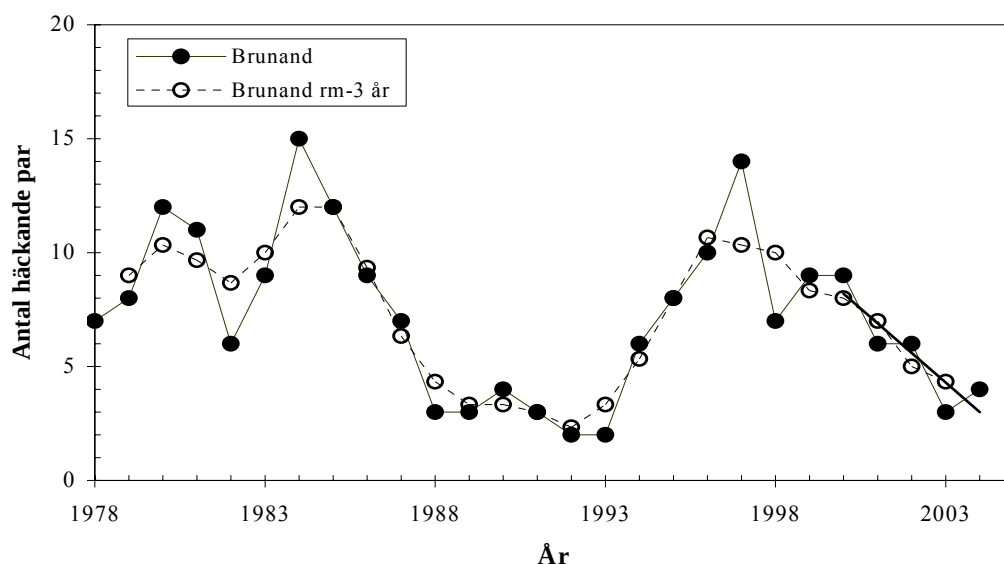
Eftersom skedand förefaller ha haft en stabil population under 2000-talet i Stockholmstrakten (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004) är den negativa trend som arten uppvisade i Angarnssjöängen från slutet av 1990-talet fram till 2003 knappast relaterad till yttre faktorer. Vad som ligger bakom nedgången är oklart. Det finns visst fog för oro utifrån vad som är känt om skedandens krav (Sjöberg & Danell 1996) och med tanke på att både årtä och skedand eventuellt visar en avtagande trend under de första åren av 2000-talet i Angarnssjöängen, även om en viss återhämtning förefaller ha inträffat under de senaste 2-3 åren.

Skedand är en fåtalig häckfågel i Uppland. I början-mitten av 1990-talet uppskattades antalet till cirka 250 par varav cirka 150 par i skärgården (Tjernberg 1996). Arten förekommer likaså fåtaligt i Stockholms län där cirka 20 par bedömdes häcka i inlandet vid samma tidpunkt (Strid 1996). Uppgifter från Stockholms regionala rapportkommitté under 2000-talet (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004) tyder på att inlandspopulationen är stabil och utgörs av 20-30 par. Observationer rörande häckningar och troliga eller möjliga häckningar i skärgården har inte beaktats då rapporteringen från skärgården är ojämn och bristfällig. Med tanke på att Angarnssjöängen, trots nedgången sedan toppen i slutet av 1990-talet, är ett av artens få starka fästen i Stockholmstrakten är det viktigt att tillse att goda betingelser för arten vidmakthålls vid Angarnssjöängen samt att genom fortsatt arbete försöka förstå orsaker till den minskning som skett sedan 1997.

Brunand

Rödlistad: NT* (missgynnad)

Inventeringsserien inleddes med en period när antalet brunänder fluktuerade avsevärt (figur 8). Denna period sträcker sig från inventeringens start 1978 till omkring mitten av 1980-talet, när den accelererande igenväxningen snabbt ledde till försämrade betingelser för änderna i sjöängen (Söderholm & Eriksson 1999). Antalet häckande par varierade under perioden mellan 6 och 15 par men det finns ingen trend i uppgifterna (1978-1986: $m=9,9\pm2,8$). På grund av de stora fluktuationerna är det svårt att avgöra när den följande nedgången inleddes. Uppgifterna som presenteras i figur 8 tyder på att den började omkring 1986.



Figur 8. Antalet häckande par per år (●) och rullande treårsmedelvärde (○) för brunand under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen. Rät linje: linjär regression 2000-2004; $y=-1,300x + 2608$; $r=-0,89$; $P=0,041$.

Från slutet av 1980-talet, när sjöängen var föga lämpad som häckningslokal för änder, fram till året för restaureringen 1992 var populationen mycket liten, 2-4 par. Även säsongen efter restaureringen var populationen liten, enbart två par. Det bör noteras att dykändernas respons på den förbättrade häckningsmiljön först märks 1994, till skillnad från simänderna som ökade markant redan 1993 (Söderholm & Eriksson 1999, 2004). Från 1993 ökade brunandspopulationen och under perioden 1994-2001/2002 är utvecklingen snarlik den under inventeringsseriens början, det vill säga populationen varierade avsevärt, mellan 6 och 14 par (1994-2002: $m = 8,3 \pm 2,6$), men det finns ingen trend i uppgifterna. Även här är det svårt att avgöra i vad mån den nedåtgående trend, som inleddes 1997, är verklig eller skenbar på grund av fluktuationerna. Dock visar arten en klart avtagande trend de senaste åren, även om det inte går att fastlägga när den inleds.

Det torde dock vara utom tvivel att mönstret med stora fluktuationer som kan ge upphov till en skenbart avtagande trend bröts senast 2002. Det följande året häckade endast tre par, men en ringa återhämtning skedde 2004 då fyra par häckade. Det rullande treårsmedelvärdet tyder på att det faktiskt kan vara så att en nedåtgående trend inleddes redan 1998. Det är svårt att uttala sig om det finns någon statistiskt säkerställd trend under perioden efter restaureringen eller inte, eftersom resultatet är starkt beroende av vilka år som ingår i analysen.

Vad som ytterligare bidrar till osäkerheten är att samtliga dykandsarter minskade avsevärt från 2002 till 2003 i Angarnssjöängen. En trolig förklaring till detta är att sjöängen vintern 2002/2003 var i det närmaste bottenfrusen, vilket ledde till brist på föda för dykänder under våren och häckningssäsongen 2003 (Söderholm & Eriksson 2004).

Utgående från iakttagelser av vegetationen i Angarnssjöängen (Söderholm 2005a) förefaller det troligt att det låga antalet häckande par av brunand och vigg 2004 åtminstone till viss del beror på avsaknaden av lämpliga boplatser (Söderholm 2005 a, b). Denna förklaring stämmer med att den i bohål häckande knipan, till skillnad från brunand och vigg, fullständigt hade återhämtat sig 2004. Det verkar mindre troligt att den främsta orsaken var fortsatt näringsbrist, även om dykändernas olika födoval beaktas (Bauer & Glutz von Blotzheim 1969, Cramp & Simmons 1977).

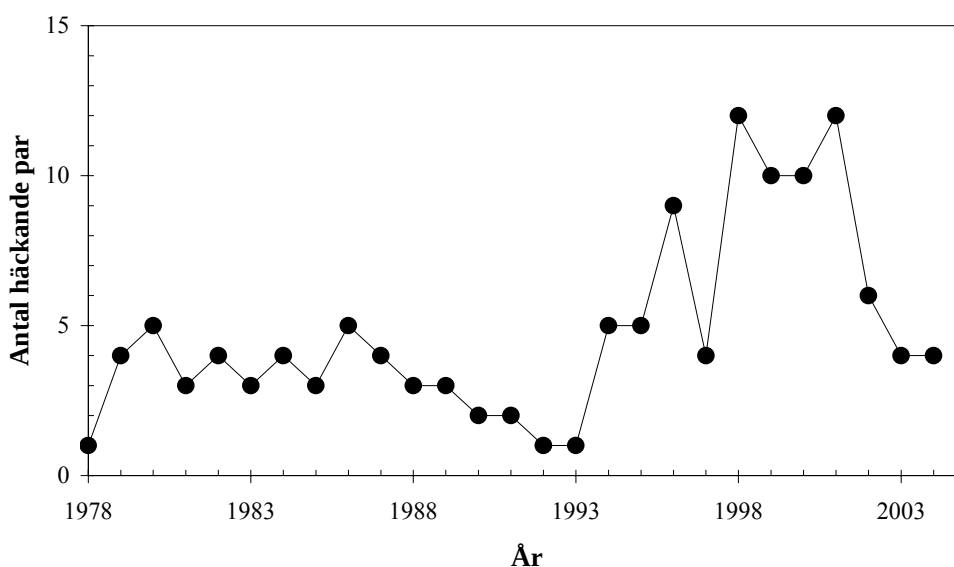
Varken för tidsperioden efter restaureringen, 1993-2004, eller för den period, som inleddes med att dykänderna svarade på restaureringen 1994, finns någon trend i uppgifterna. Men i strikt statistisk bemärkelse visar populationen en negativ trend sedan 1995 (linjär regression: 1995-2004: $y = -0,776x + 1559$; $r = -0,74$; $P = 0,014$). Med hänsyn till de fluktuationer som populationen uppvisat under inventeringsseriens gång är det troligt att den faktiska nedgången inleddes omkring år 2000, men om så är fallet är den nätt och jämt statistiskt säkerställd (linjär regression 2000-2004: $y = -1,300x + 2608$; $r = -0,89$; $P = 0,041$). Uppgifter för 2005 (två häckande par) visar dock att arten är på tillbakagång och att detta inte enbart beror på de

särskilda förhållanden som rådde i sjöängen 2003 och 2004 (se Söderholm 2005b).

Brunand minskade mycket och snabbt i Sverige under senare delen av 1900-talet (Svensson et al. 1999). I mitten av 1970-talet beräknades den svenska population utgöras av cirka 5 000 par, men i början av 1990-talet uppskattades den till endast 1 000-2 000 par. Troligtvis var minskningen, åtminstone i vissa regioner, avsevärt större. I Uppland uppskattades populationen i mitten av 1990-talet till cirka 50 par, det vill säga endast 10-20 procent återstod av den population som fanns i mitten av 1970-talet (Tjernberg 1996). Uppgifterna från Stockholms län ger en likartad bild (Strid 1996). En jämförelse av 43 sjöar 1975 och 1994 visade på en kraftig minskning: från 133 häckningar till endast 23-33, det vill säga endast 17-25 procent återstod. De senaste uppgifterna från Uppland (Bladlund et al. 2004) tyder på att en viss ökning skett sedan dess. Orsaken är att antalet par i Tämnaresjön, inklusive Sörsjön, ökat från cirka 20 par till cirka 70. Uppgifter från övriga lokaler tyder på en fortsatt minskning från cirka 30 par till 15-20 par. Under 2000-talet har mellan 12 och 14 häckningar rapporterats årligen från Stockholmsområdet (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004), vilket tyder på att arten fortsätter att minska även i detta område.

Vigg

När inventeringsserien inleddes 1978 häckade endast ett par av vigg i Angarnssjöängen. Det följande året häckade fyra par (figur 9). Därefter varierade antalet mellan tre och fem par under knappt tio år (1978-1988: $m=3,5\pm1,1$). Sedan slog allt mer försämrade betingelser i sjöängen igenom och populationen minskade. Liksom för brunand gör fluktuationerna i antalet häckande par det svårt att bedöma när minskningen inleddes. Det verkar troligt att detta skedde omkring 1988, då tre par häckade. Sedan minskade antalet par till endast ett 1992 och 1993. En uppgång följde sedan



Figur 9. Antalet häckande par av vigg per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

på grund av restaureringen 1992/93, som förbättrade sjöängen som häckningslokal. I likhet med brunand, men till skillnad från simänderna, märktes effekterna av restaureringen först året efter, det vill säga 1994. Detta år häckade fem par. Trots en avsevärd minskning 1997 är det lämpligt att beskriva populationsutvecklingen som positiv fram till 1998. Sedan stabiliserades populationen och var under perioden 1998-2001 stabil med 10-12 par. Där efter inträffade en kraftig och snabb minskning till endast fyra par åren 2003 och 2004.

I enlighet med vad som sagts ovan för brunand är det troligt att det låga antalet par av vigg 2003 och 2004 i stor utsträckning kan hänföras till ovanliga och ogynnsamma förhållanden för arten i Angarnssjöängen. Med tanke på att vigg tidigare under perioden efter restaureringen 1992/93 uppvisat fluktuationer och en avsevärd tillbakagång 1997, är det givetvis oklart om tillbakagången som inträffade från 2001 till 2002 var en tillfällig fluktuation eller en reell tillbakagång. Särskilt med tanke på att en eventuell uppgång döljs av att förhållandena för vigg var ogynnsamma de två följande åren. Eftersom tolkningen av data här är ännu svårare än för brunand har ingen analys avseende eventuella trender genomförts. Trots de senaste årens stora tillbakagång har effekterna av restaureringen varit positiva för arten. Ett sätt att åskådliggöra detta är att peka på det faktum att medelantalet häckande par 1994-2004 trots allt var drygt 100 procent högre än under perioden 1978-1988 (1994-2004: $m=7,4\pm3,3$).

De internationella sjöfågelinventeringarna i september och januari tyder på att den svenska populationen ökat med 60-100 procent och en motsvarande ökning hade inte noterats vid Angarnssjöängen om den inte varit en lämplig häckningslokal.

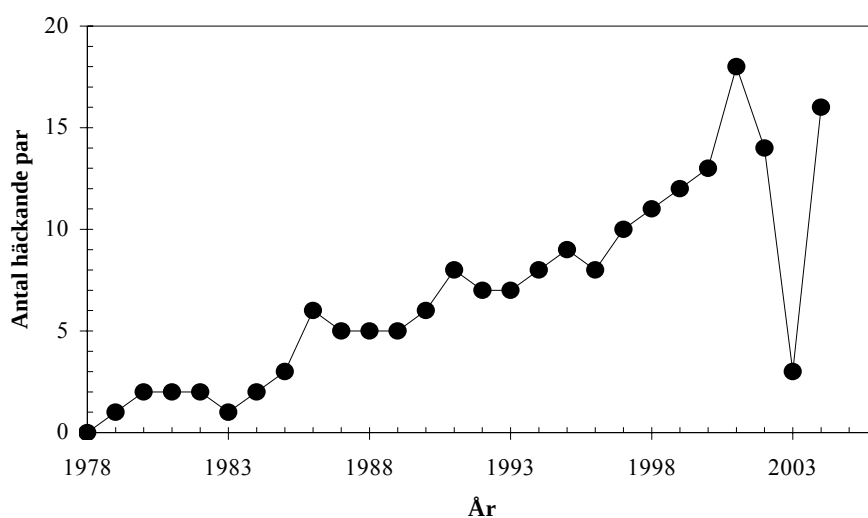
Viggen gick, liksom brunanden, tillbaka kraftigt mellan mitten på 1970- och 1990-talet när det gäller par som häckade i inlandet (Tjernberg 1996, Strid 1996). Troligtvis skedde även en kraftig minskning i skärgården under denna period, även om underlaget för en uppskattning är synnerligen bristfälligt (se Tjernberg 1996). Den fortsatta populationsutvecklingen i främst Stockholmstrakten, och i viss mån Uppland, är svår att följa. Orsakerna är dels att Regionala rapportkommittén i Stockholm inte önskar få in uppgifter om inlandshäckningar av vigg, dels att rapporteringen till Upplands rapportkommitté, åtminstone vissa år, troligen varit bristfällig. Uppgifter från Uppland gör det dock troligt att arten fortsatt att minska sedan mitten av 1990-talet. Utifrån uppgifter som lämnats av Tjernberg (1996) kan antalet inlandshäckande par, exklusive paren i Mälaren, uppskattas vara omkring 60 par i mitten av 1990-talet, vilket kan jämföras med cirka 25 häckningar 2003 (Bladlund et al. 2004). Antalet rapporterade inlandshäckningar i Uppland har dock ökat de senaste åren, men det är svårt att från de tillgängliga uppgifterna avgöra om det beror på att arten ökat eller om en förbättrad rapportering, genom tillkomsten av rapporteringssystemet Svalan, gett upphov till en skenbar ökning.

Knipa

Populationen av knipa har, fränsett några tillfälliga topp- och bottenår, i stort sett växt kontinuerligt sedan arten började häcka vid sjöängen 1979 (figur 10). Den ökade från ett par 1979 till ett maximum om 18 par 2001. Det följande året gick populationen tillbaka något till 14 par. Sedan inföll det år när samtliga häckande dykandsarter gick tillbaka kraftigt. Denna minskning har tillskrivits födobrist på grund av att sjöängen troligen var i det närmaste bottenfrusen den föregående vintern (Söderholm & Eriksson 2004). Detta år, 2003, häckade endast tre par. Att denna nedgång var av tillfällig natur och kan kopplas till ovanliga förhållanden i sjöängen visas av att populationen följande år hade återhämtat sig fullständigt i och med att 16 par häckade.

Populationsutvecklingen för knipa skiljer sig från övriga häckande änders utveckling (utom gräsand) under motsvarande tidsperiod. Övriga arter gick kraftigt tillbaka från mitten av 1980-talet och kom sedan att öka snabbt efter restaureringen 1992/93. Sedan dess är populationerna ungefär lika stora som de var i slutet av 1970-talet eller större (Söderholm & Eriksson 1999).

Uppgifterna som presenteras i figur 10 ger inte något belägg för att restaureringen skulle ha påverkat knippopulationens utveckling vid Angarnssjöängen, eftersom populationen inte tar något språng uppåt i samband med restaureringen och inte heller förändras tillväxthastigheten. Trots detta har restaureringen bidragit till att knipan kunnat nå sin nuvarande numerär. Argumentet för detta är att knipa är en av de fåtal andarter som hävdar revir (reviret behöver inte vara knutet till boets placering utan kan vara en del av den sjö som kullen växer upp i, se exempelvis Bauer & Glutz von Blotzheim 1969 och Cramp & Simmons 1977). Detta beteende gör det föga troligt att sjöängen hade kunnat hysa 15-20 par om den inte restaurerats och därigenom fler och större klarvattenytor skapats.



Figur 10. Antalet häckande par av knipa per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.



Hane av knipa, "knipgubbe" i Östsverige och på Åland. Foto: Lars Friberg

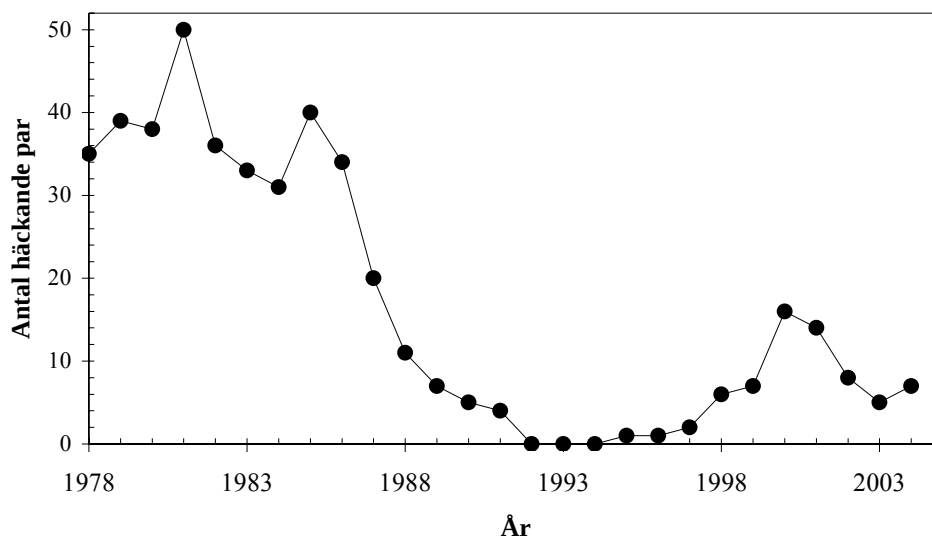
Att knipa ökat i stort sett kontinuerligt under inventeringsserien beror även på att den svenska populationen ökat. Uppgifter från den svenska häckfågeltaxeringen (Svensson 2000, Lindström & Svensson 2004) visar en svag ökning under tidsperioden. De senaste åren är utvecklingen mer osäker eftersom fluktuationer försvårar tolkningen, men resultaten tyder på att arten troligen gått tillbaka något de senaste åren. Resultaten från Midvinterinventeringen av sjöfågel visar att index för arten ökat kraftigt och i det närmaste oavbrutet sedan inventeringarna inleddes 1967 (Nilsson 1999, 2004). Även i dessa uppgifter syns tecken på att ökningen upphörde omkring år 2000 och att antalet sedan dess stabiliserats. Index för januari månad tyder på att artens numerär drygt trefaldigats sedan slutet av 1970-talet. Denna ökning är i överensstämmelse med inventeringsuppgifterna från Angarnssjöängen som visar att populationen, sedan en liten stabil population etablerades i början-mitten av 1980-talet, har åttafaldigats fram till 2004. Betingelserna vid sjöängen har varit synnerligen goda eftersom ökningen där varit drygt dubbelt så stor som på nationell nivå.

Svarthakedopping

Rödlistad: VU (sårbar), C1. Omfattas av Bilaga 1 till EU:s fågeldirektiv.

När inventeringsserien inleddes var svarthakedopping en karaktärsart vid Angarnssjöängen. Den häckade då med omkring 40 par årligen (se figur 11). Efter en topp om 50 par 1981 började en viss minskning av populationen märkas, troligtvis främst beroende på försämrade betingelser i sjöängen. Nedgången bromsades dock ett par år på grund av det misslyckade restaureringsförsöket 1984. Därefter avtog populationen snabbt och var endast fem par år 1990. Minskningen fortsatte sedan och 1992 var arten utgången vid sjöängen. Två år efter restaureringen 1992/93 häckade ånyo svarthakedopping i sjöängen med ett par. Populationen ökade sedan långsamt men säkert till sju par 1999, innan den snabbt ökade till hela 16 par det följande året. Sedan minskade populationen åter till fem par 2003. Om man beaktar resultat från 2005 förefaller det som om antalet par är på väg att stabiliseras kring 5-10 par.

Även om artens tillbakagång i Angarnssjöängen i stor utsträckning kan hänföras till att lokalen snabbt försämrades som häckningslokal för i stort sett alla sjöfåglar är detta inte hela sanningen. De rikstäckande inventeringarna av svarthakedopping 1969, 1972 och 1996 (Regnell 1981, Douhan 1998b) visar att arten minskade med drygt 50 procent från mitten av 1970-talet till mitten av 1990-talet.



Figur 11. Antalet häckande par av svarthakedopping per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

Minskningen i Uppland var ännu större, hela 80 procent, det vill säga från omkring 425 par till endast 80-85 par (Douhan 1998). I Uppland följdes utvecklingen närmare genom ytterligare inventeringar under 1980- och 1990-talen (Douhan 1983, 1989, 1995). Den senaste skedde 1994 varför arten inte inventerades i Uppland vid den riksomfattande inventeringen 1996. De årliga fågelrapporterna från landskapet visar att den negativa trenden bröts i mitten av 1990-talet och att arten därefter förefaller ha ökat långsamt under decenniet (Amcoff et al. 1996, 1997, 1998, 1999, 2000). Rapporteringen under perioden 2000-2003 tyder på att populationen stabiliserats och den har årligen uppskattats till 60-70 par (Djerf et al. 2001, 2002 och Bladlund et al. 2003, 2004). Det bör poängteras att de flesta paren under senare delen av 1990-talet och de första åren av 2000-talet återfanns i konstgjorda vattendrag, exempelvis viltvatten och golfbanedammar (se exempelvis Amcoff et al. 2000 och Douhan 1989, 1995, 1998b), även om arten sedan slutet av 1990-talet åter har börjat förekomma i sjöar som tidigare hyst arten (se Amcoff et al. 2000).

Utvecklingen i Stockholmsområdet har varit lika dyster. År 1994 bedömdes 65-72 par ha häckat på 38 lokaler, vilket är en kraftig nedgång jämfört med 239 par på 65 lokaler tjugo år tidigare (Strid 1996). Tillgängliga uppgifter visar dock att arten ökat i Stockholms rapportområde sedan senare delen av 1990-talet. Hur ökningen skett är dock svår att följa eftersom den regionala inventeringen 1994 och den riksomfattande inventeringen 1996 gav avsevärt fler par än under de kringliggande åren. En uppfattning om hur populationen utvecklades kan erhållas om man bortser från de år arten var föremål för inventeringar. Antalet par tycks då ha ökat något från 1996-97 (Stockholms Regionala Rapportkommitté 1995, 1996a, 1996b, 1998a, 1998b, 1999 & Strid et al. 2000). År 1993 och 1995 redovisar Stockholms regionala rapportkommitté 14 respektive tolv par, 1997 hade antalet par ökat till 19. Antalet par var ytterligare något högre de följande åren, 1998 och 1999, då omkring 25 par rapporterades. Ökningen har sedan dess fortsatt. År 2000 bedömdes den häckande populationen bestå av 60-65 par (Bergström et al. 2001). Liksom i Uppland har populationen stabiliserats. De senaste åren, 2000-2003, har den varit 60-70 par i Stockholms rapportområde (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004). Även i Stockholms rapportområde är arten beroende av konstgjorda vatten. Andelen som häckar i sådana vatten har ökat markant sedan 1975. Då var cirka 15 procent av häckningslokalerna konstgjorda vattendrag, men 1996 var de drygt 75 procent (Strid 1998) och andelen förefaller idag ligga kvar på ungefär samma nivå.

Douhan (1998) har utförligt redovisat och diskuterat ett antal tänkbara orsaker till att svarthakedoppingen minskat. De som i första hand diskuterats är, i godtycklig ordning, predation av främst mink, konkurrens från täta fiskbestånd av främst karpfamiljet, minskat skydd av skrattnåskolonier (eftersom skrattnåsen också minskat kraftigt under den aktuella tidsperioden) samt förändringar i miljön.



Par av bläsand med hanen i förgrunden. Foto: Daniel Pettersson.



Revirstrid mellan två hanar svarthakedopping. Foto: Daniel Pettersson.

När det gäller Angarnssjöängen har biotopförändringar spelat en avgörande roll för svarthakedoppingens försvinnande och återkomst. I vilken mån övriga faktorer spelat in går inte att avgöra från de uppgifter som finns.

Den negativa utvecklingen inleddes, som tidigare nämnts, under den tidsperiod när sjöängen snabbt började växa igen. Situationen förvärrades ytterligare av den misslyckade sjörestaureringen 1984, även om den initialt ledde till förbättrade förhållanden för arten genom att en mosaiknatur bestående av omväxlande klarvattenytor och vegetation av olika höjd och täthet skapades. Restaureringsåtgärderna som då genomfördes medförde dock att igenväxningen tog fart efter ett par år och de resterande klarvattenytorna i sjöängen försvann snabbt och i det närmaste helt och hållet.

Att svarthakedoppingen åter började häcka i sjöängen måste nog helt och hållet tillskrivas den omfattande sjörestaureringen 1992/93, även om det dröjde till 1995 innan arten åter häckade i sjöängen. Att arten återkom vid denna tidpunkt, trots att den fortfarande minskade både i Stockholmstrakten och i hela Sverige, visar biotopförändringars betydelse för populationsutvecklingen vid Angarnssjöängen. Uppgifterna från Angarn visar även att biotopförändringar kan ha varit avgörande för artens tillbakagång i Sverige i sin helhet (därmed inte sagt att de andra orsakerna som förts fram har varit utan betydelse). Givetvis var även den svaga ökning av beståndet som började skönjas i Uppland och i Stockholmstrakten vid mitten av nittioalet av betydelse för att svarthakedoppingen återkom som häckfågel vid Angarnssjöängen.

Att svarthakedopping först återkom två år efter restaureringen är i överensstämmelse med simändernas och dykändernas respons på restaureringen, det vill säga dykändernas positiva gensvar inträffade ett år efter simändernas. Orsaken till detta är sim- och dykändernas olika födoval, generellt är dykändernas föda i stor utsträckning animalisk och simändernas vegetabilisk (Cramp & Simmons 1977). Sakerligen frigjordes även stora mängder näring vid restaureringen. De organismer som befann sig längst ner i näringskedjan, såsom växter och plankton etc., påverkades och svarade snabbt på de förändrade betingelserna. För organismer högre upp i näringskedjan, såsom insekter, blötdjur, kräftdjur och andra ryggradslösa djur, krävdes det längre tid innan dels deras antal ökade i nämnvärd utsträckning och att förändringar i sammansättningen av dem ägde rum. Detta innebar att det först ett år efter restaureringen 1992/93 fanns tillräckligt med föda i sjöängen för dykänder. Med tanke på att svarthakedopping lever av föda som befinner sig ännu högre upp i näringskedjan är det inte förvånande att artens återkomst dröjde ytterligare ett år.

Rördrom

Rödlistad: NT*(missgynnad). Omfattas av Bilaga 1 till EU:s fågeldirektiv.

Rördrom har häckat i Angarnssjöängen under 15 av de 27 år våtmarksfågelfaunan inventerats (se appendix 2). Den har häckat i den bemärkelsen att det

funnits en eller flera permanent revirhävande hanar i sjöängen. Endast vid ett tillfälle, 2002, har häckning i strikt bemärkelse konstaterats då två ungar observerades (Söderholm 2002). Arten saknades som häckfågel under åren 1982-1988, 1990-1991 och 1995-1997. De år rördrom har häckat har det mestadels funnits ett par i sjöängen, år 2000 fanns dock tre par och åren 2001 och 2002 två par.

Även om rördrom i stort sett saknades under hela den period sjöängen inte var lämplig som häckningslokal för flertalet våtmarksfåglar har troligen sjöängens status endast i ringa omfattning påverkat artens närvaro eller frånvaro. Detta påstående baseras på att rördrom främst häckar i grunda sjöar som till stor del är täckta av vass eller i sjöar med ett stort vassparti vid en grund vik (Cramp & Simmons 1977, Douhan 2001). Ytterligare stöd ges av att arten fanns i sjöängen såväl 1992 året före restaureringen som restaureringsåret 1993 och det påföljande året, men sedan saknades tre år i följd. Det vill säga arten häckade när sjöängen var som mest igenväxt liksom det år vassarealen var den minsta under inventeringsperioden. I sammanhanget bör noteras att det område som vegetationskarterats med jämna mellanrum, i princip själva sjöängen och de närmsta omgivningarna, till 40 procent täcktes av vass 1992 – året före restaureringen. Restaureringen medförde att arealen minskade till drygt tio procent (Söderholm & Eriksson 1999). Vassarealen ökade sedan undan för undan och vid den senaste karteringen 1998 var den knappt 20 procent. Inventeringsuppgifterna visar att sjöängen både före och efter restaureringen 1992/93 var en lämplig lokal för rördrom och att artens uppträdande i stor utsträckning berodde på andra faktorer än i vilken omfattning sjöängen var igenväxt.

Att rördrom inte förefaller ha påverkats av att stora vassarealer avlägsnas vid sjörestaureringar har tidigare observerats vid Hornborgasjön (Hertzman & Larsson 1997). Där avlägsnades 1 200 hektar bladvass i samband med sjöns restaurering utan att artens numerär påverkades. Orsaken till detta var troligen den mera mosaikartade strukturen på växtligheten efter restaureringen och att en ökad vattenarea gör att kvaliteten på artens habitat ökar. Detta leder i sin tur till att reviren kan vara mindre (se även Cramp & Simmons 1977).

Resultat från riksinventeringarna 1969, 1979 och 2000 (Broberg 1971, 1986, 2002) ger en tydlig fingervisning om att den svenska populationens förändringar återspeglas i Angarnssjöängen. En betydelsefull faktor i sammanhanget är stränga vintrar som kraftigt reducerat den svenska populationen. Resultaten från riksinventeringarna visar att rördrommen ökade måttligt från 1969 till 1979, men sedan dess har ökat kraftigt (från 275 hanar 1979 till 652 år 2000). Denna ökning har givetvis betydelse för artens uppträdande i Angarnssjöängen, det vill säga att arten under de senaste 13 åren endast saknats som häckfågel tre år. I Uppland har artens numerär drygt fördubblats mellan 1969 och 2000. Uppgifter från Uppland 1973-2000 (Douhan 2001) visar tydligt vilken menlig inverkan stränga och snörika vintrar i Sverige och i västra Europa har på den svenska populationen samt att det kan dröja innan den återhämtar sig efter en sådan

vinter. De stränga vintrarna 1978/79, 1984-1987 och 1995-96 reducerade således populationen betydligt. Dessa vintrar kan åtminstone till viss del förklara att arten saknats i Angarnssjöängen vissa år, särskilt under perioden 1995-1997.

Ytterligare en faktor som troligen har bidragit till att rördrommen numera är att betrakta som årsviss i sjöängen är artens pågående expansion norrut (Broberg 2002, Douhan 2001), som har medfört att populationen i Uppland har fått mindre karaktär av randpopulation och därigenom blivit stabilare. För detta talar att vintrarna 2001/2002 och 2002/2003 var stränga utan att arten vare sig försvann från Angarnssjöängen eller minskade i Uppland (Djerf et al. 2002, Bladlund et al. 2003, 2004). Antalet rapporterade tutande hanar var något större 2003 än 2001, 72 respektive 67 hanar (Djerf et al. 2002, Bladlund et al. 2004).

Populationsutvecklingen i Stockholms rapportområde visar på en liknande utveckling, det vill säga en ökning av antalet revirhävande hanar och en tendens att stränga vintrar i mindre utsträckning påverkar antalet tutande hanar den följande häckningssäsongen (Strid 2001). I Stockholmsområdet ökade arten kraftigt från 1991 till 1992 efter att ha legat på en i stor sett konstant nivå sedan 1984. Från 1992 minskade antalet kontinuerligt till och med 1997 innan en successiv ökning skedde fram till och med 2000. År 2000 rapporterades 23 tutande hanar, 2001 16 stycken, 2002 22 stycken och 2003 14 stycken (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004). De tillfälliga nedgångarna går alltså inte att direkt koppla till stränga vintrar. Uppgifterna tyder på att efter en eventuell minskning till följd av en sträng vinter återhämtar sig populationen numera snabbare i och med att dess karaktär av randpopulation minskat.

Brun kärrhök

Omfattas av Bilaga 1 till EU:s fågeldirektiv

Endast ett år under inventeringsperioden, 2004, har brun kärrhök inte häckat i sjöängen (figur 12). Flertalet av åren har 2-3 par häckat. Endast två år av 27 har färre än två par häckat: ett par häckade 1984 och som redan nämnts saknades arten som häckfågel 2004. Fyra år har fyra eller fem par häckat. I genomsnitt har den häckande populationen utgjorts av 2,6 par ($\pm 1,0$ par).

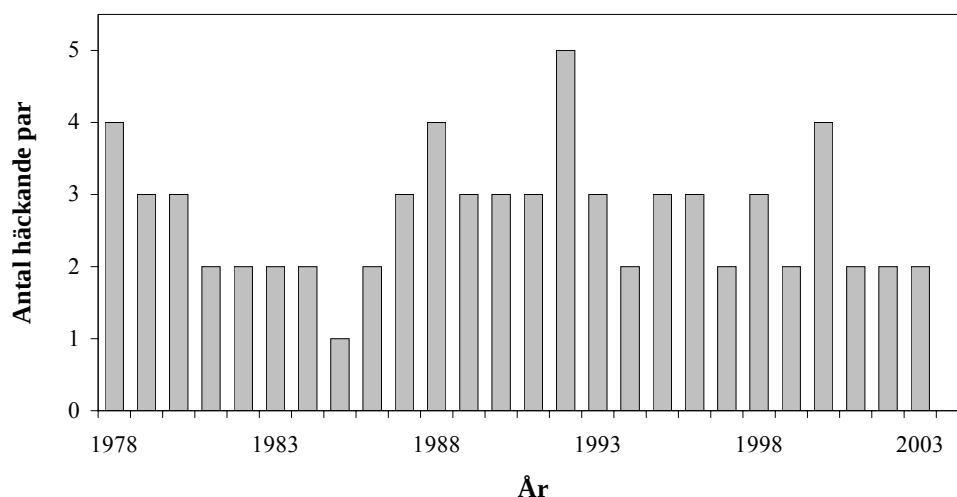
Att brun kärrhök inte häckade 2004 berodde troligen (i alla fall till viss del) på att det saknades lämpliga häckningsplatser. Under vintern 2003/04 framgick det att vassområdena i Angarnssjöängen var glesa och vassen klen. Istället under vintern kom att påverka vassen ytterligare. När isen hade smält låg i stor utsträckning den tunna fjolårsvassen ned eller hade brutits av. Eftersom brun kärrhök placerar sitt bo i vassområden, och det krävs tät och kraftigt vass vid boplatsen, verkar det som om bristen på lämpliga vassområden förhindrade att arten häckade vid sjöängen. Stöd för denna tolkning ges av faktumet att par från närbelägna häckningsplatser flitigt jagade vid sjöängen, så födobrist var näppeligen orsaken till att ingen

häckning genomfördes där. Dessutom tyder uppgifter från övriga Uppland på att arten inte gick tillbaka detta år.

Av figur 12 framgår att populationen vid sjöängen inte påverkats av sjöängens tillstånd. Oavsett om den varit i det närmaste helt igenväxt eller nyrestaureerad, har sjöängen och det omgivande jordbrukslandskapet utgjort lämpliga häckningsplatser och jaktmarker.

Att brun kärrhök inte påverkas negativt av att stora vassarealer avlägsnas vid sjörestaureeringar har tidigare observerats vid Hornborgasjön. När den restaurerades avlägsnades stora bladvassområden. Trots detta påverkades inte brun kärrhök negativt, utan tvärtom ökade arten från omkring 20 till 35 par de närmaste fem åren efter restaureeringen (Herzman & Larsson 1997). Detta berodde troligen på att restaureeringen medförde att kvaliteten på häckningsmiljön förbättrades avsevärt.

Efter att arten fridlysts 1918 återhämtade sig beståndet något, innan den drabbades av miljögifter (som så många andra svenska rovfåglar). Förbud mot vissa miljögifter (bland annat kvicksilverbetat utsäde och DDT) medförde att brun kärrhök började öka under 1970- och 1980-talen och har sedan dess fortsatt att undan för undan öka i Sverige (Douhan 1990, 1996, Tjernberg 1996). Vid riksinventeringarna 1958 och 1969 uppskattades den svenska populationen till 150-175 respektive 200 par (Kjellén 1996). Två senare genomförda inventeringar visar att ökningen fortsatt och att arten ökat sitt utbredningsområde i Sverige, även om kärnområdet fortfarande är östra Mellansverige (Kjellén 1996, Svensson et al. 1999). Vid dessa inventeringar uppskattades den svenska populationen till minst 510 respektive 1 400 par. Uppgifter från Uppland (Strid 1996, Tjernberg 1996) och Stockholms län visar givetvis på motsvarande ökning, eftersom dessa



Figur 12. Antalet häckande par av brun kärrhök per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.



Hane av brun kärrhök. Foto: Lars Friberg.

områden ingår i artens kärnområde. (För närmare upplysningar om utvecklingen i Uppland hänvisas till Douhan 1990, 1996).

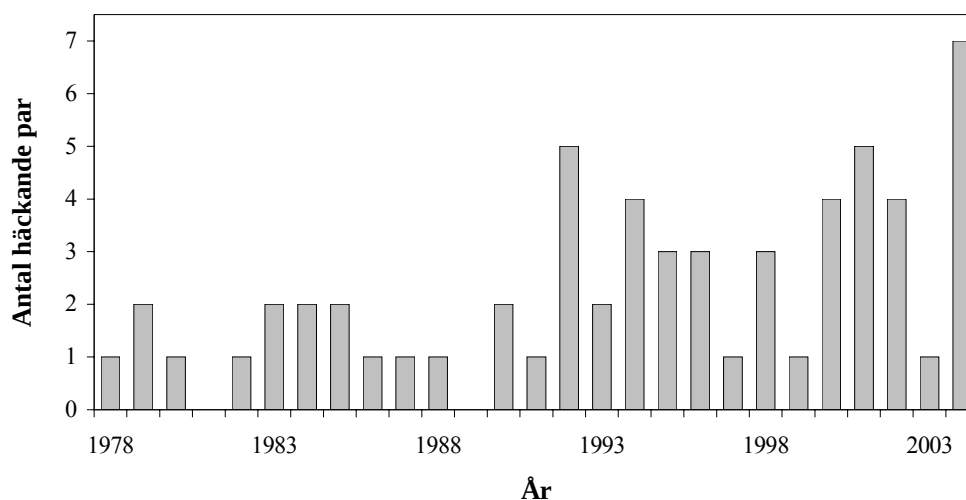
Att antalet häckande par vid Angarnssjöängen inte påverkats av artens kraftiga ökning på nationell skala tyder på att lokalen hela tiden varit väl lämpad som häckningslokal och därför varit en av de första som besatts. Sjöängen tycks kunna hysa 2-3 par under ordinära förhållanden.

Småfläckig sumphöna

Rödlistad: VU (sårbar), D1

Under första halvan av inventeringsserien häckade småfläckig sumphöna regelbundet med ett eller två par, förutom 1981 och 1989 då arten saknades vid Angarnssjöängen (figur 13). Häckade betyder här att det funnits en eller flera permanent revirhävande hanar i sjöängen. Mönstret bröts 1992 då fem hanar hävdade revir vid lokalen. Sedan dess har mestadels 3-5 hanar noterats, som mest sju 2004. Under denna period, 1992-2004, har endast en hane hävdat revir under tre år (1997, 1999 och 2003).

Den förändring i antalet häckande par som skett sedan restaureringen 1992/93 visar att de genomförda åtgärderna skapat biotoper lämpliga för arten. Värt att framhålla är att häckning konstaterats två år, 2002 och 2004, i och med att juvenila fåglar observerats i sjöängen (Söderholm 2005). Som



Figur 13. Antalet häckande par av småfläckig sumphöna per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen.

jämförelse kan nämnas att endast två häckningar konstaterades i Uppland under perioden 1970-93 (Tjernberg 1996).

Antalet häckande par per år skiljer sig avsevärt mellan perioderna 1978-1992 ($m=1,5\pm1,2$) och 1993-2004 ($m=3,2\pm1,8$). Skillnaden är statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test: $n_1=15$; $n_2=12$; $U=141,5$; $P=0,010$). Med tanke på artens häckningsbiotop är det förvånande att förändringen uppträder från året innan den omfattande restaureringen vintern 1992/93, då fortfarande en stor del av sjöängen utgjordes av "bladvasshav". Arten kräver stora öppna våtmarker eller översvämmade strandängar, företrädesvis bevuxna med starr eller fräken (Svensson et al. 1999, Tjernberg 1996). Förklaringen är troligen att, även om huvuddelen av restaureringsåtgärderna utfördes vintern 1992/93, så hade en del arbete genomförts innan dess (Welanders 1995). Bland annat hade en del röjningsarbete utförts längs stränderna och vass bränts vid ett par tillfällen. Troligen var det dessa arbeten våren 1991 och 1992 som hade skapat strandängar med en biotop som passade småfläckig sumphöna. Om man tar hänsyn till detta förhållande är skillnaden i artens uppträdande före och efter restaureringen ännu tydligare, i genomsnitt fanns 1,2 ($\pm 0,70$) revirhävande hanar vid sjöängen under perioden 1978-1991 och 3,3 ($\pm 1,8$) hanar 1992-2004 och signifikansgraden ökar (Mann-Whitney U test: $n_1=14$; $n_2=13$; $U=154,0$; $P=0,0015$).

En bidragande orsak till att antalet varierat mellan åren efter restaureringen 1992/93, och att endast ett par noterats tre år, är troligen att Uppland-Gästrikland utgör nordgränsen för artens sammanhängande utbredningsområde i Sverige (Svensson et al. 1999). Detta gör att stora variationer i antalet i såväl Uppland som Angarnssjöängen är att förvänta, eftersom det är välkänt att variationerna i randpopulationer ofta är stora.

Regionala uppgifter tyder på att antalet visslande hanar är förhållandevis konstant i Upplands och i Stockholms rapportområden, samt att Angarnssjöängen tillsammans med Hjälstaviken utgör artens starka fästen i området. I fågelrapporterna nämns dock inte antalet permanenta revir, som utgör grunden för uppskattningen av antalet häckande par vid Angarnssjöängen, utan det totala antalet visslande hanar oavsett om de hörts vid endast ett tillfälle eller under en längre period.

Under åren 1970-1993 noterades mellan 15 och 41 visslande hanar per år i Uppland (Tjernberg 1996). De lägsta antalen noterades 1990 och 1993, då 15 respektive 16 hanar hördes. Under perioden 2000-2003 rapporterades mellan 21 och 36 spelande hanar från 15-17 lokaler i Upplands rapportområde (Djerf et al. 2001, 2002, Bladlund et al. 2003, 2004). Samtliga år utom 2001 fanns en stor del av fåglarna vid Hjälstaviken – mellan sex och tio hanar hördes där. Under samma period hördes en eller två hanar vid de övriga lokalerna, förutom år 2000, då det hördes fyra hanar vid två lokaler, f.d. Vissjön och längs Fyrisån vid Ånge.

Antalet visslande småfläckig sumphöna i Stockholms rapportområde har varierat mellan 18 och 27 under perioden 2000-2004 (Bergström et al. 2001, 2002, 2003, 2004). Antalet lokaler med spelande hanar varierade mellan 10 och 14. Detta innebär att dessa lokaler, fränsett Angarnssjöängen, hyste 1-2 revirhävdande hanar. Angarnssjöängens betydelse för arten i Stockholms rapportområde och i Uppland framgår tydligt om man beaktar det maximala antalet visslande fåglar som hörts under dessa år vid Angarnssjöängen: åtta, sex, fem och en. Det vill säga betydligt fler än antalet permanenta revir vid sjöängen, som var fyra, fem, fyra och ett under dessa år. Med tanke på småfläckiga sumphönans skyddsvärde och dess speciella biotopkrav, samt att arten har ett av sina få starka fästen i Uppland och i Stockholmstrakten vid Angarnssjöängen, är det angeläget att sjöängen hålls i ett tillstånd som gör att arten finns kvar där i bibehållen numerär.

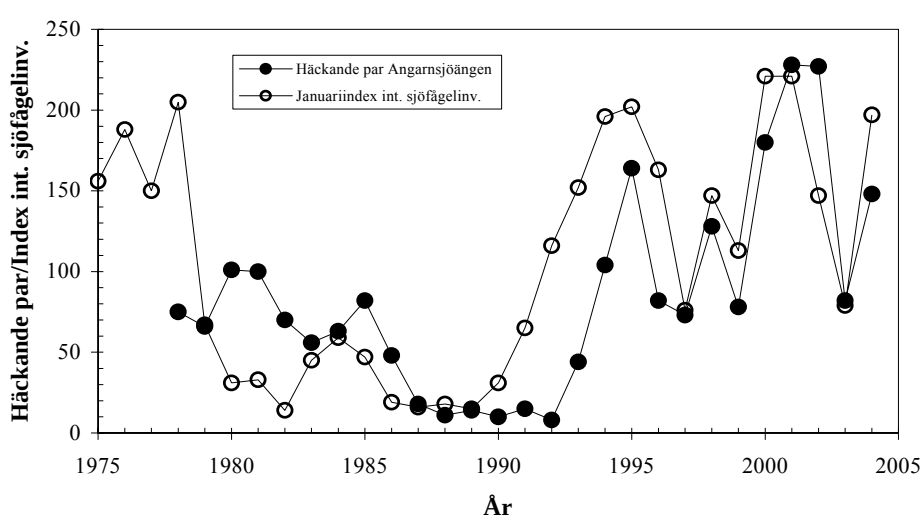
Sothöna

Antalet häckande par av sothöna vid Angarnssjöängen har varierat avsevärt under perioden 1978-2004 (figur 14). I början av inventeringsserien syntes ingen tendens och antalet varierade mellan 65 och 100 häckande par ($m=76,6\pm16,6$). Populationen minskade sedan snabbt från 1985 och var endast 8-18 par under perioden 1987-1992. Därefter skedde en snabb och kraftig ökning, till en maximal storlek av cirka 225 par 2001 och 2002. Efter dessa toppår inträffade en minskning 2003, vilken dock följdes av en snabb återhämtning 2004. Inventeringsresultaten visar att det dröjde tills ett par år efter restaureringen 1992/93 innan populationen växt till igen och sedan dess har den fluktuerat betydligt utan att uppvisa någon tendens (1994-2004: $m=135,8\pm58,2$).

Artens utveckling i Angarnssjöängen beror inte i första hand på sjöängens tillstånd. Detta framgår av den jämförelse som görs i figur 14 mellan antalet häckande par i sjöängen och januariindex för sothöna i Sverige vid den

årliga internationella sjöfågelinventeringen i januari (Nilsson 1999, 2004). Figuren visar en god överensstämmelse mellan dessa uppgifter. Överensstämmelsen visar att populationen i Angarnssjöängen i stor utsträckning bestäms av storleken på den svenska populationen. Uppgifterna från den internationella sjöfågelinventeringen visar att den svenska populationen decimeras kraftigt under stränga vintrar, vilket direkt återspeglas i uppgifterna från Angarnssjöängen. De milda vintrarna under senare delen av 1970-talet medförde att beståndet ökade och att index därför nådde en topp 1978. Den stränga vintern 1978/79 decimerade kraftig den svenska populationen och index ligger sedan kvar på en låg nivå under hela 1980-talet till följd av ett antal stränga vintrar. De milda vintrarna i början av 1990-talet gjorde att populationen, och därmed index, ökade snabbt och en ny topp inföll 1994-95. Ett par kalla vintrar under senare delen av 1990-talet ledde till att den svenska populationen reducerades ånyo och att index minskade betydligt. De milda vintrarna i början av 2000-talet medförde att index ökade igen och nådde en ny topp innan de stränga vintrarna 2002 och 2003 ledde till en minskning av population och index. Inventeringsuppgifter från de andra Östersjöländerna ger snarlika tendenser (Nilsson, e-brev).

De smärre skillnader som finns mellan uppgifterna från Angarnssjöängen och de nationella räkningarna kan till stor del förklaras av sjöängens tillstånd. Populationen i sjöängen uppvisar, i likhet med index, en vikande tendens i början av inventeringsserien. Den återhämtning som sker nationellt efter 1982 märks inte lika tydligt i uppgifterna från Angarnssjöängen. Till skillnad från index finns en topp i uppgifterna från sjöängen omkring 1985 när den svenska populationen avtar. Dessa skillnader kan tillskrivas att sjöängen försämrades snabbt under första delen av 1980-talet (se till exempel Söderholm & Eriksson 1999) och det misslyckade restaureringsförsöket 1984/85. Dessa faktorer ledde till att en återhämtning



Figur 14. Antalet häckande par av sothöna per år under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen (●) och januariindex för sothöna i Sverige vid den internationella sjöfågel inventeringen 1975-2004 (○).

inte skedde vid Angarnssjöängen och restaureringsförsöket medförde en kortvarig förbättring av betingelserna för sothöna, vilket gav upphov till en topp 1985 i inventeringsuppgifterna från sjöängen.

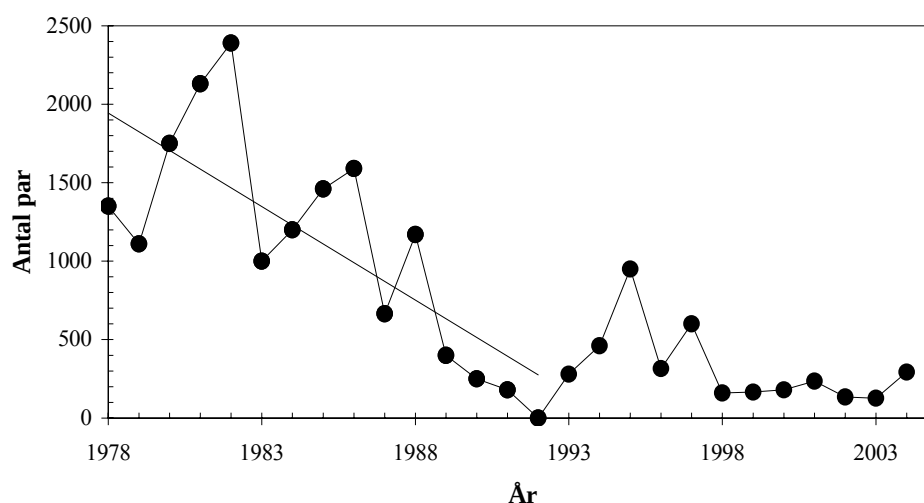
Den mest slående skillnaden mellan de olika uppgifter som återges i figuren är att återhämtningen efter de stränga vintrarna under 1980-talet påbörjades tre år senare i sjöängen. Även denna skillnad beror på sjöängens tillstånd. Vid denna tidpunkt försämrades fortfarande sjöängen och dess dåliga tillstånd gjorde att ökningen i den svenska populationen inte återspeglas i uppgifterna från Angarnssjöängen. Först i och med restaureringen vintern 1992/93, då lokalen ånyo blivit lämplig som häckningslokal för sothöna, börjar populationen vid Angarnssjöängen att öka, även om den svenska populationen började öka redan omkring 1990. Från och med 1993 återspeglas den positiva trend som finns i index i inventeringsuppgifterna från sjöängen. Sedan dess följer i stort sett populationsutvecklingen vid sjöängen index, det vill säga den svenska populationens utveckling.

Skrattmåsar

Under inventeringsserien har antalet häckande par av skrattnåsar varierat kraftigt och snabbt (se figur 15). Fram till 1993 uppvisade arten en avtagande trend även om antalet häckande par varierade avsevärt mellan åren och ett antal återhämtningar inträffade (Linjär regression 1978-92: $y = -119,25x + 237821$; $r = -0,75$; $P = 0,0012$). Arten försvann som häckfågel 1992, men återkom efter restaureringen 1993. Efter restaureringen 1992/93 ökade antalet par under tre år, sedan skedde en viss minskning fram till och med 1998. Det finns ingen trend i uppgifterna efter restaureringen (Linjär regression 1993-2004: $r = -0,53$; $P = 0,075$). Dock är minskningen mellan perioden 1993-1997 och perioden 1998-2004 statistiskt säkerställd (Mann-Whitney U test: $n_1 = 7$; $n_2 = 5$; $U = 34,0$; $P = 0,0051$). Sedan 1998 är populationen någorlunda konstant med 150-300 häckande par per år ($m = 184,9 \pm 59,4$).

Fluktuationerna inom respektive tidsperiod visar att det inte enbart har varit sjöängens tillstånd som påverkat populationens storlek. Dock kan den avtagande trenden fram till restaureringen 1992/93 till stor del knytas till sjöängens försämring. Likaledes är artens återkomst som häckfågel i och med restaureringen åtminstone delvis knuten till sjöängens tillstånd.

Även om antalet häckande par de senaste åren i stort sett har varit konstant finns det skäl att hysa oro för artens framtid vid Angarnssjöängen eftersom häckningsframgången mestadels varit dålig. Detta beror inte enbart på att kolonin övergavs tre år under 2000-talet. Två av dessa år, 2002 och 2003, övergavs kolonin efter att dunungar observerats. I tabell 2 återfinns uppgifter om skrattnåsens häckning vid sjöängen efter restaureringen 1992/93. Tyvärr finns bara uppgifter om häckningsframgången från och med 1997, det vill säga hur många ungar som blivit flygga. Uppgifterna om antalet flygga ungar är i de flesta fall behäftade med viss osäkerhet. Den främsta orsaken till osäkerheten är att ungarna kläckts under en längre tidsperiod vilket gjort att



Figur 15. Antalet häckande par per år av skattmås under tidsperioden 1978-2004 vid Angarnssjöängen. Rät linje: linjär regression 1978-1992; $y = -119,25x + 237821$; $r = -0,75$; $P = 0,0012$.

det funnits både flygga ungar och dunungar samtidigt i kolonin. Antalet flygga ungar i anslutning till kolonin har därför varierat från dag till dag, eftersom flygga ungar lämnat sjöängen samtidigt som ytterligare ungar blivit flygga. De angivna uppskattningarna baseras på att de flygga ungarna finns i närheten av kolonin tio dagar innan de flyttar iväg. En annan faktor som bidragit till osäkerheten är att flyttande ungfåglar några år dykt upp samtidigt som flygga ungar som kläckts i sjöängen varit kvar på lokalen.

Tabell 2. Antalet häckande par skattmås vid Angarnssjöängen efter restaureringen 1992/93 och deras reproduktion. i.u. = ingen uppgift. Uppgifter inom parantes tyder på att dessa värden är mindre troliga. Lokalerna återfinns på kartan sidan 10.

År	Antal par	Antal flygga ungar	Anm.
1993	280	i.u.	Koloni vid Skesta hage.
1994	460	i.u.	Koloni vid Skesta hage.
1995	950	i.u.	Koloni vid Skesta hage.
1996	315	i.u.	Koloni vid Skesta hage.
1997	600	200-250	Koloni vid Skesta hage.
1998	160	122	Koloni vid Skesta hage.
1999	165	185-240	Koloni vid Skesta hage.
2000	180	123-150	Koloni vid Skesta hage.
2001	235	4 (-15)	Kolonin vid Skesta hage 225 par, övergavs på grund av lågt vattenstånd i början av juni. Tio par sommarstugeområdet.
2002	134	14	Kolonin vid Skesta hage 125 par, övergavs i början av juli. Nio par sommarstugeområdet.
2003	127	20	Kolonin vid sommarstugeområdet 110 par, övergavs i slutet av juni, 16 par Byksberget, ett par Kusta.
2004	293	195 (-215)	Koloni vid sommarstugeområdet 215 par, 78 par Byksberget

Även om man bortser från de år som kolonin övergivits har reproduktionen varit låg, fränsett 1999. De år ett större antal ungar blivit flygga har antalet mestadels svarat mot 0,7-0,8 flygga ungar per häckande par. För hela perioden, inklusive de år som kolonin övergivits, är reproduktionen låg, 0,46-0,54. Enligt de beräkningar som finns är således inte kolonin vid Angarnssjöängen självförsörjande. Det krävs 0,9-1,4 flygga ungar per par för att en population skall bibehålla sin numerär (Bensch & Källander 1997). Endast 1999 har reproduktionen vid Angarnssjöängen varit av denna storlek (1,1-1,4 flygga ungar per par). Det behövs alltså ett avsevärt tillskott av fåglar för att arten skall kunna bibehålla sin numerär vid sjöängen.

Förhoppningsvis leder bytet av häckningsområde i kombinationen med den sedan 2002 ändrade regleringen av vattenståndet (vattenståndet hålls uppe något, men inom vattendomens gränser, under häckningsperioden jämfört med idealkurvan) till att arten kommer att finnas kvar vid Angarnssjöängen och att reproduktionsgraden ökar. Att arten förblir en häckfågel i sjöängen är, förutom med tanke på artens nationella status, betydelsefullt då närvaron av en skrattnåskoloni gynnar flera våtmarksfåglar. Exempelvis brunand häckar i eller nära kolonin och får på så sätt ett bättre skydd mot predatorer.

Skrattnåsens historia i Sverige, med dess närmaste explosionsartade tillväxt från omkring mitten av 1940-talet, har behandlats av bland annat Fredriksson (1979). Den regionalt kraftiga minskningen från 1970-talet har beskrivits av Källander (1996). I och med arten var föremål för en rikstäckande inventering vet man väl vad som hänt sedan dess tillbakagångsperiod. Den kraftiga minskningen tycks ha upphört sedan det tidiga 1990-talet (Källander 2004). Uppgifterna från riksinventeringen 2002 visar att populationen i de flesta landskap sedan dess varit stabil eller visar en svag minskning (Källander 2004). I tre landskap är populationsutvecklingen annorlunda: i Bohuslän har arten minskat med 35 procent sedan 1990, på Gotland har minskningen varit cirka 20 procent sedan 1995 och i Uppland har en ökning med 25 procent noterats sedan 1987.

Av de uppgifter som publicerats för Uppland, inklusive Stockholmstrakten, (Douhan 2003) framgår att ökningen helt och hållet beror på att en stor koloni etablerats och att två ökat avsevärt sedan det föregående inventeringstillfället 1987. Utan dessa tre kolonier skulle en fortsatt minskning ha skett i Uppland eftersom i stort sett alla kolonier som var kända och/eller inventerats har minskat sedan 1987. Många har helt försvunnit. Nyetableringar (eller häckningsplatser som inte var kända 1987) utöver de tre stora kolonierna är med något undantag små kolonier med mindre än omkring 50 häckande par.

De kolonier som ligger bakom ökningen i Uppland är en i Tämnaaren med cirka 2 000 par (år 2002 fanns tre kolonier om 2 425 par i sjön), Hjälsaviken med 2 250 par och Säbysjön med 2 200 par.

Tidigare fanns en betydande koloni vid Hjälstaviken, men den försvann undan för undan och 1987 återstod endast 25 par. Ökningen som skett sedan dess beror på att arten återkom efter restaureringsarbeten i början av 1990-talet. Den nyetablering som skett vid Säbysjön sammanfaller också med restaureringsarbeten. Att denna koloni under flera år varit betydande beror i stor utsträckning på årliga åtgärder i form av vasslåtter på öar för att säkerställa att det finns stora ytor med endast låg växtlighet när arten skrider till häckning. Åtgärderna baseras på erfarenheter från Vänern där arten försvunnit från fågelöar och fågelskär när växtligheten blev högvuxen. Men arten återkom snabbt när den högvuxna vegetationen avlägsnades. Skrattmåsar kan således häcka i vassområden, men det måste då finnas liggvass. Ökningen av antalet skrattmåsar vid Tämnaån är således det enda fall där en stor koloni etablerats utan mänskliga åtgärder.

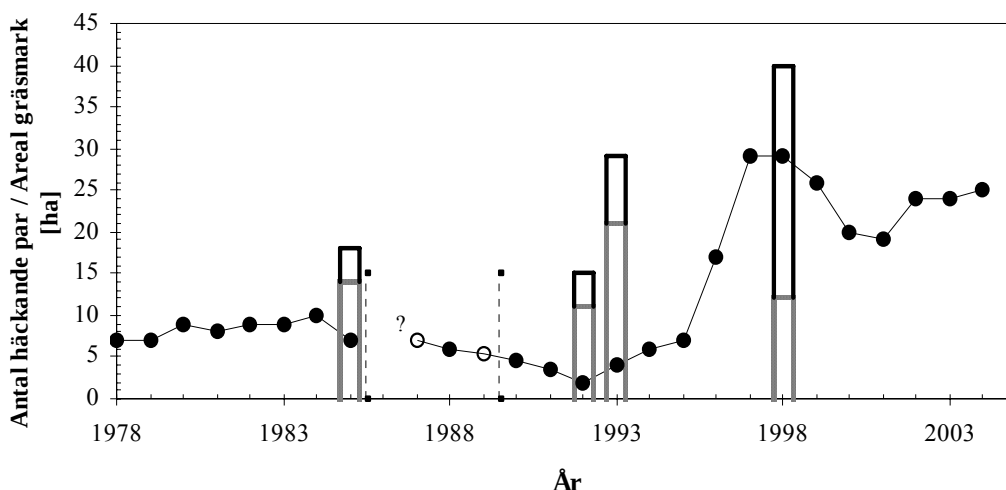
Om arten skall återfinnas i en stor numerär och i stora kolonier i Stockholmstrakten och i Uppland är det nödvändigt att se till att det finns lämpliga ytor att placera kolonierna på, det vill säga ytor med låg växtlighet omgivna av skyddande vattenbarriärer. Den gradvisa förflyttning av artens kärnområde vid Angarnssjöängen som skett under 2000-talet beror främst på att området vid Skesta hage undan för undan har blivit bevuxet med hög och tät vegetation. För att säkerställa att arten finns kvar i en stor koloni vid Angarnssjöängen bör regelbundet en lämplig yta skapas genom slåtter av vegetationen.

Gulärla

När inventeringen inleddes var gulärla, ssp. *flava*, en sparsam häckfågel vid Angarnssjöängen. Under perioden 1978-1985 häckade mellan sju och tio par årligen (se figur 16, $m=8,3\pm1,2$ par). Året före den senaste restaureringen, 1992, häckade endast två par. I och med restaureringen bröts den nedåtgående trenden och arten ökade långsamt fram till och med 1995. Sedan skedde en kraftig ökning till hela 29 par två år senare. Sedan minskade arten fram till och med 2001, men populationen var trots det betydande med 19 häckande par 2001. Efter det ökade populationen något samtidigt som den stabiliserades runt 25 par.

Trots att fluktuationerna de senaste åren kan förefalla stora bör man nog betrakta populationen som stabil sedan omkring 1997 (1997-2004: $m=24,5\pm3,7$). Det finns ingen statistiskt säkerställd trend för denna period (Linjär regression: $r=0,48$; $P=0,23$).

Den främsta orsaken till det ringa antalet häckande par innan restaureringen 1992/93 var bristen på betade ängsmarker och strandängar. I botaniska termer klassificeras denna typ av mark efter höjden på den dominerade gräsvegetationen, det vill säga hög- och låggräsmark. Vid vegetationskarteringen 1985 fanns det 18 hektar gräsmark som gränsade till själva våtmarken, se stapel i figur 16 (Söderholm & Eriksson 1999, Larsson & Welander 2003). Minskningen av denna areal och tillhörande förbuskning av markerna runt sjöängen torde ha varit den främsta orsaken till att



Figur 16. Antalet häckande par av gulärle och vegetationsförändringar vid Angarnssjöängen 1978-2004. (●): antalet häckande par. (○): minimantalet par de år inventeringsresultatet gav ett intervall för antalet häckande par. De lodräta punktade strecken inramar den tidsperiod, 1986-89, under vilken arten endast inventerades översiktligt. ?: arten inventerades ej. Stapel med skuggad kant: areal höggräsmark. Stapel med svart kant: låggräsmark. Arealen avser gräsmark inom det 160 ha stora område som innefattar sjöängen och angränsande mark, som vegetationskarterats vid de olika tidpunkterna.

gulärlepopulationen minskade till endast två par 1992. Den omfattande restaureringen av Angarnssjöängen 1992/93 ledde till att arealen ängsmark ökade avsevärt (se figur 16). Att det dröjde ända till 1996 innan en större ökning av antalet häckande gulärlor inleddes berodde på att en stor del av den ängsmark som återskapades var bevuxen med högt gräs och därför olämplig för gulärle. Dessutom tog det tid för tuvmarker att skapas på delar av de ytor som årligen översvämmades vid vårfloden, eftersom större delen av dessa hade frästs i samband med restaureringen. För att den skapade ängsmarken skulle bli lämplig som häckningsbiotop krävdes ett visst betestryck under flera år.

Inventeringsuppgifterna och vegetationskarteringarna från Angarnssjöängen visar tydligt att gulärle är beroende av låggräsmark samt tuvmark. Den snabba ökningen från sju häckande par 1995 till hela 29 par 1997 beror främst på den ökande arealen låggräsmark. Materialet visar även att det tar tid att genom bete omvandla höggräsmark till låggräsmark samt att ett högt betestryck är nödvändigt för att bibehålla låggräsmarker. (En statistisk analys visar att det råder en stark positiv korrelation mellan antalet häckande par och arealen låggräsmark; $r=0,97$, $P=0,030$. Det föreligger inget statistiskt säkerställt samband mellan antalet par och arealen höggräsmark eller den totala arealen gräsmark.) Inventeringen av sjöängen visar även att bildandet av tuvmarker tar tid och kräver bete.



Skrattmåsar. Foto: Lars Friberg.



Hane av gulärla, rasen flava, den ras som häckar vid Angarnssjöängen. Fågeln sitter på en fröställning av bredkaveldun. Foto: Lars Friberg.

Genom att det varit möjligt att bibehålla ett högt betestryck har antalet häckande par av gulärta sedan 1996 varit betydande och populationen kan betraktas som stabil. Den svacka som fanns omkring år 2000-2001 kan inte förklaras genom någon (synlig) biotopförändring. En förklaring får sökas någon annanstans eller så får svackan tas som ett utslag av en naturlig variation av populationens storlek.

Gulärta av rasen *flava* var till och med 2005 rödlistad i kategorin missgynnad, NT (Gärdenfors 2005). Idag är varken arten eller någon av de två raser som häckar i Sverige rödlistade. Den svenska häckfågeltaxeringen (fria punktrutter) visar att arten minskat avsevärt sedan denna inventering påbörjades 1975. År 2004 var antalet endast 30 procent av vad det var 1975. Minskningen per år har varit 3,5 procent och den är mycket signifikant ($P < 0,001$) (Lindström & Svensson 2005). Från 1999 tycks dock den svenska populationen ha stabiliserat sig. Standardrutterna som infördes 1996 visar inte på någon trend under perioden 1996-2004 (Lindström & Svensson 2005).

I mitten av 1990-talet uppskattades den uppländska populationen till cirka 750 par (Tjernberg 1996), förekomsten var mycket ojämn i och med att gulärta, ssp. *flava*, är bunden till öppna fuktiga marker. Rasen saknades i stort sett i hela Roslagen och i sydöstra Uppland. Arten gick tillbaka i Uppland under 1900-talet till följd av biotopförändringar kopplade till ett minskat bete av framför allt fuktiga ängsmarker och strandängar (Ekstam 1975, Sundberg & Bergman 1994). I sammanhanget bör det noteras att rasen *thunbergi* saknas på de uppländska myrarna (Tjernberg 1996) och att vid endast ett tillfälle har *thunbergi* (rättare sagt en hane med rasens karaktärer) häckat i Uppland.

Under de första åren av 2000-talet har rapporteringen av häckande gulärter i Upplands rapportområde varit mycket bristfällig. Antalet revir och häckande par har varierat mellan 4 och 38 (Djerf et al 2001, 2002 & Bladlund et al. 2003, 2004). Endast enstaka rapporter, som inte återspeglar den verkliga situationen, finns från kärnområden såsom Hjälstaviken och Övre Föret-Kungsängen. Vid en inventering av Hjälstaviken 1997 noterades 97 par (Westin 1999). Detta innebar en avsevärd ökning sedan det föregående inventeringstillfället, 69 par, 1988 (Westin 1999). Ökningen är knuten till restaureringen av Hjälstaviken och åtföljande ökad betesdrift.

Utgående från cirka 80 kända häckningar på 23 lokaler uppskattade Strid (1996) populationen i Stockholms län till omkring 100 par. Med tanke på en av allt att döma bristande rapportering från ej välbesökta lokaler tycks arten ha bibehållit sin numerär i Stockholms rapportområde fram till början av 2000-talet. Under åren 2000-2002 rapporteras 83-84 par på 11-12 lokaler (Bergström et al. 2001, 2002, 2003). Mellan 75 och 85 procent av paren rapporteras från fem lokaler; Angarnssjöängen, Lissmadalgången, Ågesta-sjön, Menhammarsviken och Norra Järvafältet. År 2003 minskade arten avsevärt och minskningen tycks kvarstå år 2004. Dessa år har 50 respektive

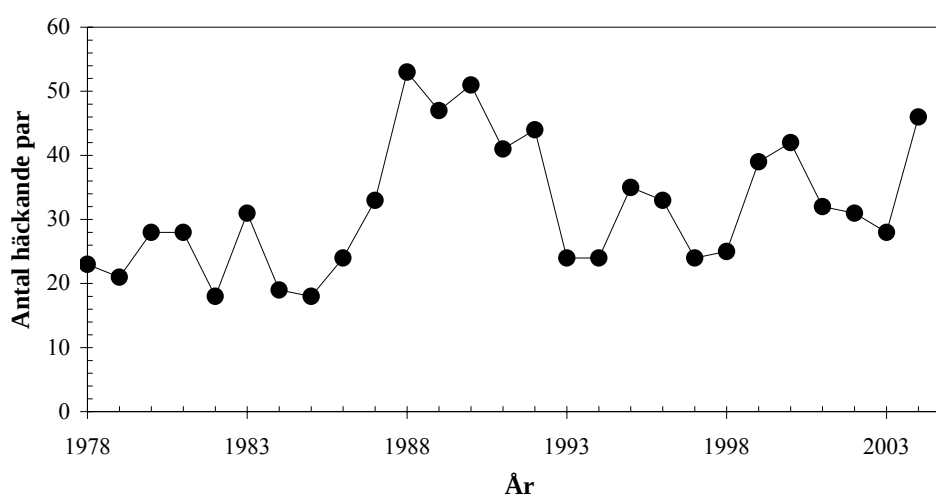
56 par rapporterats från 10-11 lokaler (Bergström 2004, Svalan). Mycket tyder på att minskningen i viss utsträckning beror på att rapporter saknas helt eller delvis från ett par klassiska lokaler. Minskningen på några av dessa lokaler med god rapportering, Ågesta och Lissma, är dock oroväckande. Eftersom gulärlan är koncentrerad till ett fåtal lokaler i Stockholmstrakten, och att det skett en minskning nationellt sedan mitten av 1970-talet, är det viktigt att tillse att biotoper lämpliga för arten vidmakthålls i områden genom betesdrift på sankar och på strandängar.

Sävsångare

Populationen av sävsångare var stabil vid Angarnssjöängen fram till 1986-87, även om det förekommer vissa fluktuationer (1978-1987: $m=24,3\pm5,5$ par), se figur 17. Sedan ökade populationen snabbt och låg kring 50 par till och med restaureringen vintern 1992/93. Restaureringen 1992/93 medförde att populationen reducerades ordentligt – den i det närmaste halverades. Efter restaureringen uppvisar arten samma utveckling som under perioden 1978-1986/87, det vill säga populationen är stabil men fluktuerar i och med att det förekommer toppår.

Den tendens till en ökande population efter restaureringen som framträder i figur 17 ligger på gränsen till att vara signifikant (Linjär regression 1993-2004: $r=0,53$; $P=0,077$). Efter restaureringen har populationen i genomsnitt varit omkring 30 procent större än vad den var i början av inventeringsserien. Denna skillnad är signifikant (Mann-Whitney U-test: $n_1=12$; $n_2=10$; $U=96,5$; $P=0,014$).

Artens uppträdande speglar sjöängens tillstånd och de biotopförändringar som restaureringen 1992/93 medförde. Arten är knuten till och häckar i *Salix*-snår och bladvass vid slättsjöar, andra vattendrag och sankmarker.



Figur 17. Antalet häckande par per år av sävsångare vid Angarnssjöängen 1978-2004.

Artens uppgång från 1986/87 återspeglar sjöängens försämrade tillstånd, en accelererande igenväxning med vass som dominerande växtlighet och att *Salix*-bestånden alltmer bredde ut sig kring och i sjöängen. Restaureringen medförde att vassarealen avsevärt minskades och att *Salix* avlägsnades (Söderholm & Eriksson 1999). Det medförde att betingelserna för arten avsevärt försämrades i området vilket i sin tur gjorde att populationen i det närmast halverades till följd av restaureringen. Den antydning till ökning av populationen som syns efter restaureringen 1992/93 kan hänföras till att bladvassen breddat ut sig sedan restaureringen och att *Salix* och andra buskar växt upp i området, även om avverkning av sly skett efter restaureringen.

Uppgifterna från den svenska häckfågeltaxeringen visar att sävsångare från 1975 ökade kraftigt under några år innan arten snabbt minskade. Omkring 1985 upphörde minskningen och populationen har sedan dess varit stabil och är idag 50-60 procent av vad den var 1975. Den kraftiga minskningen i början av 1980-talet gjorde att sävsångare uppvisar en säkerställd minskning under tidsperioden för häckfågelinventeringen (1975-2004: $P < 0,001$; Lindström & Svensson 2005). Att den svenska populationen sedan mitten av 1980-talet har varit stabil kan indikeras också av uppgifterna från standardrutterna. Det finns ingen trend i dessa uppgifter, det vill säga under perioden 1996-2004. Att arten kom att öka vid Angarnssjöängen efter den kraftiga minskningen och att det i uppgifterna från sjöängen inte syns någon nämnvärd minskning i början 1980-talet visar tydligt att miljön vid denna tidpunkt undan för undan blev lämpligare för sävsångare genom att sjöängen snabbt växte igen – vass och *Salix* bredde ut sig.

I och med att de lokala rapportkommittéerna i Uppland och i Stockholm inte efterfrågar uppgifter om sävsångare är artens populationsutveckling i dessa områden okänd. I mitten av 1990-talet uppskattades antalet par i Uppland till cirka 14 000 (Tjernberg 1996), således kan sävsångaren betraktas vara sparsamt tillräckligt allmänt förekommande i lämpliga biotoper.

Referenser

- Amcoff, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 1997. Fågelrapport för Uppland 1996. *Fåglar i Uppland* 24 (2):3-44
- Amcoff, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 1998. Fågelrapport för Uppland 1997. *Fåglar i Uppland* 25 (2):3-49
- Amcoff, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 1999. Fågelrapport för Uppland 1998. *Fåglar i Uppland* 26 (2):3-53
- Amcoff, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 2000. Fågelrapport för Uppland 1999. *Fåglar i Uppland* 27 (2):3-56
- Andersson, Å. & Nilsson, L. 1975. *Handledning för inventering av fåglar i viltvatten och sjörestaureringsobjekt*. Stencil
- Bauer, K.M. & Glutz von Blotzheim, U.N. 1969. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 3. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main
- Bensch, S. & Källander, H. 1997. Överlevnad och produktion hos skrattnås *Larus ridibundus*. *Ornis Svecica* 7:37-39
- Bergman, F. 2000. *Utbredningsförändringar hos vassbälten och sävruggar i sjön Östen – en jämförelse mellan åren 1993 och 1999*. Länsstyrelsen i Västergötland
- Bergström, M., Gothnier, M., Grundsten, M., Kaufmann, R., Nilsson, J., Strid, T. & Wallin, J. 2001. Fågelrapport för Stockholmstrakten 2000. *Fåglar i Stockholmstrakten* 30 (3):10-75
- Bergström, M., Gothnier, M., Grundsten, M., Kaufmann, R., Nilsson, J., Strid, T. & Wallin, J. 2002. Fågelrapport för Stockholmstrakten 2001. *Fåglar i Stockholmstrakten* 31 (3):20-73
- Bergström, M., Gothnier, M., Grundsten, M., Johansson, B., Kaufmann, R., Nilsson, J., Strid, T. & Wallin, J. 2003. Fågelrapport för Stockholmstrakten 2002. *Fåglar i Stockholmstrakten* 32 (3):16-66
- Bergström, M., Gothnier, M., Grundsten, M., Johansson, B., Kaufmann, R., Strid, T. & Wallin, J. 2004. Fågelrapport för Stockholmstrakten 2003. *Fåglar i Stockholmstrakten* 33 (3):16-67
- Bladlund, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Eriksson, A., Lundgren, B., Rosengren O., Tjernberg, M. & Westin, P. 2003. Fågelrapport för Uppland 2002. *Fåglar i Uppland* 30 (2):4-49

- Bladlund, M., Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Eriksson, A., Friberg, F., Lundgren, B., Rosengren O., Tjernberg, M. & Westin, P. 2004. Fågelrapport för Uppland 2003. *Fåglar i Uppland* 31 (2):4-61
- Broberg, L. 1971. Rördrommen *Botaurus stellaris* i Sverige 1969. *Vår Fågelvärld* 30:91-98
- Broberg, L. 1986. Rördrommen *Botaurus stellaris* i Sverige 1979. *Vår Fågelvärld* 45:275-284
- Broberg, L. 2002 Rördrommen i Sverige – Resultat av riksinventeringen 2000. *Vår Fågelvärld* 61 (2):6-13
- 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
- Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Haavisto, S., Lundgren, B., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 2001. Fågelrapport för Uppland 2000. *Fåglar i Uppland* 28 (2):3-57
- Djerf, J., Douhan, B., Edholm, M., Eriksson, A., Lundgren, B., Rosengren, O., Tjernberg, M. & Westin, P. 2002. Fågelrapport för Uppland 2001. *Fåglar i Uppland* 29 (2):4-51
- Douhan, B. 1983. Svarthakedoppingen i Uppland. *Fåglar i Uppland* 10: 7-28
- Douhan, B. 1989. Svarthakedoppingen i Uppland 1988. *Fåglar i Uppland* 16:13-27
- Douhan, B. 1990. Brun kärrhök i Uppland 1989. *Fåglar i Uppland* 17 (1):17-32
- Douhan, B. 1991. Knöl- och sångsvan i Uppland 1990. *Fåglar i Uppland* 18:163-180
- Douhan, B. 1995. Svarthakedoppingen i Uppland '94. *Fåglar i Uppland* 22: 7-18
- Douhan, B. 1996. Brun kärrhök i Uppland 1995. *Fåglar i Uppland* 23 (1):30-45
- Douhan, B. 1998a. Sång- och knölsvan i Uppland 1997. *Fåglar i Uppland* 25 (1):10-30
- Douhan, B. 1998b. Svarthakedoppingen, en fågel på tillbakagång i Sverige. *Vår Fågelvärld* 57 (1):7-22
- Douhan, B. 2001. Rördrommen i Uppland. *Fåglar i Uppland* 28 (1): 20-30
- Douhan, B. 2003. Skratmåsen i Uppland 2002. *Fåglar i Uppland* 30 (1):4-19
- Ekstam, U. 1975. Förändringar av fågelfauna och miljö i och vid Tåkern 1850-1974. *Vår Fågelvärld* 34:268-282

- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H. & Sjöberg K. 1994. Årta och skedand – en historia om sällsyntheter. *Vår Fågelvärld* 53 (2):6-9
- Fredriksson, S. 1979. Skrattnåsen *Larus ridibundus* i Sverige. *Vår Fågelvärld* 38:173-200
- Gärdenfors, U. (ed.) 2005. *Rödlistade arter i Sverige 2005 – The 2005 Red List of Swedish Species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala
- Hertzman, T. & Larsson, T. 1997. *Hornborgasjön – från vasshav till fågelrike*. Naturvårdsverket rapport 4694
- Johansson, I. 1999. Grågåsens populationsutveckling vid Hullsjön under åren 1979-1998. *Grus – Fåglar i Västergötland* 2 (2):15-19
- Kjellén, N. 1996. Brun kärrhök – en framgångsrik art enligt riksinventeringen 1995. *Vår Fågelvärld* 55 (4):6-15
- Källander, H. 1996. Skrattnåsens *Larus ridibundus* populationsutveckling i Sverige under de senaste 25 åren. *Ornis Svecica* 6:5-16
- Källander, H. 2004. Skrattnåsen i Sverige – resultat av riksinventeringen 2002. Fågelåret 2004, *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 42:69-79
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2002. Häckfågeltaxeringen och vinterfågelräkningen 2001. Fågelåret 2001, *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 37:9-21
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2005. *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2004*. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund. Se även: <http://www.biol.lu.se/zoekologi/birdmonitoring>
- Nilsson, L. 1982. Det häckande grågåsbeståndets storlek och utbredning i Sverige. *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 9: 33-38
- Nilsson, L. 1999. Internationella sjöfågelräkningarna i Sverige. Fågelåret 1998, *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 32:39-46
- Nilsson, L. 2004. *Internationella sjöfågelinventeringarna i Sverige 2003/2004*. Ekologiska institutionen, Lunds Universitet, Lund. Se även <http://www.biol.lu.se/zoekologi/waterfowl/index.htm>
- Nilsson, L., Follestad, A., Koffijberg, K., Kuijken, E., Madsen, J., Mooij, J., Mouronval, J.B., Persson, H., Schricke, V. & Voslamber, B. 1999. Greylag Goose *Anser anser*: Northwest Europe. Sid. 182-201. I: *Goose Populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution*. (Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, T. red.). Wetlands International Publications No 48. Wetlands International, Wageningen, Nederländerna
- Nilsson, L. & Persson, H. 1994. Factors affecting the breeding performance of a marked Greylag Goose *Anser anser* population in south Sweden. *Wildfowl* 45:33-48
- Regnell, S. 1981. Häckningsbeståndet av svarthakedopping *Podiceps auritus* i Sverige. *Vår Fågelvärld* 40:13-22

Sjöberg, K. & Danell, K. 1996. Konsten att skapa och sköta våtmarker. *Vår Fågelvärld* 55 (3):23-25

Statens Naturvårdsverk. 1978. *Biologiska inventeringsnormer – fåglar*. SNV Råd och riktlinjer 1978:1

Stockholms Regionala Rapportkommitté. 1995. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1993. *Fåglar i Stockholmstrakten* 24 (1-2):13-23 och 41-55

Stockholms Regionala Rapportkommitté. 1996a. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1994. *Fåglar i Stockholmstrakten* 25 (1):50-82

Stockholms Regionala Rapportkommitté. 1996b. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1995. *Fåglar i Stockholmstrakten* 25 (4):215-249

Stockholms regionala rapportkommitté. 1998a. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1996. *Fåglar i Stockholmstrakten* 27 (1):42-71

Stockholms regionala rapportkommitté. 1998b. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1997. *Fåglar i Stockholmstrakten* 27 (3):6-39

Stockholms regionala rapportkommitté. 1999. Fågelrapport för Stockholmstrakten 1998. *Fåglar i Stockholmstrakten* 28 (3):18-64

Strid, T. 1996. *Fågelliv, om fåglar och fågelsjöar i Stockholms län*. Länsstyrelsen i Stockholms län

Strid, T. 2001. Rördrommen i Stockholms rapportområde år 2000. *Fåglar i Stockholmstrakten* 30 (1):4-8

Strid, T. (ed.) 2004. Fågelrapport 2003. Fågelåret 2003. *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 42:99-169

Strid, T. (ed.) 2005. Fågelrapport 2004. Fågelåret 2004. *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 44:57-128

Sundberg, S. & Bergman, M. 1994. *Ekoln och dess omgivningar – kulturpräglad landskapsavsnitt i fokus. En genomgång av området och dess förändringar från mitten av 1800-talet till idag, med inriktning på de naturliga fodermarkerna och deras flora och fågelliv, samt åtgärdsförslag*. Delrapport. Upplandsstiftelsen, Uppsala

Svensson, S. 2000. Häckfågeltaxeringen och Vinterfågelräkningen 1999. Fågelåret 1999, *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 33:9-18

Svensson, S., Svensson, M. & Tjernberg, M. 1999. Svensk fågelatlas. *Vår Fågelvärld*, Suppl. nr 31

Söderholm, S. 2002. Observation av rördrom i Angarnsjöängen – konstaterad häckning och udda beteende. *Fåglar i Stockholmstrakten* 31 (3):9-12

Söderholm, S. 2005a. Inventering av våtmarksfåglar vid Angarnsjöängen 2004 – häckningsresultatet i ljuset av små biotopförändringar. *Fåglar i Stockholmstrakten* 34 (1):4-16

- Söderholm, S. 2005b. Populationsutveckling och häckningsframgång för brunand *Aythya Ferina* vid Angarnsjöängen, Uppland, 1995-2005. *Ornis Svecica* 15:220-228
- 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. 2001a. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 1999 – gåsens år. *Fåglar i Stockholmstrakten* 30 (1):25-30
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2001b. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 2000 – i blickpunkten svarthakedopping och grågås. *Fåglar i Stockholmstrakten* 30 (2):4-13
- 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. 2003. Våtmarksfågelinventeringen vid Angarnsjöängen 2002 – tre häckande svanpar. *Fåglar i Stockholmstrakten* 32 (2):18-26
- Söderholm, S. & Eriksson, K. 2004. Inventering av våtmarksfågelfaunan vid Angarnsjöängen 2003 – dykänderna minskade kraftigt. *Fåglar i Stockholmstrakten* 33 (1):21-31
- Tjernberg, M. 1996. Upplands fågelfauna. I: Upplands fåglar – fåglar, människor och landskap genom 300 år (Fredriksson, R. & Tjernberg, M. eds.). *Fåglar i Uppland*, Suppl. nr 2:218-548
- Welander, B. 1995. Restaureringen av Angarnssjöängen – en döende fågelsjö får nytt liv. Angarngruppen. Meddelande nr 23
- Westin, P. 1999. *Fågelinventering av Hjälstavikens våtmarksområde 1997, med förslag till fortsatta skötselåtgärder*. Länsstyrelsen Uppsala län, Uppsala

Rastande fåglar vid Angarnssjöängen 1970–2005

Författare: Hans-Georg Wallentinus

Till och med 2005 har 256 fågelarter noterats i Angarnområdet. Ett antal av dem häckar i Angarnssjöängen och de omgivande markerna, men ett mycket stort antal arter rastar under vår och höst. Till dem hör naturligtvis också de arter som häckar i sjöängen (se kapitlet om häckande fåglar). Utöver dessa tillkommer några arter som ormvråk, fjällvråk och varfågel som övervintrar i eller i anslutning till sjöängen, men de kommer inte att behandlas. Några arter rastar i sjöängen efter häckningen för att rugga. Det kan till exempel vara snatterand som vissa år uppehåller sig där under eftersommar och höst. Tillfälliga arter som storskarv och vitkindad gås noteras också sällsynt.

I samband med planeringen av den andra restaureringen 1992–93 fick Kjell Eriksson i Angarngruppen i uppgift av de anlitate konsulterna från Kvismaren (Jan Sondell och Staffan Thorsell) att ta fram siffror över vissa häckande och rastande änder och vadare. Anledningen till detta var att kunna få en uppfattning om sjöängens dåvarande status som fågellokal, samt att om möjligt också få en uppfattning om hur läget varit tidigare. Det senare var speciellt intressant, eftersom det verkade ha skett en snabb försämring efter den första, som det skulle visa sig, misslyckade restaureringen 1984–85. Dessutom ville konsulterna ha en ungefärlig uppgift om var de aktuella fågelarterna häckade och rastade innan den andra restaureringen inleddes.

Genom artlistor som sänts in av Angarngruppens medlemmar, kunde uppgifter om rastande fåglar samlas in från ungefär år 1970 och framåt. Artlistorna innehöll ofta, förutom markering av art, även räkning eller uppskattning av antalet fåglar per art. Ett stort antal uppgifter kom från Kjell Erikssons regelbundna räkningar av dessa arter. Särskilt våarna från omkring 1978 följde han fågellivet genom räkningar en gång i veckan, en uppgift som senare togs över av Svante Söderholm. Även andra ornitologer har naturligtvis bidragit med information. Av dem ska Jan Andersson nämnas, eftersom han dels deltagit i räkningarna, dels är en av dem som tillbringat mest skådningstid vid sjöängen och lämnat flest observationer.

I detta kapitel beskrivs först den använda metodiken. Sedan följer en sammanfattande redovisning av hur de rastande artgrupperna påverkats av restaureringarna 1984–85 respektive 1992–93. Sist i kapitlet beskrivs några utvalda arter mer detaljerat.

Principer för resultatredovisningen

Detta kapitel kan naturligtvis inte ta upp alla arter som rastar i eller i närheten av sjöängen, utan Angarngruppen har gjort ett urval av arter som är vanliga eller har bedömts som speciellt intressanta. Kapitlet bygger på uppgifter från främst Kjell Eriksson och Svante Söderholm samt då det gäller perioden från omkring 2000 och framåt även från ArtDatabankens rapportsystem Svalan. Rapportssystemet bygger på rapporter som sänds in till ArtDatabanken från landets ornitologer via Internet. Adressen till Svalan är <http://www.artportalen.se/birds/default.asp>.

I kapitlet redovisas data för maximalt antal noterade fåglar under den bästa dagen varje vår och höst. I några fall redovisas bara vårsiffror (för arter som rastar främst eller enbart under vårsträcket som sothöna, många änder samt en del vadare), eller höstsiffror (för arter som rastar främst under höststräcket, till exempel vissa vadare).

Vår räknas som perioden fram till och med maj månads slut, sommaren från 1 juni till och med 31 augusti och hösten tiden därefter. För arter med huvudsakligt återsträck i (juli) – augusti – september har hänsyn inte tagits till höga siffror i juni. För flera av vadarna, till exempel svartsnäppa, börjar återsträcket redan i mitten av juni och därför måste de högsta dagssiffrorna för återsträcket sökas redan i juli som ju är den kanske mest utpräglade sommarmånaden. Där är det inte helt relevant att tala om höststräck utan termen ”återsträck” används då och då i redovisningen.

Siffrorna bygger från 1970-talets slut på (minst) veckovisa inventeringar under häckningstid (se ovan). Under hösten har sjöängen besökts regelbundet, dock har inte hela området inventerats under denna tid. Troligen är siffrorna ändå ganska säkra, eftersom det är få fåglar i norra delen av sjöängen under hösten. Från omkring 2000 har data från Svalan använts om de varit högre än de av Kjell Eriksson eller Svante Söderholm rapporterade och i övrigt inte framstått som orealistiska. Före år 2000 finns också en del data i Svalan. Dessa har plockats in från olika rapporter om fågelåret i Stockholms-trakten och är mer av anekdotkaraktär. För ovanligare arter kan dessa data ändå användas. Under de senaste åren är det få dagar under året då ingen rapporterat något från Angarnområdet.

Att uppskatta antalet rastande fåglar är alltid vanskligt. Därför får antalsangivelserna mer ses som ett jämförelsevärde för mängden rastare än som exakta tal. Ett annat problem kan vara att arten inte bara rastar, utan också häckar i sjöängen. I de fallen är det svårt att avgöra om de observerade fåglarna rastat eller hör till den stationära faunan.

Förutom diagrammen över årsmaxima redovisas också de sammantagna observationerna i Svalan, uppdelat på fyra perioder per månad åren 2001–2005. Inte heller dessa siffror ska tolkas exakt, utan diagrammen finns med för att visa när under året en art rapporteras från Angarnssjöängen. I staplarna har alla exemplar som rapporterats in per tidsperiod åren 2001–2005, klumpats ihop till en totalsumma. Data anges alltså som relativa

värden i förhållande till ”bästa” vecka under året, det vill säga inga exakta tal används. Det innebär bland annat att om femton personer rapporterar dvärgsumphöna, visas det som om det funnits femton dvärgsumphönor, vilket det alltså inte har gjort. Å andra sidan rapporteras vanliga arter mer sällan än ovanliga. Resultatet blir en obalans åt andra hållet. Det gäller till exempel gräsand, skrattmåsk och säkert också grågås. Det har kommit signaler om att det finns felaktigheter i de algoritmer som används i Svalan och därför måste staplarnas höjd tolkas med än större försiktighet. Trenderna stämmer ändå ganska väl med vad en ornitolog som ofta besöker sjöängen upplever.

De fenologiska² data som redovisas bygger helt på de observationer som rapporterats in till Svalan. Som regel är det fyra datum som anges. Första respektive sista observation under året (såvida det inte rör sig om något extremvärde, som strukits) är just vad det säger, den tidigaste och den senaste observationen från Angarnssjöängen. Första/sista datum för mer regelbunden förekomst har uppskattats subjektivt ur de listor som går att ta ut ur Svalan. Från alla dessa datum har sedan medelvärden räknats ut, antingen som aritmetisk medelvärde (exempelvis $(A+B+C)/3$, $(A+B+C+D)/4$) eller medianvärde (det mellersta datumet i serien: $(A+B+C = B)$, $(A+B+C+D = [B+C]/2)$). När uppgiften avser ett medianvärde, har det angetts i texten. Det senare värdet har använts då mellanårsvariationen är stor. Data före 2000 har inte beaktats (utom i något enstaka fall och då i anekdotform) och som regel har endast åren 2001–2005 använts.

För ett antal arter har den statistiska säkerheten i antalet rastare under olika perioder beräknats. I de fallen har normalt Mann-Whitneys U-test använts. Metoden testar om två jämförda års-serier för en art är statistiskt åtskilda, eller om variationen mellan års-serierna kan bero på tillfälligheter. De års-serier som jämförts är före första restaureringen med efter andra restaureringen, respektive före första restaureringen och perioden mellan restaureringarna. Det senare har gjorts för att få en uppfattning om vilken effekt restaureringen 1984–85 hade på fågelfaunan. Hur säkra skillnaderna mellan perioderna är anges som signifikans. En stjärna (*) anger enstjärnig signifikans vilket innebär att sannolikheten för att skillnaderna mellan de jämförda serierna är en slump ligger mellan 1 och 5 procent. På motsvarande sätt innebär tvåstjärnig signifikans (**) en sannolikhet för att serierna är slumpmässigt skilda på mellan 0,1 och 1 procent. Trestjärnig signifikans (***) har skillnaderna då sannolikheten ligger under 0,1 procent. Värden med högre sannolikhet för slumpmässighet än 5 procent anses inte vara statistiskt säkra.

² Fenologi = läran om de årstidsbundna växlingarna i naturen. Av ”logos” = *läran om* och ”fainesthai” = *visa sig*.

Årsrytm och mellanårsvariation hos rastande fåglar

Siffrorna för rastande fåglar varierar för ett antal arter starkt mellan åren under redovisningsperioden 1970–2005. Orsaken är oftast olika vädersituationer och vattenståndsförhållanden, markbearbetningar, betesintensiteter, etc. Avsänkningar för att kunna utföra restaureringsåtgärder kan till exempel ha inneburit låga antal för andfåglar, men inte nödvändigtvis för vadare.

Om ett kallluftsinbrott med hårda vindar i den nordliga sektorn sker under perioden 8–15 maj, kan stora mängder vadare tillhörande släktet *Tringa* (till övervägande delen grönbena, svartsnäppa och gluttsnäppa) rasta. År vädret däremot högtrycksbetonat och stabilt under första halvan av maj, drar flertalet av dessa vadare vördshus förbi. Samma sak gäller under sommaren och förhösten. Under regniga perioder kan anmärkningsvärt många vadare tillhörande släktet *Calidris* (främst kärrsnäppa, mosnäppa och småsnäppa) rasta, liksom *Tringa*-vadare. Det gäller speciellt om vattenståndet är lämpligt för dessa arter.

Olika arter kan ha helt olika strategier då det gäller flyttning, rastande, etc. Vissa arter ses företrädesvis under vårsträcket, andra under höststräcket. Andra arter återigen visar två eller tre tydliga toppar under säsongen. En del arter observeras under hela den tid som sjöängen är isfri, medan andra har start och stopptider som bestäms av var de övervintrar. Genom de möjligheter som ArtDatabankens rapportsystem, Svalan, ger till grafisk presentation av rapporterade fågelobservationer, är det bland annat möjligt att art- och veckovis lägga ihop alla observationer som finns i databasen. Även om den här möjligheten att lagra observationsdata inte funnits längre än sedan början av 2000-talet, ger det ändå en mycket tydlig bild av vilken årsrytm respektive art har. I kapitlet ska, då det är relevant, figurer över årsrytmen hos de arter som valts ut redovisas (med de svagheter som diskuterats ovan).

För många våtmarksarter är det så, att gamla och unga fåglar passerar vid olika tidpunkter under hösten. Svartsnäppehonornas återsträck vid midsommartid är ju en första signal om att hösten närmar sig. Det finns ett ”ruggningssträck” bland hanar av några andarter. Till exempel är antalet hanar i sjöängen sommartid betydligt högre än antalet honor. Vissa år har snatterand kommit till sjöängen på eftersommaren eller hösten, sannolikt från häckningsområden även långt bort.

Mellanårsvariationen visas i diagram som har tagits fram genom den 35-åriga serie fågelinventeringar som Angarngruppen initierade då gruppen bildades 1968, men också data från Svalan. Förhållanden som påverkat många flyttare negativt är de låga vattenstånd som rått flera år under början av 2000-talet. Lägre antal rastare under 2000-talet betyder alltså inte med automatik att restaureringsåtgärder inte skulle ha varit tillräckliga.

Restaureringarnas effekter på rastande gäss, änder, sothöns och vadare

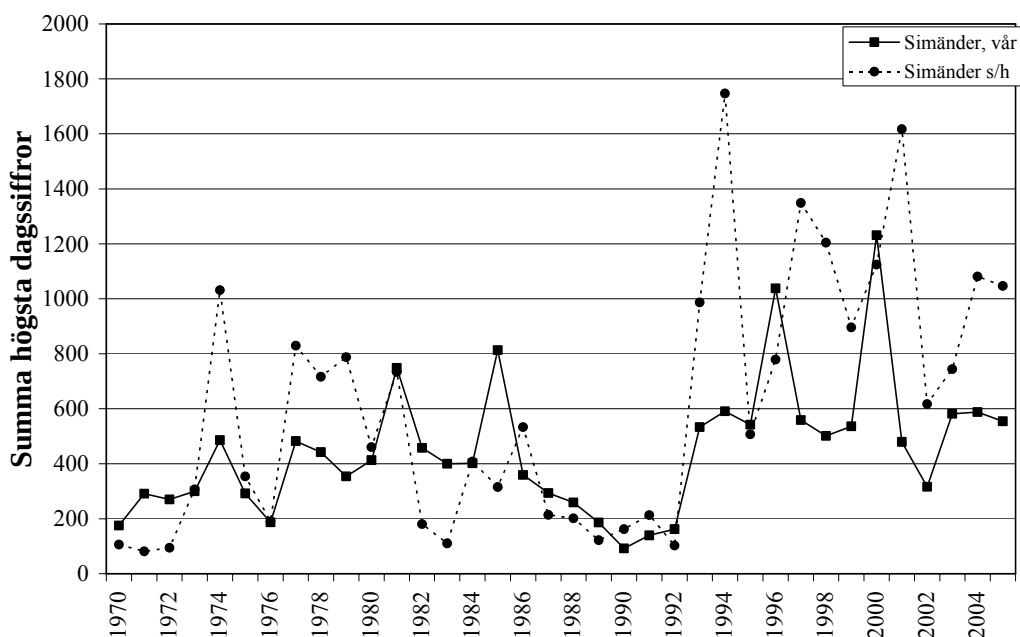
Andfåglar

Gäss, simänder och dykänder hör till karaktärsarterna bland våtmarksfåglarna. Mellanårsvariationen hos rastande änder framgår av figur 1–2 och rastande vadare av figur 3–4. Grågässen visas i figur 8 och sothönsen i figur 28.

En analys av de rastande fåglar som rapporterats in försvåras av att flertalet arter även häckar i eller i närheten av sjöängen. Därför kan siffrorna för gruppen ”sommar och höst” vara influerade av häckarna. Men egentligen rastar ju fåglarna i sjöängen då häckningen är avslutad och i de allra flesta fallen är antalet häckare inklusive deras ungar betydligt lägre än antalet rastare.

Dykänder är inte lika rikligt företrädade vid sjöängen som simänder. Brunand, vigg och knipa är de vanligaste och storskrake och salskrake är också regelbundet rapporterade från sjöängen. Övriga dykänder är rariteter.

Simänder 1970-2005

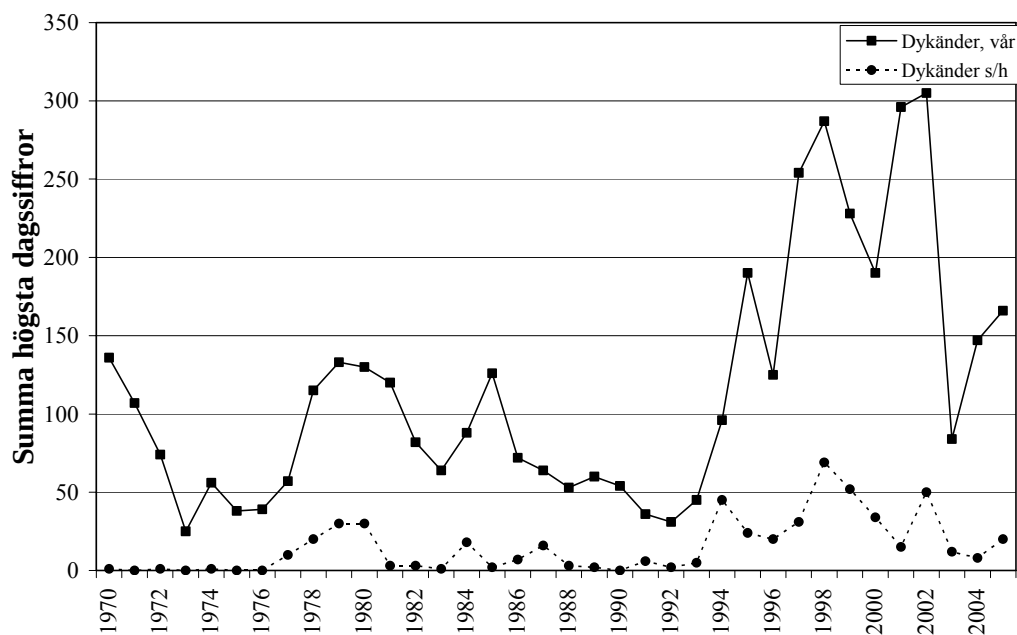


Figur 1. Högsta antal noterade exemplar av simänder bästa dagen per vår och höst. Summan har erhållits genom att ta högsta antalet rapporterade fåglar för varje art vår respektive höst. Det betyder att data som redovisas i figuren kommer från olika dagar och är alltså ingen summering av den totalt sett bästa dagen.

Genomgående lämnar dykänderna sjöängen så fort häckningen är avklarad. Fåglar som ses under sensommaren är ungar födda i sjöängen, men normalt försvinner vuxna honor och ungfåglar så fort ungarna blivit flygfärdiga. Enstaka knipor kan dock bli kvar en bit in på hösten. Antalet rastande dykänder varierar mycket mellan åren beroende på vattentillgången i sjöängen. Speciellt tydligt blir det efter den andra restaureringen, då antalen generellt går upp kraftigt för arterna vigg och knipa. Det finns en starkt nedåtgående trend hos brunand, som åtminstone delvis beror på vikande population.

Sim- och dykänder har reagerat lite olika på restaureringarna. Gemensamt för alla änder är att under perioden mellan restaureringarna har antalet varit lägre än före. Detta är dock inte statistiskt säkerställt. Däremot är det med högsta statistiska sannolikhet så, att antalet änder är högre efter andra restaureringen än före den första (sannolikheten för att skillnaderna beror av en slump är mindre än 0,1 procent, ***).

Dykänder 1970-2005



Figur 2. Rastande dykänder under 1970–2005. Högsta dagssiffra vår och höst respektive år. Se förklaring i figur 1. Frånvaron av dykänder under sommaren/hösten åren 1970–76 kan bero på dålig rapportering, men kan också vara med verkligheten överensstämmande.

När det gäller simänderna är antalet fåglar under våren högre än före restaureringarna, liksom höstantalen. I bägge fallen har ökningen varit statistiskt säker (risken att skillnaderna beror på slumpen är mindre än 0,1 procent, ***). Olika simänder har dock reagerat olika. Gräsanden har under våren ingen statistisk säker skillnad före och efter restaureringarna, medan risken att höstförekomsterna beror på slumpen är mindre än 1 procent (**). Snattherand, skedand, bläsand och kricka visar statistiskt säkra förändringar.

Dykänderna visar en ännu mer tydlig uppgång efter den andra restaureringen än simänderna. Den bakomliggande orsaken är att det vid restaureringen skapades större öppna vattenytor. Mellanårsvariationen efter andra restaureringen är stor, beroende på att vattenstånden vissa år varit låga på grund av torka, eller pågående restaureringsåtgärder. Trots det är risken för att de noterade skillnaderna beror på slumpen mindre än 0,1 procent (***). Knipa och vigg visar statistiskt säkra förändringar, medan värdena för brunand är osäkra framför allt på grund av en kraftig minskning under de senaste åren.

Grågås är en art som ökat mycket kraftigt nationellt under den senaste femtonårsperioden. Även vid Angarnssjöängen rastar nu stora mängder grågäss, speciellt på hösten. Den ökning som kan ses är en effekt av den andra restaureringen som gjorde Angarnssjöängen till en attraktiv rastlokal.

Sothöna

Sothöna är det enda sumphöns som diskuteras i detta kapitel. Sothönan är en av de vanligaste arterna under våren, men ses mer sällan under hösten. Under de allra senaste åren har även höga sommar- eller höstvärden noterats. En möjlig förklaring till detta är att inventeringarna idag fångar upp årets häckare och ungar på ett bättre sätt än tidigare. Men det är också tänkbart att det ökande antalet häckande sothöns återspeglas i höga sensommarsiffror.

Sothönan har haft en mycket uttalad period med låga antal mellan restaureringarna. Detta visar sig till en del bero på att det svenska beståndet som helhet befann sig i en lågperiod. Trots detta kan konstateras att restaureringen möjliggjorde för sothönsens återkomst, eftersom den nationella återhämtningen började innan den andra restaureringen 1992–93 och ökande siffror kan avläsas i Angarnmaterialet först från 1993 (se vidare kapitlet om häckande fåglar).

Vadare

För vadarna är den typiska bilden en antalsmässig vårtopp och en sommar-/hösttopp. Det finns arter där vår- eller sommar/höst helt dominerar och det finns några arter med flera hösttoppar, beroende på att vuxna och ungfåglar flyttar vid olika tidpunkter. Genomgående är att vadarna gynnats av restaureringen 1992–93.

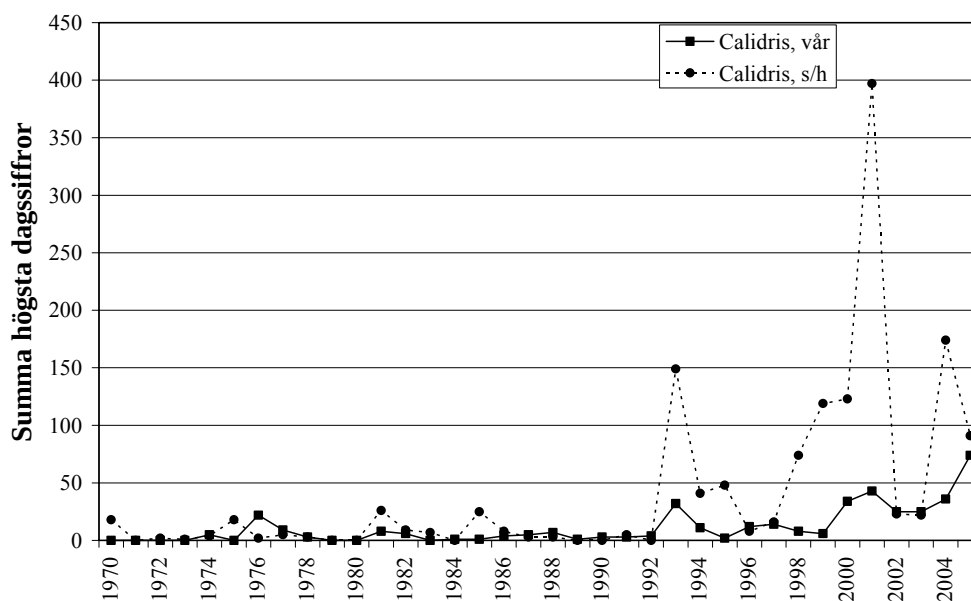
Calidris-vadare

De vanligaste vadarna i Angarnssjöängen tillhörande släktet *Calidris* är kärrsnäppa, spovsnäppa, småsnäppa och mosnäppa. Myrsnäppan tillhör ett annat släkte, *Limicola*, men kan ändå räknas till gruppen. Dessa fem arter behandlas i detta avsnitt. Av övriga *Calidris*-vadare är det egentligen bara kustsnäppa som besöker Angarnssjöängen vid lämpliga förhållanden.

Den typiska bilden för en *Calidris*-vadares flyttmönster är att den har en välavgränsad vårflyttning och en mer diffus höstflyttning. För vissa arter dominerar den ena eller andra flyttningstoppen. Regeln är att de vuxna fåglarna flyttar tidigare på hösten än ungfåglarna. Hos flertalet arter resulterar det i en dubbeltoppig höstkurva.

Sett över undersökningsperioden 1970–2005 har flera arter som före den andra restaureringen varit mycket sparsamma som rastare, från 1993–94 och framåt varit betydligt vanligare. Före restaureringen 1992–93 fanns det nästan inga lämpliga rastplatser för vadare tillhörande släktet. Sommarvattenståndet och väderleken har en avgörande betydelse för om de ska rasta. Figur 3 visar att det blivit en tydlig restaureringseffekt när det gäller vårflyttande fåglar, men än mer för återsträckande fåglar. Skillnaderna före/efter restaureringarna är dock så tydliga att risken för att skillnaderna beror på en slump är mindre än 0,1 procent (***).

Calidris-vadare 1970-2005



Figur 3. Rastande vadare av släktena *Calidris* och *Limicola* 1970–2005. Förklaring i figur 1.

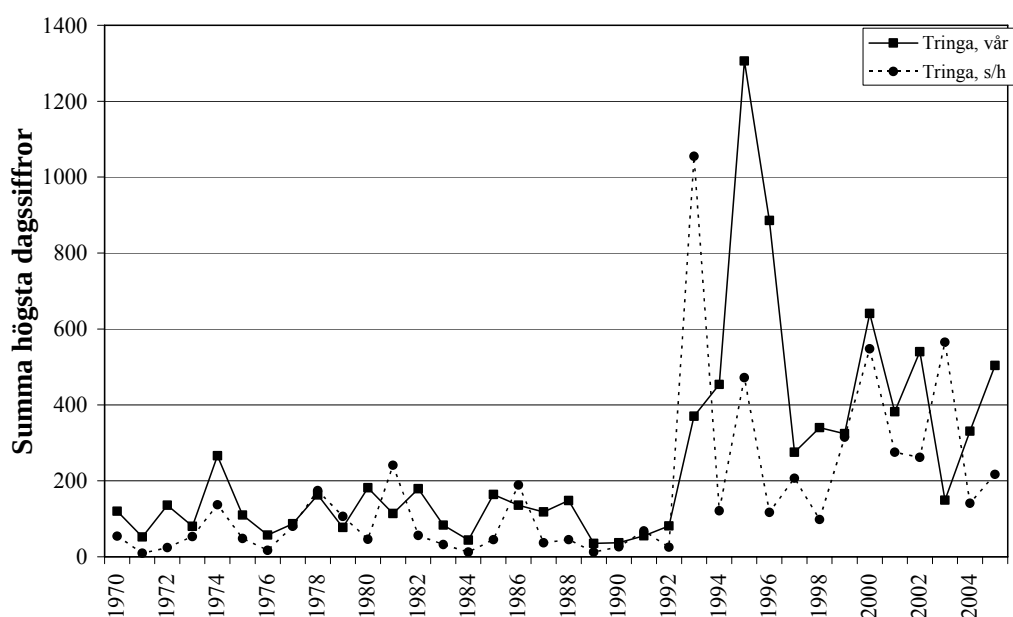
Tringa-vadare samt brushane

Vadarsläktet *Tringa* omfattar ett antal vanliga arter av ”storsnäppor”. Rödbena, grönbena, svartsnäppa och gluttonsnäppa är de vanligaste av dessa som noteras vid Angarnssjöängen. Även brushanen kan räknas till storsnäpporna. Här ska alla utom rödbena beskrivas, eftersom rödbenan häckar i sjöängen, medan de andra fyra arterna endast rastar.

Det tre vadare som tillhör släktet *Tringa*, liksom brushane, har samma typ av flyttningsmönster. Det finns en väldefinierad vårflyttning, främst i maj, och en långt utdragen höstflyttning från juni till september. Under återsträcket kommer de vuxna fåglarna först, för vissa arter honorna före hanarna, och de unga därefter. De kraftigt svängande årssiffrorna beror naturligtvis, liksom för *Calidris*-vadarna på väder, vind, vattenstånd, med mera, men också på att storvadarna under vårsträcket i stor utsträckning kan rasta på översvämmade marker och inte enbart är hänvisade till våtmarker som Angarnssjöängen.

Den genomgående bilden för maximumantal under perioden 1970–2005 är att antalet fåglar är konstant över åren fram till den andra restaureringen 1992–93 (figur 4 och 40). Då ökar plötsligt antalet fåglar, både vår och höst, men samtidigt svänger värdena kraftigt mellan säsongerna.

Tringa-vadare 1970-2005



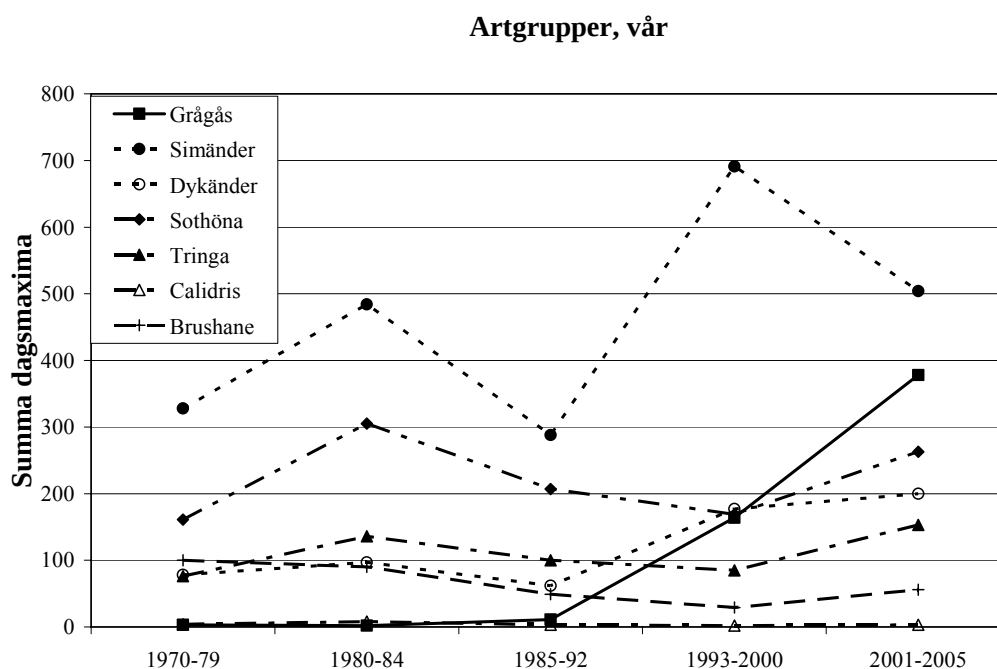
Figur 4. Rastande vadare av släktet *Tringa* 1970–2005. Förklaring i figur 1.

Tiden mellan 1985 och 1993, det vill säga mellan restaureringarna, har inte *Tringa*-vadarnas antal förändrats, utom åren 1989–92 då det noteras låga antal som inte behöver vara korrelerade med igenväxningen i sjöängen efter den första restaureringen. Ökningen efter andra restaureringen är statistisk säker på samma nivå som för de andra vadarna.

Brushanen minskar i antal från 1970-talet till den andra restaureringen. Utgångsvärdet låg omkring 100 exemplar bästa dagen och minskar till mycket små antal i början av 1990-talet. Det blir en kraftig restaureringseffekt med årsmaxima på omkring 200 exemplar, vilket snart kommer till en jämvikt kring 100 exemplar (50–200) under de sista 12 åren av mätperioden.

Sammanfattande diskussion

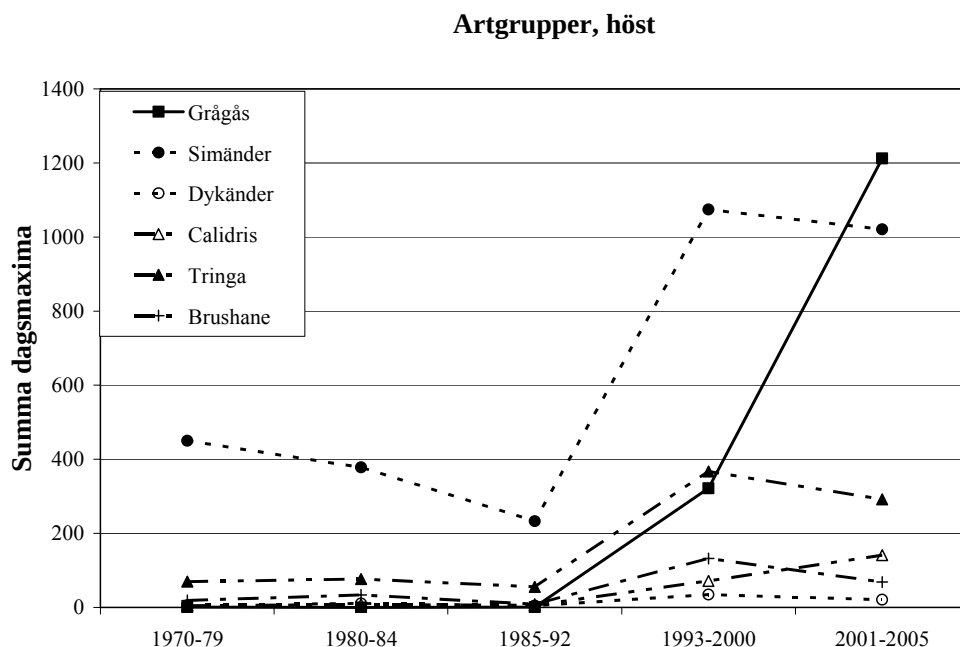
Målet för undersökningen av rastande fåglar har varit att dokumentera restaureringarnas effekter på antalet rastande fåglar. Ett antal år under 1970-talet var inventeringarna inte heltäckande för alla arter. Det har framför allt gällt under våarna (figur 5). Analyserna har delats upp på perioderna 1970–79, 1980–1984 (fram till första restaureringen), 1985–1992 (mellan restaureringarna), 1993–2000, respektive 2001–2005.



Figur 5. Medelsiffror för rastande fåglar i Angarnssjöängen under våren uppdelat på fem perioder. Den första perioden är förhållandena under 1970-talet, den andra 1980-talet före första restaureringen, den tredje mellan restaureringsomgångarna, den fjärde de första åtta åren efter andra restaureringen, 1993–2000, samt den femte perioden data från 2001 till och med 2005.

Figurerna 5 och 6 visar antalen rastare (uttryckt som summa höst/vår-maximum för åren i perioden dividerat med antalet år) i medeltal för de fem perioderna. Redovisningen har delats upp på artgrupper på så sätt att grågås, sothöna och brushane redovisas för sig, sim- och dykänder har delats upp i två grupper, liksom *Tringa*- och *Calidris*-vadare. Sothöna redovisas endast i vårdiagrammet, eftersom arten egentligen inte rastar i sjöängen på hösten (med undantag för de allra senaste åren). Hur artgrupperna förändrats över åren hänger inte bara ihop med restaureringarna utan populationssvängningar kan spela en roll över så långa tidsperioder som det här rör sig om. Dessutom har artgrupperna reagerat olika på restaureringarna om vår och höst jämförs.

Grågås är en sent inkommen art och dess ökning hänger samman med en kraftig beståndsökning i Sverige som delvis sammanfaller med restaureringen 1992–93. Den kraftiga ökningen av rastande grågäss i sjöängen har gynnats av restaureringen. Antalet rastande simänder (främst gräsand) varierar kraftigt mellan mätperioderna under vårarna, men det finns en generellt ökande trend. Svängningarna under vårsträcket är för kraftiga för att det ska gå att slå fast att restaureringarna varit negativa eller positiva för simänderna. Däremot verkar det sannolikt att den andra restaureringen varit positiv för höstrastande simänder. Då det gäller dykänderna är de betydligt färre till antalet och domineras antalsmässigt av vigg. Här går det att se ett tydligare positivt samband med den andra restaureringen under vårsträcket. Under höststräcket är det så få exemplar som rastar, att det inte finns någon tydlig trend i materialet.



Figur 6. Medelsiffror för rastande fåglar i Angarnssjöängen under sommaren/hösten uppdelat på fem perioder.

Antalet rastande sothönan kan förefalla att ha påverkats negativt av bägge restaureringarna, men kurvan återspeglar snarare sothönans populationsstorlek i Sverige (se kapitlet om häckande fåglar).

Tringa-vadarna verkar inte att i någon högre utsträckning ha påverkats av restaureringarna då det gäller vårsträcket (figur 5). För höstflyttande *Tringa*-vadare (figur 6) har den andra restaureringen haft en mycket positiv effekt. *Calidris*-vadare rastar i princip inte alls på våren, medan arterna på hösten gynnats av den andra restaureringsomgången (figur 6). Antalet rastande *Calidris* har aldrig varit större än under 2000-talet. Brushane rastar både vår och höst. Av figur 5 framgår, att brushane – märkligt nog – rastar något mindre frekvent efter restaureringarna än före den. Under höststräcket (figur 6) har dock brushanen gynnats positivt av den andra restaureringen.

Genom Svante Söderholms noteringar och de vattenståndsmätningar som redovisats från 2001 framgår att lågt vattenstånd rådde bland annat hösten 1995, våren 1999, hösten 2002, hela 2003, hösten 2004 och hösten 2005. Högt vattenstånd rådde 2000 och våren 2005. En jämförelse mellan vattenstånd och antalet rastande vadare antyder att säsonger med lågt vattenstånd har missgynnat vadarna. Förklaringen till detta är antagligen, som Svante Söderholm antyder (se kapitlet om restaureringen), att vadarbankarna och vadarstränderna växer igen med vegetation. Dessutom är år med mycket låga vattenstånd korrelerade till ”torrsomrar” då sträckbetingelserna för vadarna är gynnsamma – de drar förbi utan att rasta. Något sådant samband kan inte ses när det gäller andfåglar.

Figurerna visar att restaureringen 1992–93 varit lyckad och att det under 2000-talet rastar betydligt fler fåglar än under perioden från 1970 fram till mitten av 1980-talet. Ett eventuellt problem som räkningarna pekar på är tillbakagången för en del vadare samt brunand.

Den statistiska analysen visar att så gott som alla arter uppvisar en signifikant ökning om perioden före första restaureringen jämförs med perioden efter den andra restaureringen. Undantag är gräsand, vilken inte reagerat så starkt på åtgärderna. Det beror sannolikt på att gräsanden inte är beroende av öppna vattenspeglar på samma sätt som till exempel dykänderna. Den andra arten där det inte går att få någon statistisk säkerhet är brunanden. I detta fall är det den kraftiga nedgången i antalet rastare under 2000-talet som påverkar resultatet.

Jämförelser mellan perioden före första restaureringen och perioden mellan restaureringarna visar oftast att det inte finns någon statistiskt säker förändring. I några fall kan en svagt signifikant skillnad ses mellan perioden före 1984 och åren 1985–1992. I detta fall har det alltså varit en så kraftig nedgång i antalet rastare att det slagit igenom i siffrorna, trots att det i de flesta fall varit en successiv minskning mellan 1985 och 1992. Det är främst några ånder som visar detta samband.

Inventeringsresultat

I detta avsnitt beskrivs mer i detalj dynamiken hos ett urval av arter när det gäller rastningen vid sjöängen. Speciell uppmärksamhet ägnas årsdynamik och fenologi, samt restaureringarnas eventuella effekt på antalet rastare sett på artnivå.

Grågås

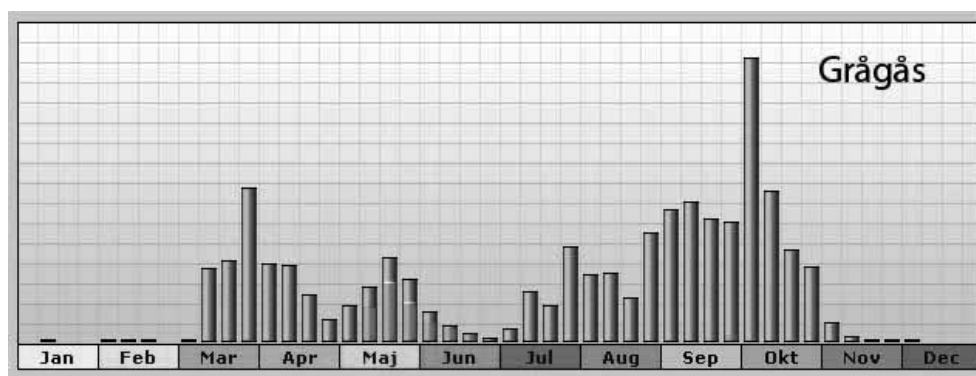
Under mitten av 1900-talet var grågåsen en ovanlig fågelart i Sverige. De få par som fanns, höll till på skärgårdarnas yttersta skär. Då kanadagåsen introducerats i Sverige på 1930-talet och började blir mer allmän under 1900-talets mitt, väcktes farhågor för att den skulle tränga tillbaka grågåsen än mer. Så blev det nu lyckligtvis inte. Istället ökade antalet grågäss i en då helt oförutsedd omfattning. Nu var det i inlandet som den stora expansionen kom. I början kunde förändringen noteras som ett ökat antal rastande och så småningom häckande fåglar. Till de tidiga häckningslokalerna hörde Angarnssjöängen.

Som figur 7 visar, har grågås setts de allra flesta av årets veckor. De första grågässen kommer i medeltal redan 2 mars, men med en variation på mellan 12 januari och 9 mars. Mer regelbundna blir grågässen omkring 15 mars och variationen mellan åren är liten: från 9 till 21 mars. Merparten av gässen ger sig av i slutet av oktober (28 oktober, variation 21 september [!] till 15 november). De allra sista lämnar ganska snart därefter Angarnområdet. Variationen är dock så stor som mellan 25 oktober och 15 december (i medeltal 20 november).

Fram till och med 1992 var grågåsen en sällsynt gäst under sträcket, men från och med 1993 blir Angarnssjöängen mer och mer populär som rastplats såväl vår som höst. Den första häckningen var dock så tidig som 1986 och därefter årlig med något eller några par fram till 1992, då den regionövergripande expansionen började återspeglas även i Angarnssjöängen. Den andra restaureringen gav nya miljöförhållanden i sjöängen som gässen attraherades av, till exempel de nötbetade strandängarna (se vidare häckfågelkapitlet). En förutsättning för den kraftiga ökningen i antalet rastande fåglar var samtidigt den generella uppgången i den svenska grågåsstammen, som inletts åren före denna restaurering.

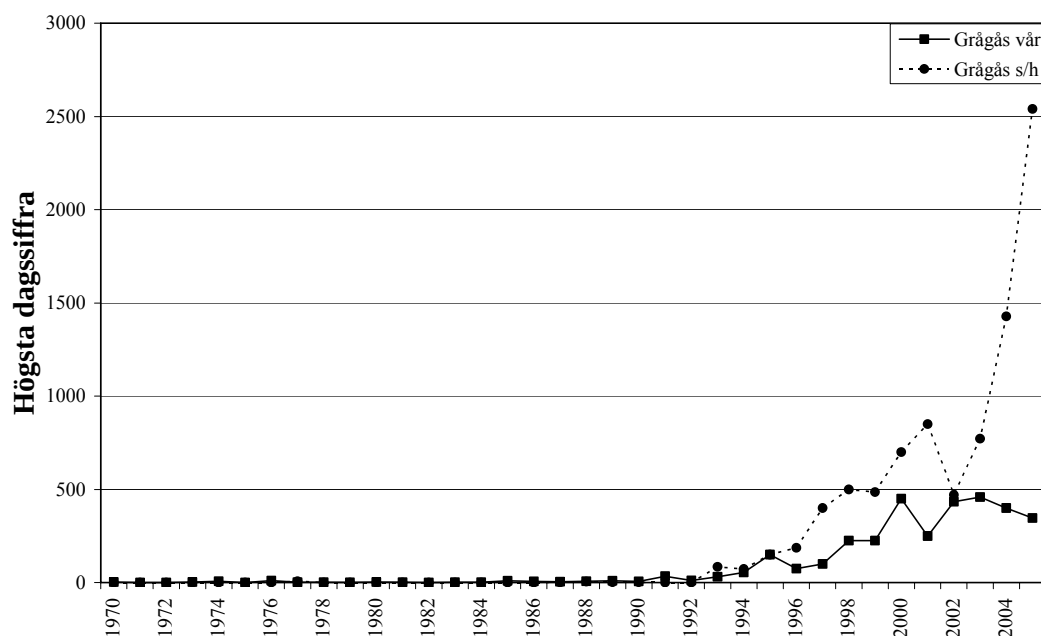
Årskurvan är tretoppig. Den första toppen är vårflyttande fåglar, den andra består av en komplicerad blandning av häckfåglar, ej häckande fåglar, ungar och fåglar som sträcker förbi sjöängen. Den utdragna toppen från juli till och med oktober är företrädesvis (höst)rastande fåglar.

Under 1970-talet och fram till 1983 var grågåsen inte årsviss i Angarnssjöängen, fyra av åren saknas helt observationer och vid den tiden var det mer normalt att se sädgås än grågås. Om det sågs några grågäss var det under vårsträcket. Åren 1974 och 1976 var toppår med åtta respektive elva exemplar som mest under en dag.



Figur 7. Antal rapporterade grågäss i Angarnområdet. Se metodavsnittet för en diskussion av relevansen hos presenterade data. De höga siffrorna i maj avser till en ansenlig del årets ungar. Data från Svalan, omfattande tiden 2001–2005. Staplarna är relativa värden som byggts på samtliga rapporterade fåglar den "bästa" veckan, i detta fall första oktoberveckan.

Grågås 1970-2005



Figur 8. Högsta antal grågäss under våren respektive sommaren/hösten. Heldragen kurva = vårobservationer, streckad kurva = höstobservationer.



Grågäss. Foto: Hans-Georg Wallentinus.



Hane av stjärtand. Foto: Daniel Pettersson.

Höstobservationer saknades nästan helt. År 1977 noteras dock sju exemplar, men det är inte förrän i mitten av 1980-talet, då arten började etablera sig som häckfågel, som det finns mer regelbundna höstnoteringar.

Antalet höstobservationer är få ända fram till och med 1992 och det finns flera år utan höstobservationer. I och med den andra restaureringen, i kombination med artens expansion, ökar mängden grågäss snabbt både under våren och på hösten. Från och med nu är det höstsiffrorna som är högre. Kanske att vårsiffrorna stabiliserats i början av 2000-talet på omkring 400 exemplar under bästa dagen, medan höstsiffrorna fortsätter att öka. Efter en plåtå på omkring 500 fåglar under 1900-talets sista år, har antalet nu nått ett högsta värde på 2 540 rastande under bästa dagen. Det antalet är från 2005.

Grågåsen häckar allmänt vid sjöängen men antalet häckande fåglar är lågt jämfört med antalet rastare. Angarnssjöängen är alltså en viktig rastlokal för grågäss på våren och ännu mer på hösten.

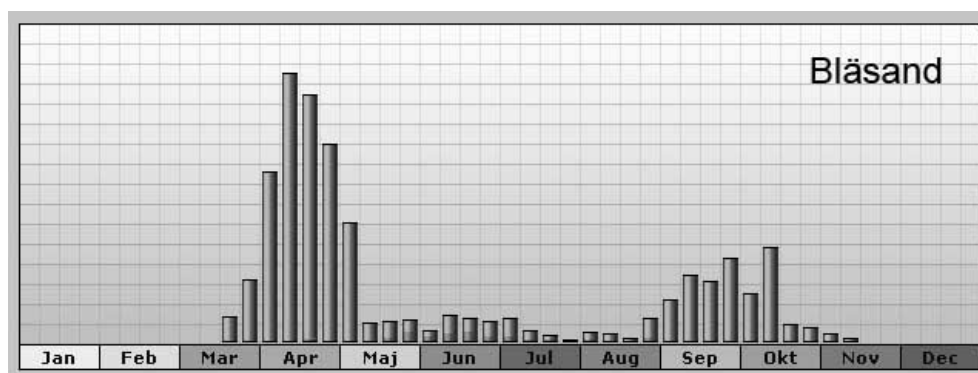
Slutsatser. Grågåsen har gynnats av restaureringen 1992–93. Ökningen vid sjöängen har gått parallellt med en kraftig ökning av grågässstammen. Ökningen under hösten är kraftigare än under våren. Häckningen vid sjöängen följer procentuellt ungefärligen antalet höstrastande fåglar.

Bläsand

Bläsanden har en årskurva med två maxima, ett kraftigt och talrikt vårsträck från mitten av mars fram till början av maj, samt ett lite mindre uttalat höststräck under september och första halvan av oktober. Att sträcket under hösten inte är så kraftigt förklaras av att fåglarna då tar en annan och östligare väg. Under höstens sträckperiod noteras i Upplands och Södermanlands skärgårdar ett mycket stort antal sträckande bläsänder, liksom längre söderut på kuststräcklokaler som Ölands södra udde.

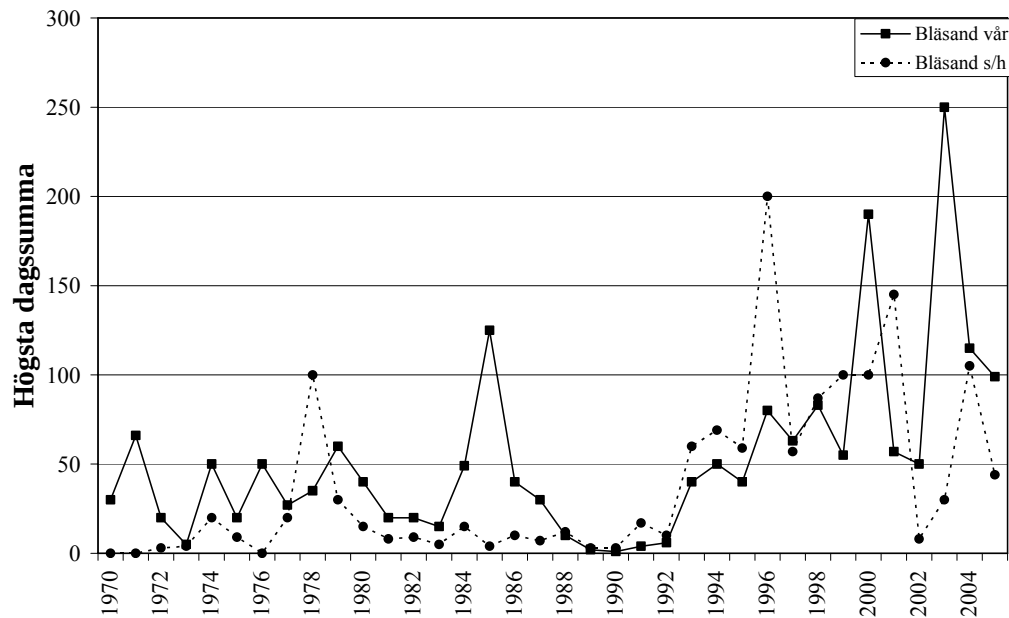
När bläsanden kommer, sker det i förhållandevis talrika flockar med en gång. Genomsnitt för de första fåglarna är 26 mars och för större eller mer regelbundet uppträdande grupper 1 april. På samma sätt försvinner de på hösten. Större eller regelbundet uppträdande flockar 26 oktober, de sista 9 november. Spridningen är från 18 mars till 11 april under våren och 14 oktober till 17 december (!) under hösten. Det senaste datumet kommer från år 2000, då hösten var mycket mild och många änder stannade länge.

Bläsanden är sällsynt häckare vid sjöängen. Observationer från början av juni till augusti gäller antagligen ruggningssträckande fåglar eller över-somrare. Bland dem dominerar hanar starkt.



Figur 9. Antal observerade bläsänder i Angarnområdet. Data från Svalan, omfattande tiden 2001–2005.

Bläsand 1970-2005



Figur 10. Högsta antal bläsänder under våren respektive sommaren/hösten.

Rastande bläsänder har haft bra år efter andra restaureringen (figur 10). Det är tveksamt om toppen 1985 har något samband med den första restaureringen. Under våren har antalet rastande fåglar bästa dagen gått upp från omkring 40 exemplar till 60 exemplar och på hösten från omkring tio exemplar till 60 exemplar (men med stora svängningar). De öppna vatten- ytor som skapades i och med restaureringen har säkert haft stor effekt.

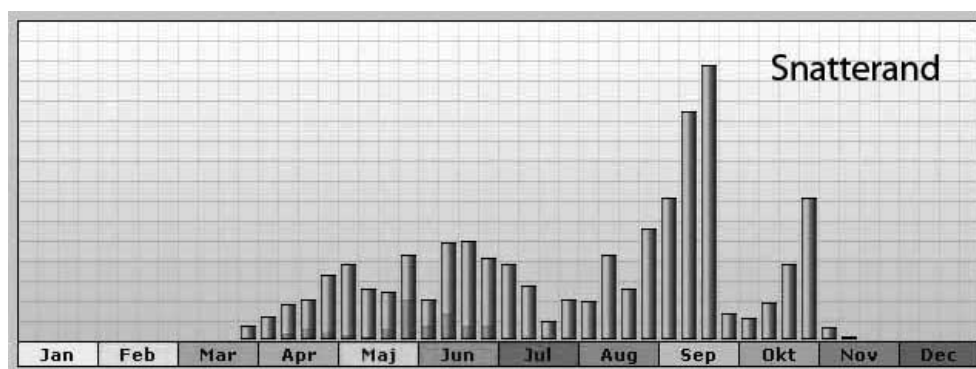
Slutsatser. Bläsänderna har svarat positivt på den andra restaurerings- omgången 1992–93. Antalen svänger dock starkt efter 1994, så storleken på ökningen är svår att avgöra. Perioden mellan restaureringarna är bläsän- derna mycket fåtaliga vid sjöängen. Ökningen, både vår och höst är statis- tiskt säker när perioden före 1985 och efter 1992 jämförs (***). Jämförs perioden före 1985 med mellanperioden finns ingen säkerställd skillnad.

Snatterand

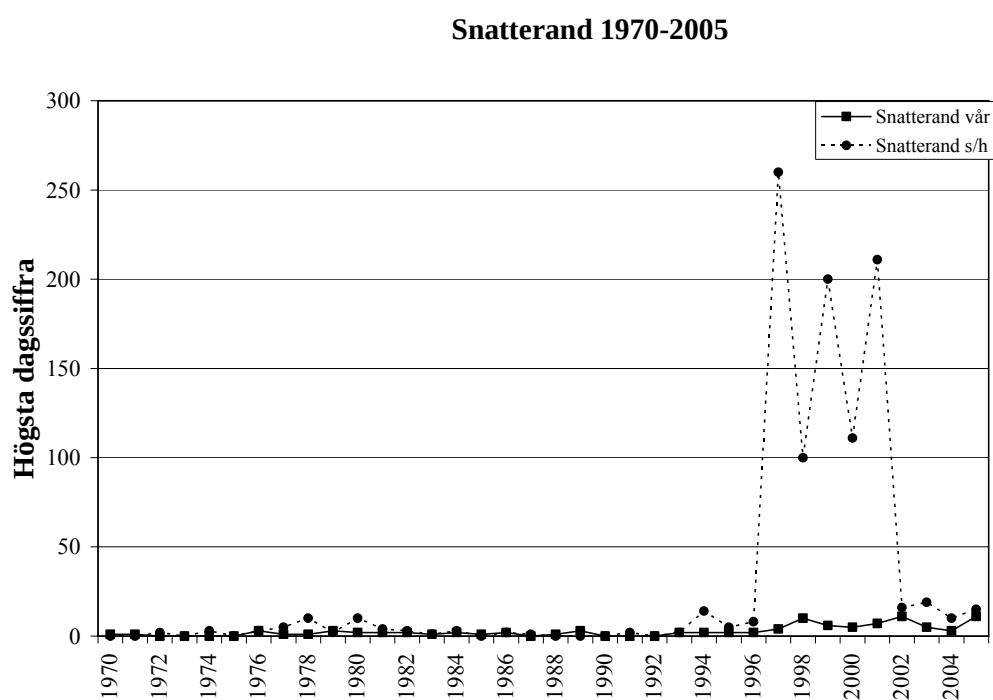
Snatteranden uppvisar en antalsfördelning över året som skiljer sig från de andra andfåglarna. Arten finns i låg numerär från april till och med juli och häckar i enstaka par vissa år. Från början av augusti drar antalen vissa år iväg kraftigt eftersom vuxna fåglar (först hanar sedan honor) och ungfåglar söker sig till sjöängen. En gissning kan vara att de rekryteras från inre skärgården i främst Täby, Vaxholms och Österåkers kommuner. Resultatet av detta ”mellansträck” syns hela augusti och september, men även i okto- ber och delar av november är snatteranden en vanlig syn dessa år (figur 11). Men det är trots allt inte så många år det skett. Endast 1997–2001 har mängden rastande snatteränder varit exceptionellt stort. Före 1994 har Angarnssjöängen endast undantagsvis använts under eftersommaren/hösten, främst åren 1977–1981 (se figur 11). Efter maximumåren, det vill säga från 2002 och framåt har höstantalet balanserat kring 20 exemplar, det vill säga mer än före restaureringen.

Snatterand börjar uppträda vid Angarnssjöängen någon av de första dagarna i april (genomsnitt 4 april 2001–2005, variationen är 27 mars–12 april) och lämnar normalt sjöängen i oktober, men det finns en variation mellan 7 september och 17 december åren 2000–2005. Figur 12 visar att mängden snatteränder har varit betydligt högre under perioden efter senaste restaure- ringen än före denna. Genom att antalet snatteränder ”normala” år är för- hållandevis lågt, blir det svårt att ge någon exakt siffra på restaurerings- effekten.

Liksom för grågåsens del kan det vara ett sammanträffande i tiden med en lokal populationsökning, men det är ändå inte osannolikt att förhållandena i sjöängen förbättrats för snatteranden i och med restaureringen. Denna effekt syns ju också hos både gräsand och stjärtand (nedan).



Figur 11. Antalet snatteränder i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005.



Figur 12. Högsta antal snatteränder under våren respektive sommaren/hösten.

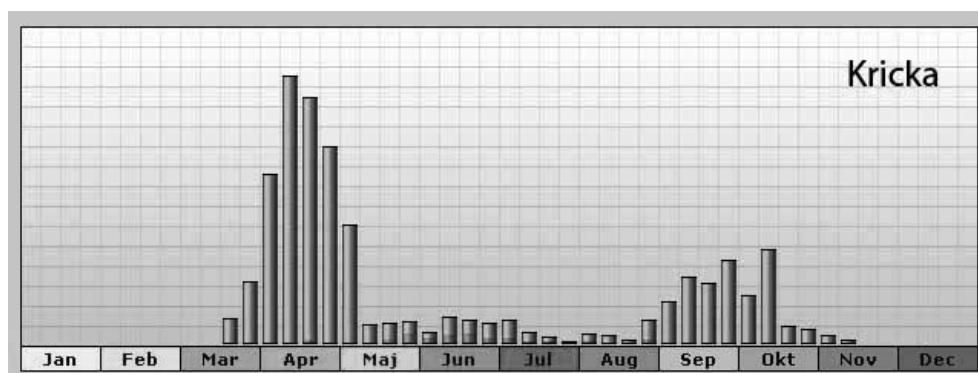
Slutsatser. Snatteranden har reagerat positivt på den andra restaureringen. Några höstar har antalet rastande snatteränder varit anmärkningsvärt högt. Skillnaden mellan perioden före första restaurering och efter den andra är statistiskt säker både vad gäller höst- och vårvärden (***).

Kricka

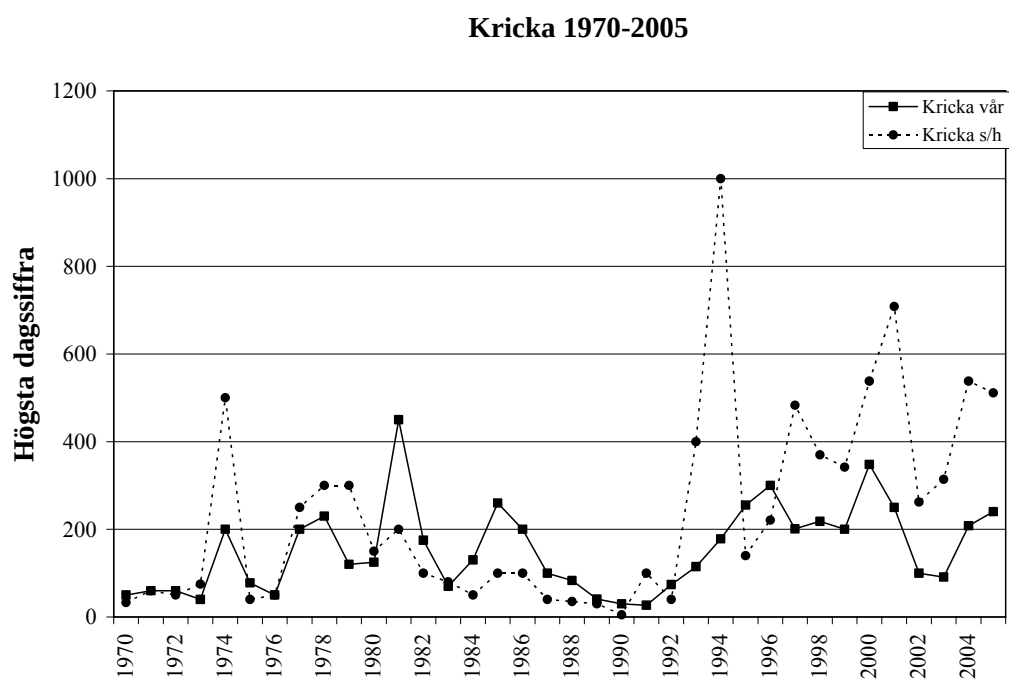
Mer allmänt återkommer krickan 2001–2005 i medeltal 29 mars (24 mars–2 april), medan de första uppträder 24 mars (16 mars–1 april). Krickorna kommer i ganska hög numerär ganska snabbt (figur 13), men i början av maj är vårsträcket över. Rastande krickor finns i större antal under september och första halvan av oktober. I november försvinner krickorna, mer allmän förekomst upphör 8 november (27 oktober–15 november) och de allra sista ger sig av omkring 25 november (1 november–24 december [!]). Observationer i juni–juli rör framförallt hanar på ruggningssträck eller översomrare som ruggar i sjöängen; nordliga hanar anländer talrikt i slutet av juni för att rugga.

Antalet vår-rastare har ökat från 136 exemplar i medeltal av åren 1970–1984 till 208 åren 1993–2005. Genom de kraftiga svängningarna mellan åren har inte siffrorna högsta signifikans (figur 14). Från 1993 har höst-rastarna som regel varit fler än vår-rastarna, före 1985 var det ungefär jämnt mellan vår och höst, 136 mot 149 som medeltal 1970–1984 respektive 1993–2005. Höstsiffran bästa dagen har i medeltal mer än fördubblats, från 149 till 448 (medianvärde 400 exemplar). Ökningen är statistiskt säker med högsta signifikans. Torråren 2002–2003 utmärker sig med generellt låga höstsiffror bägge åren och låg vårsiffra 2003. År 1994, det vill säga året efter den andra restaureringen, fanns ett rekordartat antal krickor i sjöängen under hösten, ungefär 1 000 stycken.

Slutsatser. Krickan har gynnats av den andra restaureringen, men vårantalet är inte mycket högre än under perioden 1974–1985. Däremot har antalet höstrastande fåglar ökat markant. Antalen mellan restaureringarna är låga. Kurvan över häckande krickor följer i stort sett de allmänna tendenserna hos rastande fåglar. Ökningen under våren är statistiskt säker (**), men på en något lägre nivå än förändringen under hösten (***). Nedgången mellan restaureringarna är svagt signifikant vad gäller höstvärdena (*). Hos vårvärdena finns ingen signifikant skillnad.



Figur 13. Antalet krickor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005.



Figur 14. Högsta antal krickor under våren respektive sommaren/hösten.

Gräsand

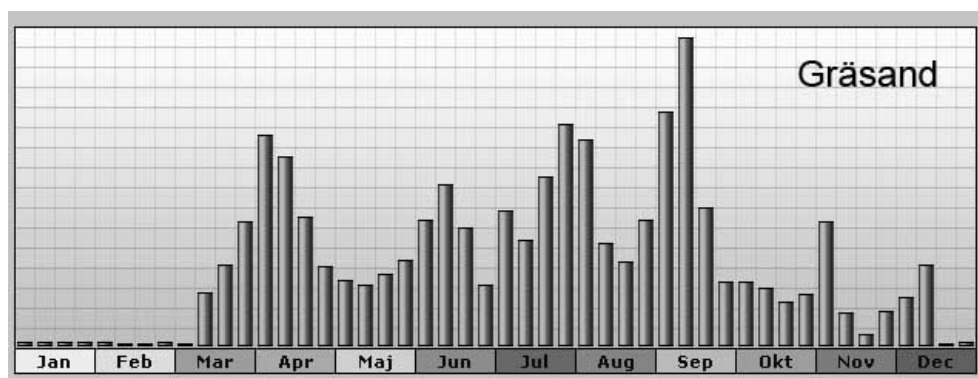
Våtmarkernas karaktärsand framför andra är gräsanden. Gräsänderna börjar återvända så fort det finns något öppet vatten att landa i, ibland ännu tidigare. Det betyder att arten kan finnas i området årets alla veckor. Normalt börjar de dock anlända i mitten av mars och kan finnas kvar till in i december, även om de flesta redan lämnat sjöängen en månad tidigare.

Årets första observation varierar mellan 5 och 25 januari, medan medeldatum då gräsänderna återvänder i något större mängder är 16 mars (variation 10–25 mars). På hösten har de flesta i medeltal dragit bort 23 november (2 november - 15 december), medan den senaste gräsanden noterades i medeltal 13 december (variation 22 november - 27 december). Tillgången på öppet vatten är helt avgörande för när sista observationsdag inträffar.

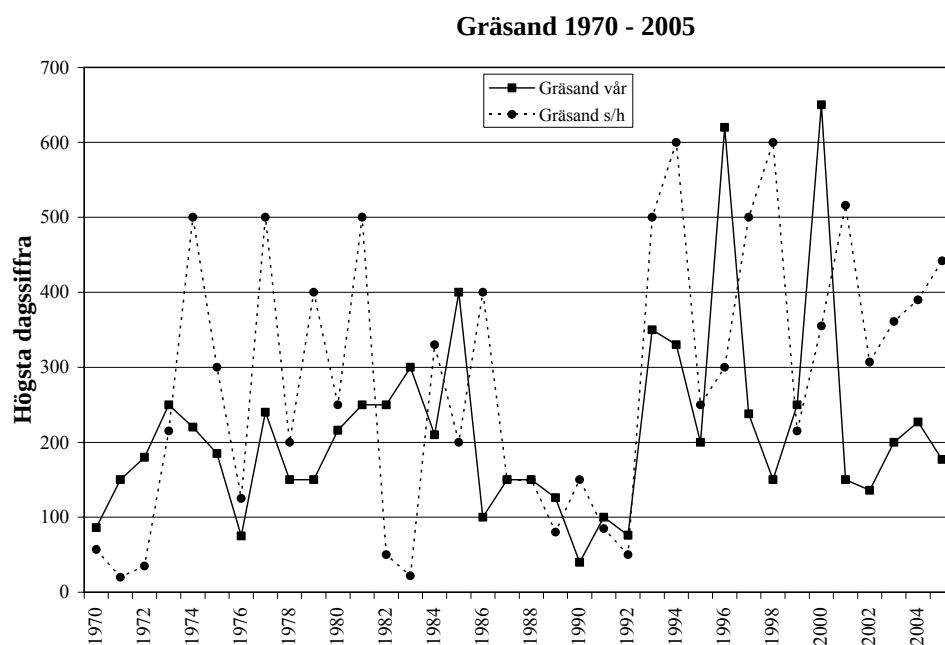
Gräsänderna visar en flertoppig årskurva. I mars/april sker det huvudsakliga vårsträcket. Den stora variationen under sommarmånaderna beror till stor del på ”ruggningsflyttning” och översomring. Från september sker det huvudsakliga höststräcket.

Gräsändernas vårnumerär (mätt som högsta dagssiffra) har varierat över perioden från 1970 och framåt (figur 16). Vad som är påtagligt är dock, hur låga maximum-antalen var från första restaureringen 1984–85 fram till den andra restaureringen 1992–93. Den andra restaureringen ger en påtaglig effekt och efter ett antal år med kraftiga antalssvängningar verkar numerären nu stabilisera sig på ungefär samma nivå som före restaureringarna. En liknande bild gäller hösten. De mycket kraftiga årsvariationerna gör bedömningen osäker, men även under hösten finns tendensen att antalen under de senaste tio åren ligger något högre än motsvarande värden fram till 1980-talets första del. Mellan restaureringarna är antalet under hösten lågt, liksom motsvarande vårperioder.

Slutsatser. Gräsanden har inte reagerat speciellt starkt på restaureringen, även om toppåren efter den andra restaureringen är högre än förut. Det gäller såväl vår- som höstsiffrorna. Kurvan för häckande gräsänder är ganska olik de för rastande gräsänder. En restaureringseffekt kan spåras men den inleddes redan efter första restaureringen. År 1999 var ett dåligt år för häckande gräsänder medan det var ett medelår för vårrastande gräsänder. Året var ett dåligt år för höstrastande, dock inte så mycket sämre än 1995 som var ett av de bästa häckningsåren.



Figur 15. Antal rapporterade gräsänder i Angarnområdet. Data från Svalan omfattande tiden 2001–2005.



Figur 16. Högsta antal gräsänder under våren respektive sommaren/hösten.

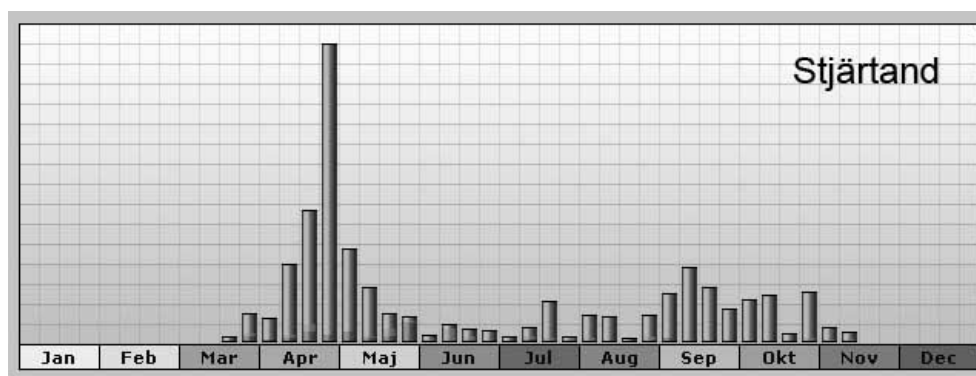
Skillnaden i gräsandens höstnumerär före 1985 och efter 1992 är statistiskt säker på mellannivån (**). Vårvärdena är inte skilda. Nedgången i vårvärdena mellan restaureringarna jämfört med perioden före första restaureringen är statistiskt säker på lägsta nivån (*).

Stjärtand

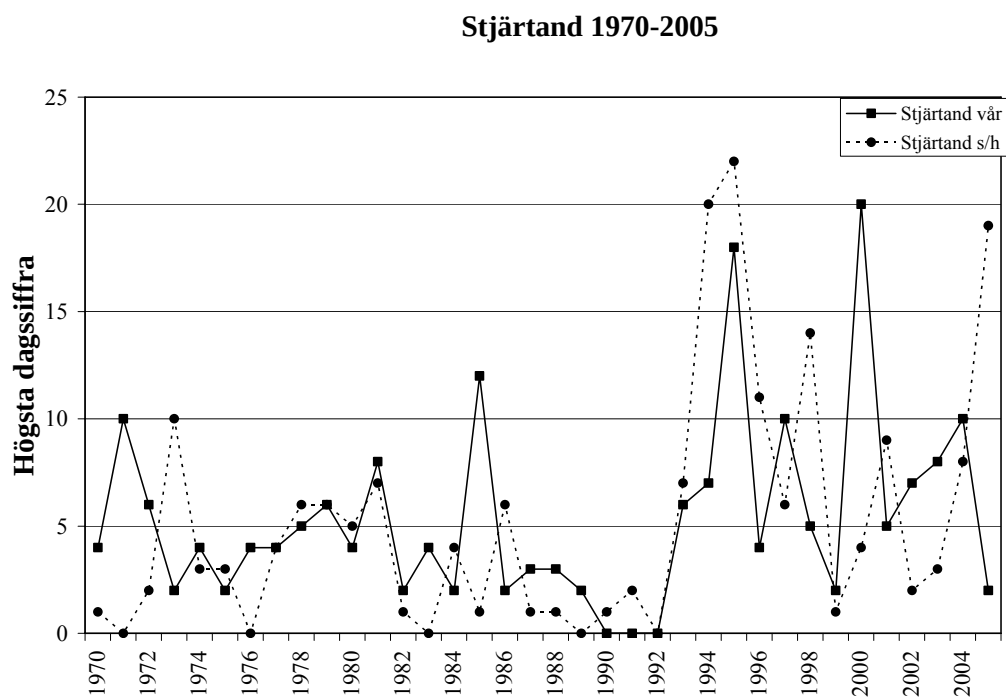
De första stjärtänderna anländer strax efter islossningen. Medelankomstdatum 2001–2005 är 6 april, med variationen 18 mars (enstaka observationer, mer regelbunden från 12 april) till 14 april. Under hösten är variationen större, liksom för gräsanden, med medeldatum för sista observation 28 oktober (variationen: 14 oktober–10 november, en extremt sen observation 10 december oräknad).

Stjärtanden uppträder på ett annat sätt än gräsanden, med ett tydligt vårsträck under loppet av 4–5 veckor i april och början av maj och en flackare höststräcksperiod som sträcker sig över månaderna september och oktober. Jämfört med gräsand och kricka är stjärtanden fåtalig med maximiantal omkring 20 exemplar bästa dagen. Liksom för gräsänderna gäller att mellanårsvariationen är stor och liksom för gräsanden syns ett mycket uttalat minimum åren mellan restaureringarna. Efter andra restaureringen har årsmaxima stabiliserats till något över den nivå som gällde 1970–1984. Vårvärdena är i medeltal 4,47 före och 8,00 exemplar per år efter restaurering, höstvärdena 3,47 respektive 9,69 exemplar per år under hösten. Efter som svängningarna mellan åren är så kraftiga kan det ändå handla om en årsberoende variation och inte en effekt av restaureringen.

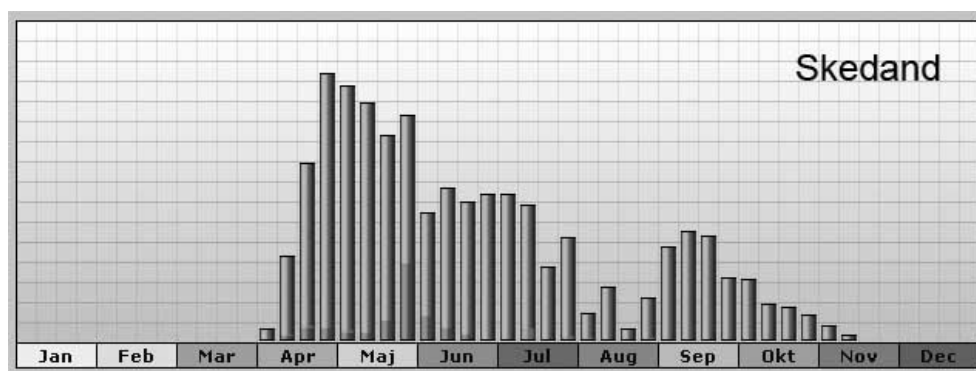
Slutsatser. Stjärtanden har reagerat positivt på den andra restaureringen, både vår- och höstvärdena är högre än före den första restaureringen 1984–85. För vårvärdena före 1985 och efter 1992 finns lägsta graden av signifikans (*), medan säkerheten för förändring av höstvärdena har något högre säkerhet (**). För mellanperioden är minskningen statistiskt säker för vårvärdena (*)



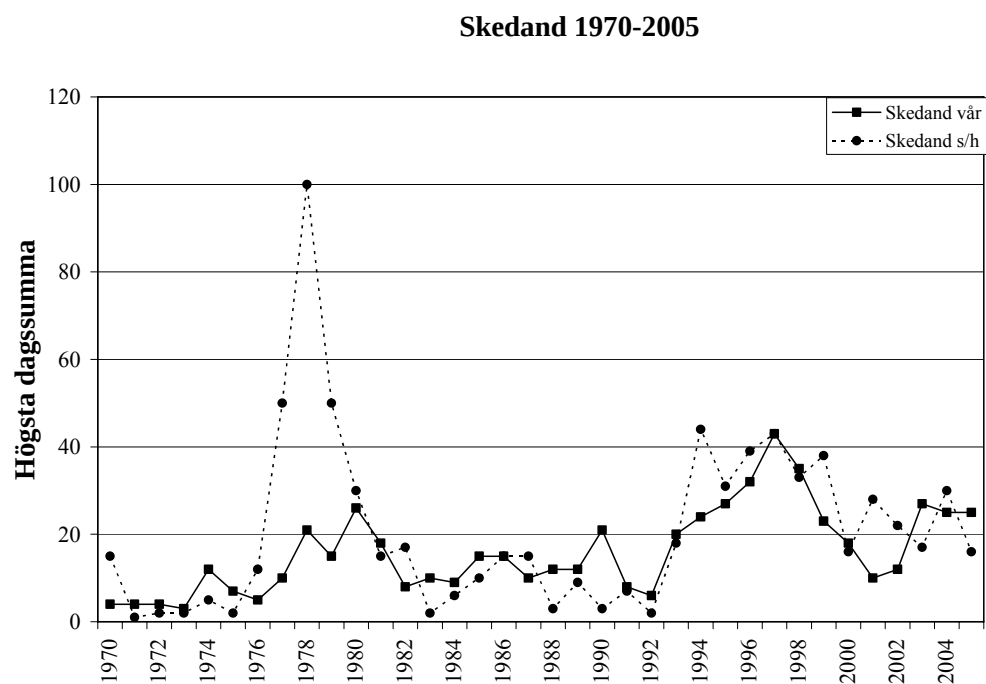
Figur 17. Antalet rapporterade stjärtänder i Angarnområdet 2001–2005.



Figur 18. Högsta antal stjärtänder under våren respektive sommaren/hösten.



Figur 19. Antalet skedänder som observerats i Angarnområdet 2001–2005.



Figur 20. Högsta antal skedänder under våren respektive sommaren/hösten.

Skedand

Skedanden anländer förhållandevis punktligt, omkring 11 april (variation 6–20 april) perioden 2001–2005. De sista ger sig av omkring 20 oktober (variation 5 oktober–10 november). De största antalen rapporteras i månads-skiftet april–maj och därefter sjunker antalet ganska jämnt under året, men med en mindre topp under september, som antagligen visar på den huvudsakliga sträcktiden under hösten.

Maximumantalet skedänder ligger före första restaureringen på i medeltal omkring tio exemplar under såväl vår som sommar/höst. Perioden 1977–1981 avviker med extremt höga sommar/höst-siffror och till dels även vårsiffror. En hösttopp är 1978 då högsta noterade antal var 100 individer, att jämföra med toppåren efter den andra restaureringen, då värdena pendlade kring eller strax under 40 exemplar. Också perioden 1993–1998 avviker genom att visa en positiv restaureringseffekt. Efter den andra restaureringen ligger såväl vår- som höstvärdena i medeltal högre än de gjorde 1970–78 och 1985–93.

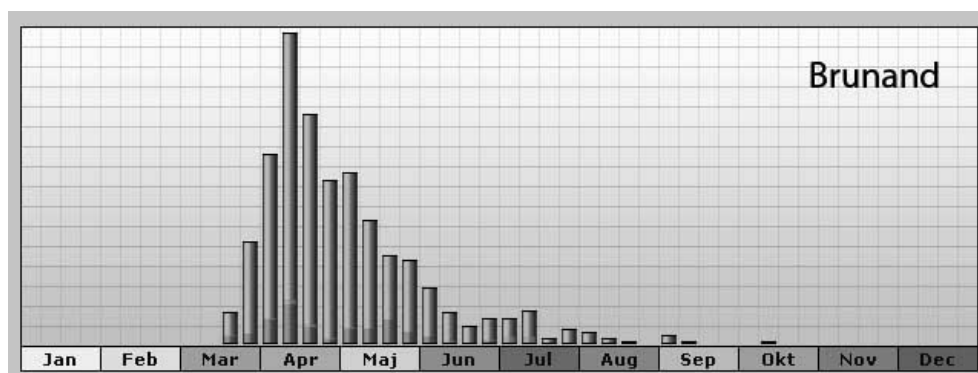
Slutsatser. Skedanden har gynnats av den andra restaureringen. Både antalet fåglar vår- och höst har ökat. Däremot framgår inte någon säker minskning under perioden mellan restaureringarna. Efter 1997 förefaller det som om antalet rastare har gått tillbaka en aning. Det motsvaras av en viss minskning av antalet häckare som inleddes samma år.

För skedanden är ökningen under våren statistiskt säker på högsta nivå (***) om perioden före 1985 jämförs med perioden efter 1992. Ökningen under hösten har dock bara lägsta graden av säkerhet (*). Det syns ingen skillnad mellan perioden före 1985 och perioden mellan restaureringarna.

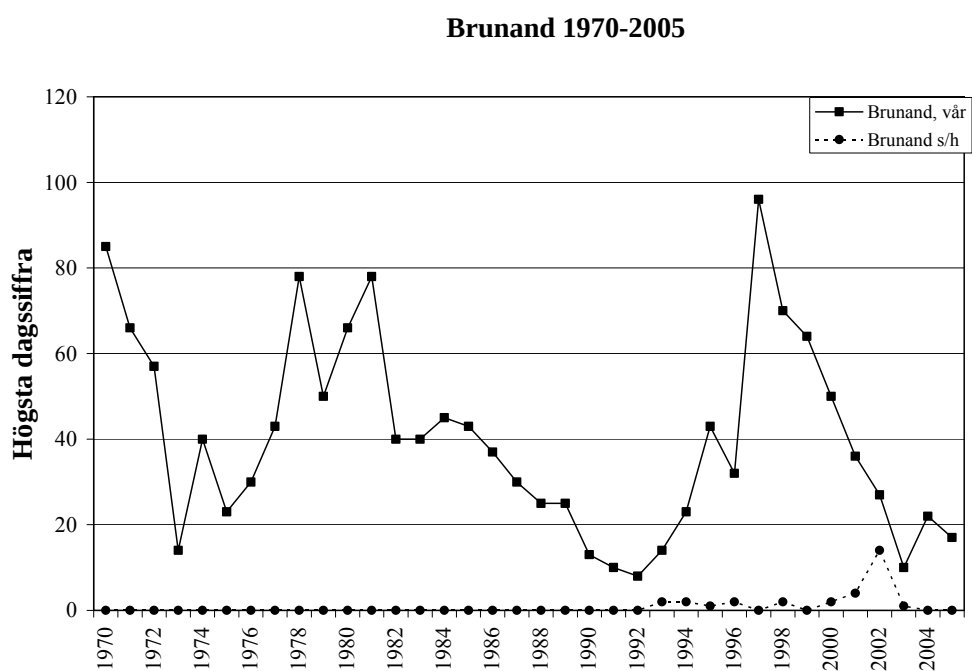
Brunand

Brunanden, liksom övriga dykänder, visar samma mönster som ett antal simänder, det vill säga många fåglar i april, därefter sjunkande numerär. Ett antal brunänder stannar för att häcka. Hanarna sträcker bort och honorna är svåra att se, men observeras oftare när de har ungar. Så fort ungarna blivit flygga försvinner såväl ungar som honor från sjöängen. Fåglar som ses under sensommaren är ungar som fötts i sjöängen. Avsaknaden av sommar-/höstobservationer beror på misslyckad häckning.

Brunänderna kommer till Angarnssjöängen de sista dagarna i mars, medeldatum för de första är 27 mars (21 mars–3 april), medan de har blivit mer vanliga redan 1 april (23 mars–6 april). Tre av åren på 2000-talet ses de sista exemplaren under sista juniveckan (26, 26, resp. 29 juni), medan det under de övriga åren rapporterats 20 augusti, 15 september, samt så sent som 13 oktober.



Figur 21. Antal brunänder i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005.



Figur 22. Högsta antal brunänder per år åren 1970–2005.

Brunandens antalsutveckling som rastare är mycket märklig (figur 22). Åren 1970–81 låg toppnummerären omkring 60 exemplar, förutom ett dropp i mitten av 1970-talet, då antalet gick ned till omkring 30 exemplar som maximumvärde. Från 1984 skedde en stadig tillbakagång fram till 1992, det vill säga mellan restaureringarna. Sedan blev det en restaureringseffekt som höll i sig till 1998. Därefter skedde en mycket markerad tillbakagång ned till maximumvärden i nivå med tidigare bottenperioder omkring 1980 och 1990. Hos brunand finns en allmän (och oroande) tillbakagång hos arten som åtminstone delvis återspeglas i de vikande årssiffrorna, men även kvaliteten hos sjöängen kan ha förändrats negativt.

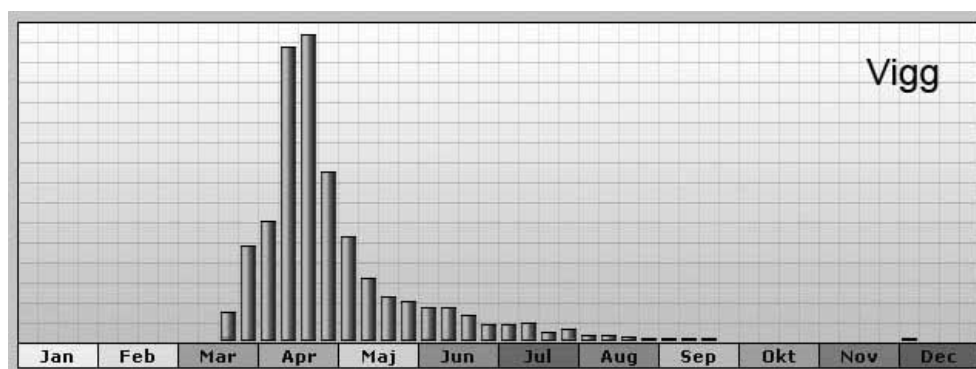
Slutsatser. Hur brunänderna reagerat på restaureringarna är inte helt enkelt att klargöra. Beroende på generella populationssvängningar har antalen gått ned kraftigt efter 1997. Klart verkar dock att antalet höstrastare, som aldrig är speciellt många, har ökat. Perioden fram till andra restaureringen har antalet sjunkit generellt. Åtminstone delvis borde detta vara en effekt av att sjöängen växte igen. Antalet häckande par brunänder följer mycket vackert kurvan för vårrastare, men minskningen är inte lika dramatisk som för rastarna.

Vigg

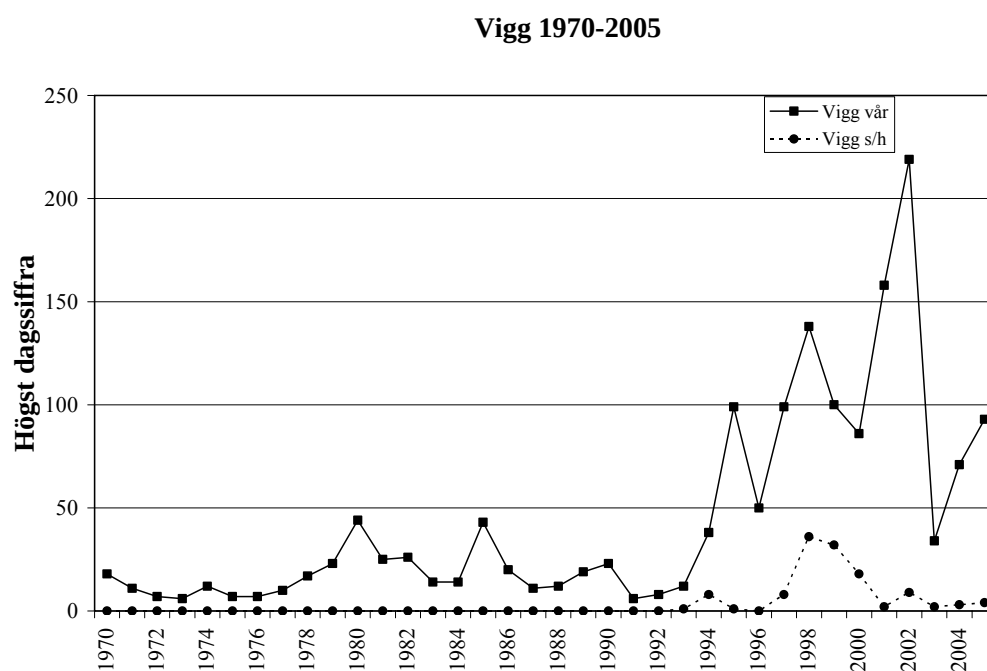
Viggarna följer nästan exakt samma mönster i sitt uppträdande som brunand, men toppen är kortare och mer markerad (jämför figur 23). Vigg är den enda dykanden med större antal rastande fåglar. Vigg kommer till sjöängen i medeltal 26 mars och blir vanlig näst intill samma dag. Variationen mellan åren är 18 mars–2 april. Liksom för brunand skiljer sig sista observationsdatum mycket kraftigt, från 5 juli till 17 december. Trots detta måste sena fåglar betraktas som ovanliga eller sällsynta.

Maxantalet exemplar bästa vårdagen ligger förhållandevis konstant under perioden 1970–1993 (figur 24). Därefter sker en ökning, men med stora ojämnheter mellan åren, liksom för de andra dykänderna beroende på vattentillgång. Det blir en tydlig restaureringseffekt med början 1994 och antalet vigg har, med reservation för de kraftiga svängningarna mellan åren, stabiliserat sig på strax under hundra exemplar. Det syns alltså inte någon större negativ effekt mellan restaureringarna, till skillnad från många andra arter.

Slutsatser. Vigg har påverkats positivt av den andra restaureringen eftersom det skapades öppna vattenspeglar. Den största ökningen finns under våren, men även höstsiffrorna har gått upp. Den första restaureringen gjorde varken till eller ifrån. Även antalet häckande vigg har påverkats positivt av den andra restaureringen. Både vår- och höstvärdena är statistiskt säkra på högsta nivån (***) om perioderna före 1985 och efter 1992 jämförs. Mellanperioden avviker inte från perioden före 1985.



Figur 23. Antal viggas i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005.



Figur 24. Högsta antal viggas per år åren 1970–2005.

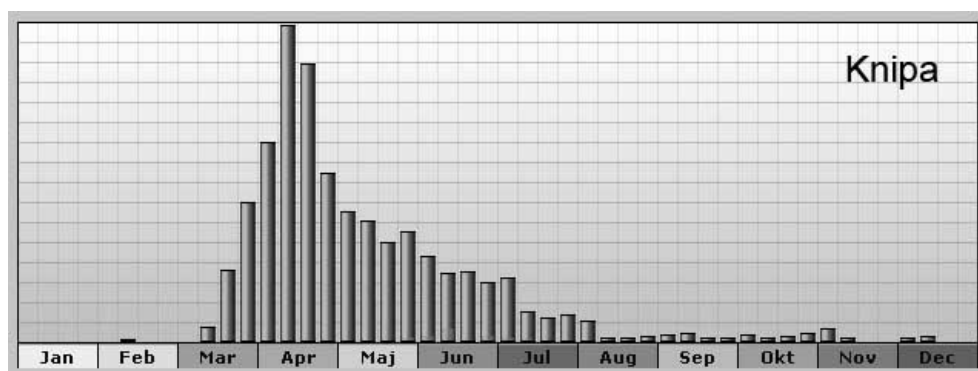
Knipa

Även knipan följer mönstret med höga antal under vårsträcket och stadigt avklingande mängder under sommaren och förhösten. Från början av augusti finns bara ströobservationer. Knipa häckar ganska allmänt runt sjöängen, vilket påverkar kurvans utseende. Knipan kommer normalt i andra halvan av mars, men ett år fanns knipa i sjöängen redan 8 februari. Medeldatum för fyra år är 19 mars, men variationen är 12 mars–2 april. Mer allmän börjar arten bli omkring 25 mars (18 mars–2 april). Det finns en tydlig tendens att när de första exemplaren är tidiga, dröjer det längre tid tills arten börjar bli mer allmän, men sena vårar kommer det stora mängder på en gång. Det här är samma bild som i hela Östsverige: så fort en å går upp, så kommer det snabbt en eller flera knipor (figur 25).

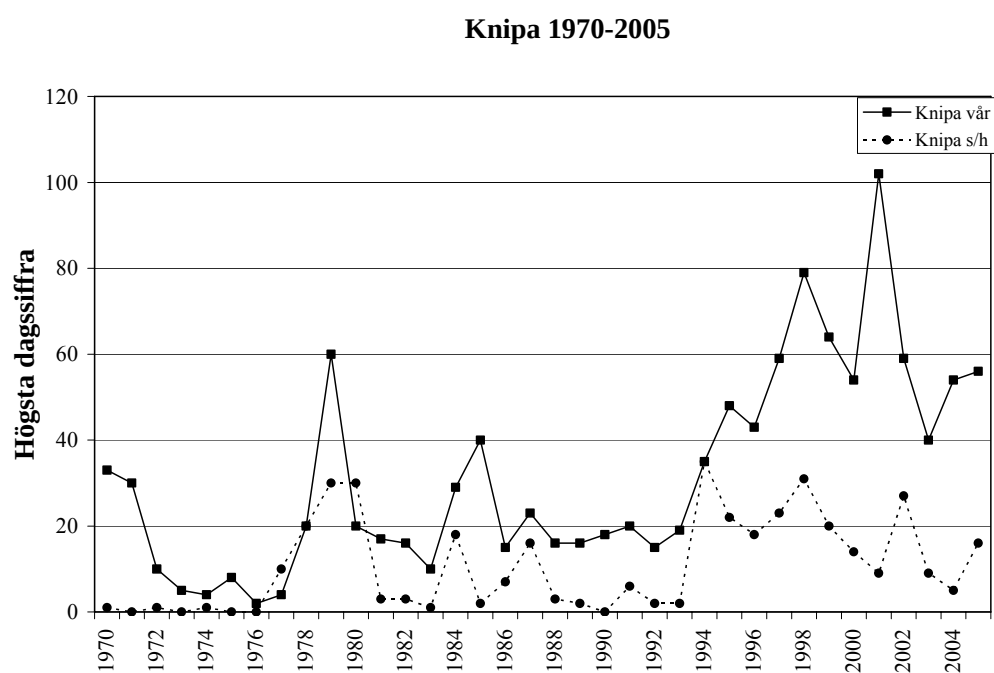
Sett till årsmaximum, hade knipan ett uttalat minimum under nästan hela 1970-talet med siffror kring 15–20 exemplar. Perioden 1978–1993 har antalet legat ganska konstant kring strax under 20 exemplar, med undantag för 1979 då antalet var uppe i 60 exemplar, samt åren kring den första restaureringen då antalet låg på 30–40 exemplar. Någon negativ effekt under perioden mellan restaureringarna kan inte ses. Den andra restaureringen inledde en fas med ökande antal knipor. Medeltal för vårmaximum ligger på omkring 55 exemplar, det vill säga en tredubbling mot före restaureringarna. Även höstnoterade knipor har ökat från, som regel, en blygsam nivå till omkring 20 exemplar (figur 26).

Slutsatser. Knipan har reagerat positivt på den andra restaureringen 1992–93. Både antalet vår och höst har ökat. Någon effekt av den första restaureringen 1984–85 kan inte ses. Knipan har ökat som häckfågel genom hela undersökningsperioden från 1978 och de svängningar som ses hos rastande fåglar återspeglas inte hos häckarna. År 2003 var dock ett mycket dåligt år för häckarna, liksom för vårrastarna.

Förändringen under våren är statistiskt säker på högsta nivån (***) och på hösten på mellannivån (**) om perioderna före första restaureringen och efter den andra jämförs.



Figur 25. Antal observerade knipor i Angarnområdet. Data från Svalan, omfattande tiden 2001–2005.



Figur 26. Högsta antal knipor per år åren 1970–2005.

Sothöna

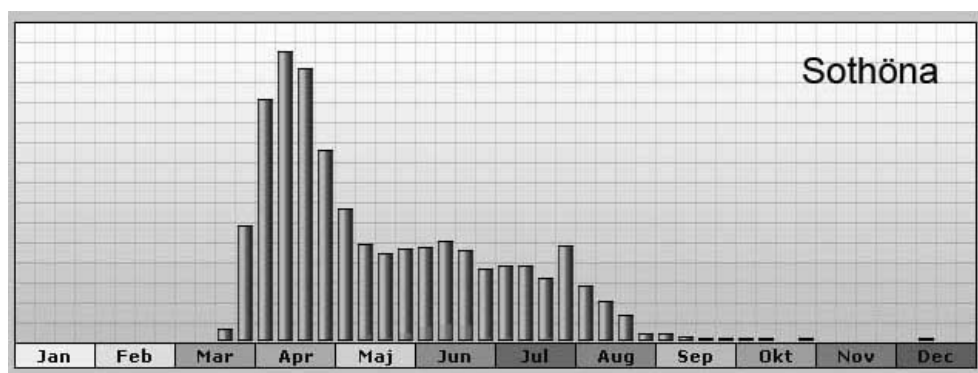
Sothönan är ytterligare ett exempel på en art som rastar på våren men inte på hösten (med något undantag). Eftersom sothönan är en av de vanligaste häckarna i sjöängen, hålls antalssiffrorna uppe under perioden maj till mitten av augusti. De första sothönsen dyker upp i medeltal 26 mars och blir vanliga bara ett par dagar senare. Ankomstdatum varierar från 19 mars till 1 april.

Inventeringsmaterialet de första åren av 1970-talet är osäkert och har därför inte tagits med i figur 28. Svängningarna mellan åren är stora, men det glidande treårsmedelvärdet visar på mer konstanta förhållanden 1975–82 på drygt 250 exemplar. År 1982 inleds en tillbakagång som inte slutar förrän 1993. Då har antalet observerade sothöns backat från cirka 280 till drygt 20. Efter den andra restaureringen har maximumantalet stigit ända fram till 2001 då antalet exemplar (glidande treårsmedelvärden) var uppe omkring 500. Därefter har de skett en stabilisering i antalet. Kurvorna i figur 28 följer i viss mån data från de svenska vinterfågelräkningarna, som visar ett uttalat minimum i slutet av 1980-talet och början av 1990-talet. Detta beskrivs i kapitlet om häckande fåglar. Därför går det inte att påstå, att de låga talen åren kring 1990 skulle bero på den misslyckade restaureringen 1984–85. Mest sannolikt är det en kombinerad effekt av liten population och dålig rastmiljö, eftersom sothönsen inte började återkomma förrän efter den andra restaureringen och sothönsens antal i vinterfågelräkningarna började stiga redan 1990.

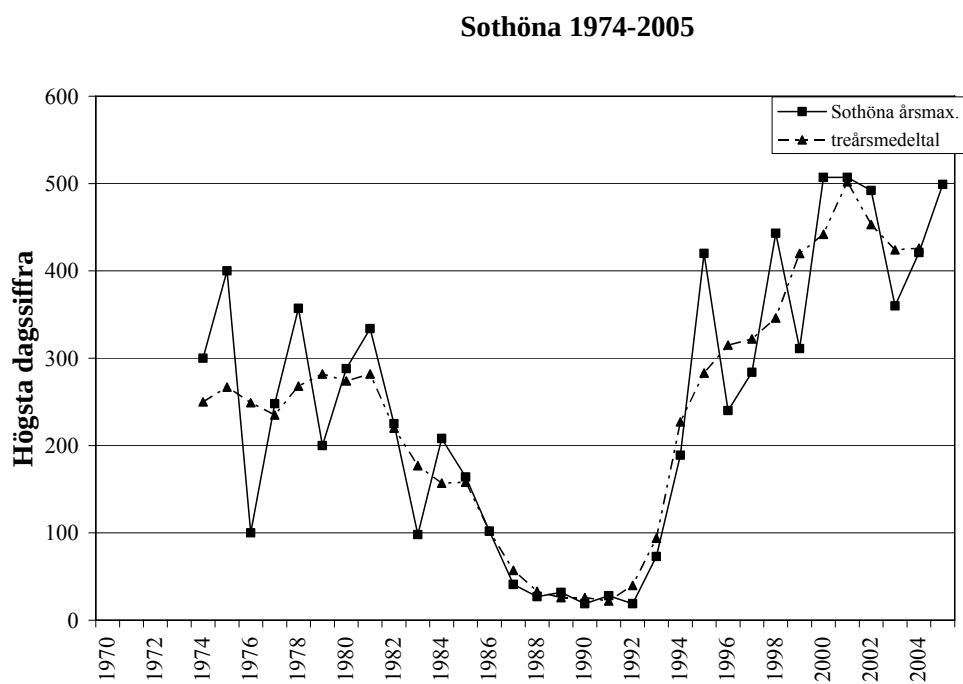
Av de fåglar som uppehåller sig i sjöängen är ett antal sådana exemplar som sedan häckar på platsen. Undantag är de tidiga rastarna som antingen flyttar vidare eller sprider sig till sjöar i trakten. Efter häckningen försvinner sothönsfamiljerna från sjöängen och höstsiffrorna är normalt låga. Undantag är år 2005 med en toppsiffra på 500 exemplar. En orsak skulle kunna vara att det finns många häckande fåglar med många ungar efter restaureringen och det är först på senare tid som räkning av sothöns gjorts under rätt period.

Slutsatser. Sothönorna har ökat starkt under perioden efter den andra restaureringen. Detta är en kombinerad effekt av en generell beståndsökning och att bättre förhållanden skapades för dem. Antalet häckande sothönspar är nästan en spegelbild av antalet vårrastare, i varje fall från ungefär 1995 och framåt. Som påpekats tidigare är detta i sin tur en reflexion av sothönebeståndet generellt.

Antalet fåglar före första restaureringen och i mellanperioden visar en statistiskt säker minskning (***), medan ökningen mellan före och efter restaureringarna visar en statistisk säkerhet på lägsta nivån (*). Eftersom sothönsens numerär i stort styrs av bestånden regionalt, är detta samband inte att i första hand se som en effekt av restaureringsåtgärderna



Figur 27. Antal sothöns i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005.



Figur 28. Högsta antal sothöns per år åren 1970–2004.

Småsnäppa

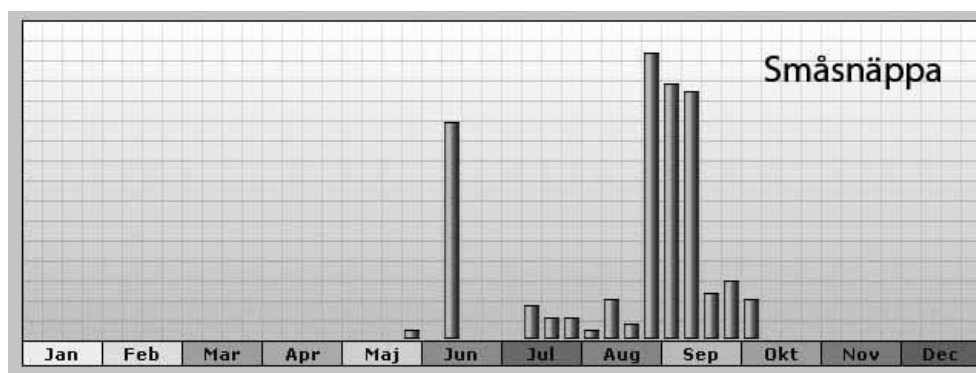
Småsnäppa är, tillsammans med mosnäppa, de verkligt små snäpporna i det här sammanhanget. Bägge arterna har observerats i Angarnområdet under hela undersökningsperioden, men i varierande antal.

Småsnäppa påträffas, till skillnad från mosnäppa, främst under höststräcket. Småsnäppa, liksom spovsnäppa, är mycket sällsynt i Uppland under vårsträcket. Därför finns det för få vårobservationer i Svalan för att få något tillförlitligt datum på när de första småsnäpporna rastar vid Angarnssjöängen. Från de två år där det över huvud taget finns vårobservationer att döma verkar det som om småsnäpporna kommer ganska sent, i månads-skiftet maj–juni. Det beror liksom för kärrsnäppa på, att de ska långt norrut och inte har någon fördel av att komma fram till häckplatserna på tundran innan den börjar tina. Återsträcket inleds i mitten/slutet av juli, även om sträcket kan utebli vissa år (medianvärde 2000–2005: 26 juli, variation: 11 juli–25 augusti) och de sista småsnäpporna ses oftast i början av september (medianvärde: 4 september, variationsbredd dock: 28 augusti–6 oktober).

I figur 29 förefaller det som om många småsnäppor rastar en bra bit in i september och enstaka in i oktober. Antagligen beror det på att småsnäppa är en förhållandevis ovanlig art och därför rapporteras oftare än de mer allmänna arterna.

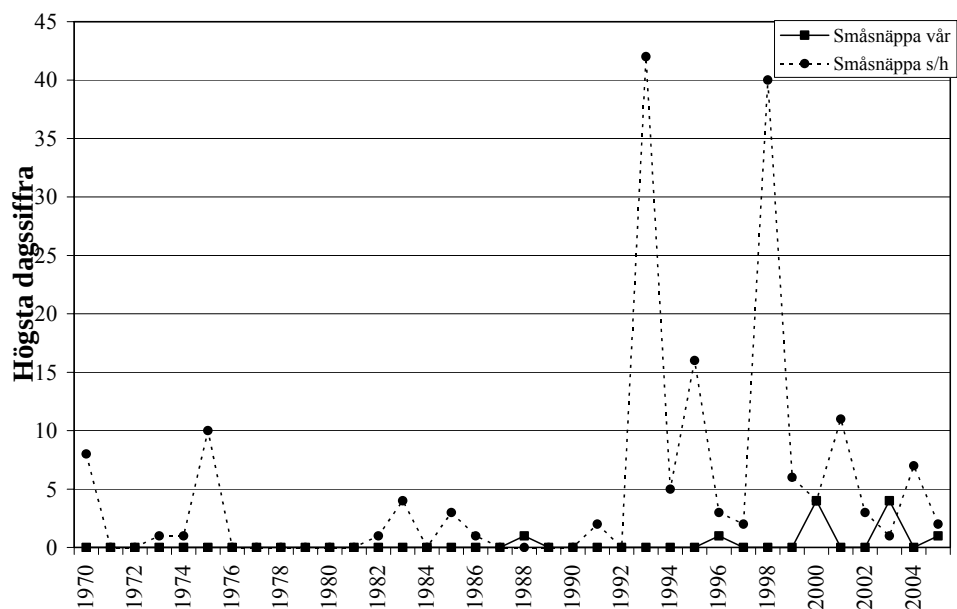
Som vanligt flyttar de vuxna fåglarna först och de unga sist. Det finns mycket få noteringar om ålder hos de fåglar som rapporterats in till Svalan, men ingen adult har rapporterats senare än 12 augusti och ingen ungfågel före 23 augusti. Det innebär att den lilla toppen i juli månad (figur 29) består av vuxna fåglar och den större i augusti–september av ungfåglar.

Som nämndes inledningsvis, har småsnäppan varit en mycket sällsynt gäst före den andra restaureringen (figur 30). Enstaka år har rapporterats fler än 0–1 exemplar, med maximum på tio 1975. Åren 1993–98 rapporterades vissa år mycket höga siffror i inlandet. Detta återspeglas också i siffrorna från Angarnssjöängen. Maxima är 1994 med 42 och 1998 med 40 exemplar som dagsmaximum. Ett medelvärde för perioden efter andra restaureringen ligger på strax över tio exemplar bästa dagen. Som för de andra vadarna svänger årsvärdena kraftigt beroende på vädersituationen och sjöängens attraktivitet som rastlokal de olika åren och, naturligtvis, om andra lokaler kan konkurrera med mer attraktiva förutsättningar.



Figur 29. Antalet småsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Småsnäppa 1970-2005



Figur 30. Högsta antal småsnäppor under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.

Slutsatser. Småsnäppan har blivit vanligare som rastare efter den andra restaureringen. Småsnäppan är främst en höstrastare och av de tio bästa åren ligger sju under perioden efter den andra restaureringen. Ett antal vårfynd finns också under den senare perioden.

Småsnäppans ökning under höststräcket är statistiskt säker på högsta nivån (***). Övriga förändringar är inte statistiskt säkra.

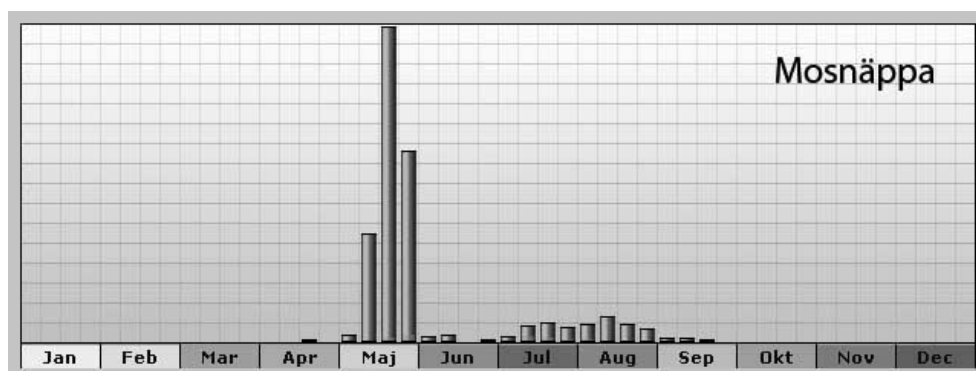
Mosnäppa

Årsfördelningen enligt Svalan visar att mosnäppan vid Angarnssjöängen, sett till antalet, företrädesvis är en vårflyttare (figur 31, 32).

Mosnäppan anländer omkring 10 maj (variation: 5–13 maj, förutom en rekordtidig observation 18 april 2004 som har räknats bort vid beräkningen av medelankomstdatum). Redan efter någon dag har det kraftigare sträcket (om man kan kalla tre till fem exemplar för ett kraftigt sträck) inletts (variation: 5–15 maj). När vårsträcket avslutas är svårare att avgöra, det finns sistadatum rapporterade mellan 26 maj och 13 juni. Återsträckets inledning varierar mellan åren och sträcket är vissa år mycket svagt. Ett försök till systematisering ser ut som i tabell 1 (se nedan).

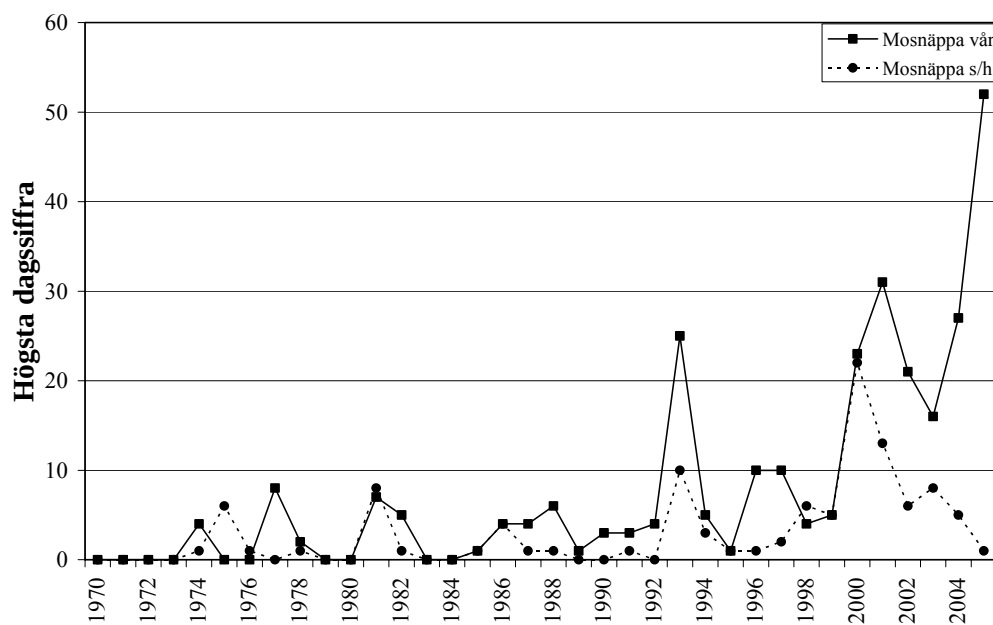
Notering om ålder är sällsynta i Svalan, men de observationer av vuxna fåglar som finns, är alla från juli. Det finns bara en notering om ungfågel och den är från september. Det är alltså den vanliga modellen för flyttning: de vuxna fåglarna återvänder först.

Mosnäppa har observerats mer eller mindre regelbundet under perioden fram till den andra restaureringen. Vår- och höststräck har varit ungefär lika starka, men antalen går aldrig upp till mer än åtta exemplar under bästa dag respektive år. Från 1982 och fram till och med 1992 saknas i princip ett höststräck. Endast 1988 avviker med fyra exemplar. Inte heller vårsträcket är speciellt iögonenfallande med en högsta siffra 1988 på sex exemplar under bästa dagen. I samband med restaureringen 1992–93 rastade många exemplar samtidigt på våren (25 exemplar), men också ganska många på hösten (tio exemplar). Därefter har värdena gått fram och tillbaka, men vårsträcket verkar vara i en expansionsfas och det högsta noterade antalet hittills nåddes vid vårsträcket 2005 med 52 exemplar under bästa dagen. En orsak till detta kan vara kallt väder som ”tryckte ned” fåglarna och att det fanns ett gynnsamt rastområde i och med att maden mellan sommarstugeområdet och Skesta hage frästes hösten innan. Höststräcket har blivit mindre betydande de senaste åren. Men, som framhållits för många arter, kan det bero på en naturlig årsvariation beroende på väder och vind, samt sjöängens förhållanden.



Figur 31. Antalet mosnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Mosnäppa 1970-2005



Figur 32. Högsta antal mosnäppor under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.

Tabell 1. Mosnäppans höstflyttning förbi Angarnssjöängen. En extrem observation 19 september 2004 har inte räknats med. Data från Svalan.

År	Börjar	Slutar
2000	8 juli	28 augusti
2001	15 juli	18 augusti
2002	30 juni	18 augusti
2003	6 juli	14 augusti
2004	7 juli	29 augusti
2005	23 juli	4 september
Medel	10 juli	23 augusti

Slutsatser. Mosnäppan har blivit betydligt vanligare efter den andra restaureringen 1992–93. Både vår- och höstfynd har ökat. Under den senare delen av perioden har dock sommar/höstfynd blivit mindre vanliga.

Mosnäppans ökning, såväl vår som höst om förhållandena före och efter restaureringarna jämförs, är statistiskt säker på högsta nivån (***)

Spovsnäppa

Spovsnäppa är inte någon vanlig vadare vid Angarnssjöängen. I likhet med kärrsnäppa saknas i princip vårsträck förbi Angarn. I stället finns även hos spovsnäppa två sommar/hösttoppar, där den första utgörs av de återvändande vuxna fåglarna och de andra av ungfågarna. Det finns bara två vårobservationer av spovsnäppa. Men spovsnäppan följer sannolikt samma mönster som kärrsnäppa. En skillnad är dock att ungfåglar av spovsnäppa lämnar Sverige tidigare och snabbare än kärrsnäppa. Återsträcket av vuxna fåglar inleds i mitten av juli (medelvärde för fyra år: 14 juli, variationsbredd: 10–22 juli).

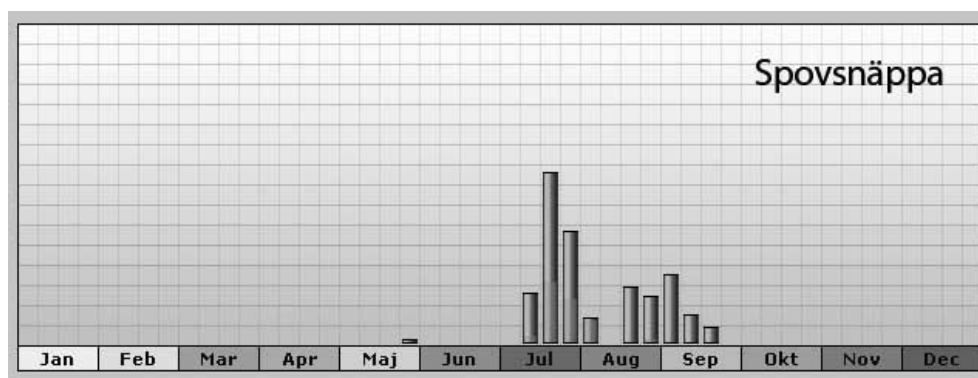
De sista vuxna fåglarna har rapporterats 23 juli respektive 4 augusti. Allt som rapporterats därefter är till mycket hög procentandel ungfåglar. Av rapporterna till Svalan att döma verkar det nästan som om ungfågelsträcket uteblir vissa år (troligen beroende på väderlekssituationen under sträcket). Flera år i serien slutar rapporteringen av spovsnäppa redan i slutet av juli eller början av augusti. De år spovsnäppor observerats senare ligger sistadatum i första halvan av september (3–10 september). Att ungfågelsträcket uteblir kan var en av orsakerna till att den toppen blivit lägre än toppen för vuxna fåglar (figur 33). Denna variation kan bero på dålig häckningsframgång vissa år och att arktiska vadare tenderar att uppträda cykliskt på så sätt, att de på grund av predation blir färre år med dålig tillgång på smågnagare, främst lämmel.



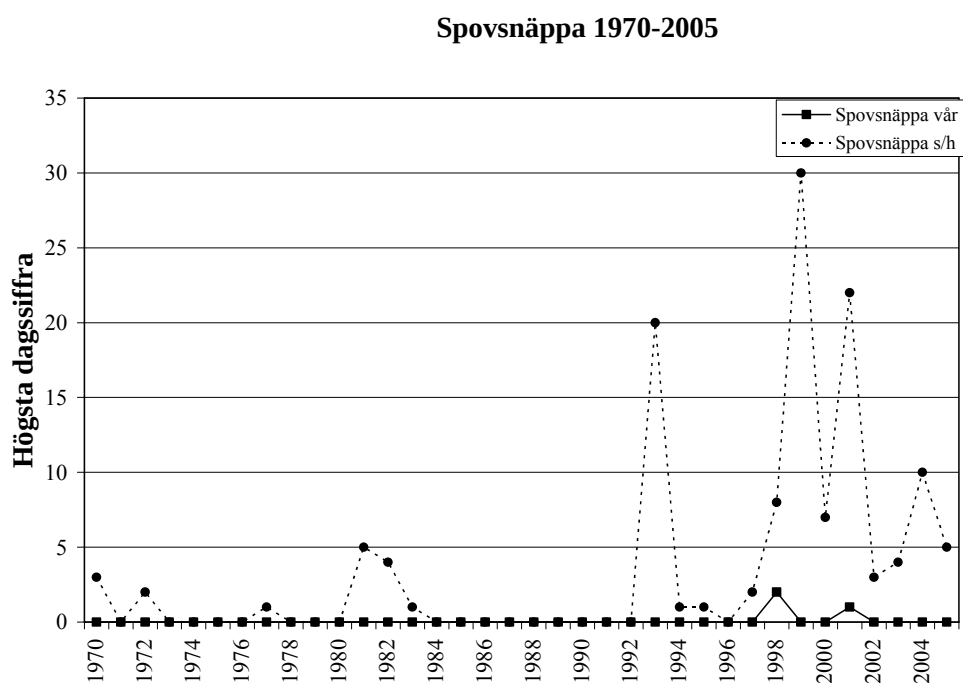
Spovsnäppa i sommardräkt med roströd mage. Foto: Daniel Pettersson.



Ung mosnäppa på hösten. Mosnäppan är en av de riktigt små vadararterna. Foto: Daniel Pettersson.



Figur 33. Antalet spovsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.



Figur 34. Högsta antal spovsnäppor under vår- respektive sommar/höststräcket.

Före restaureringarna rapporteras ganska få spovsnäppor. Högsta dagsmaximum är fem exemplar som rapporteras 1981. Mellan restaureringarna finns inte en enda observation. Med början efter andra restaureringen 1992–93, ökar antalet markant och kommer år 2000 upp i 20 exemplar, men liksom för övriga vadare svänger siffrorna starkt mellan åren.

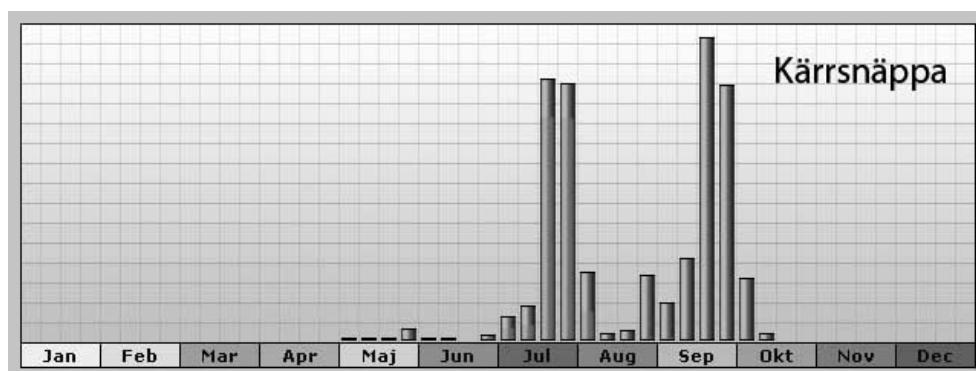
Slutsatser. Spovsnäppan har blivit en regelbunden höstrastare efter den andra restaureringen 1992–93. Även några vårobservationer föreligger.

Ökningen under hösten är statistiskt säker för perioderna före och efter restaureringarna (***). Övriga förändringar visar ingen signifikans.

Kärnsnäppa

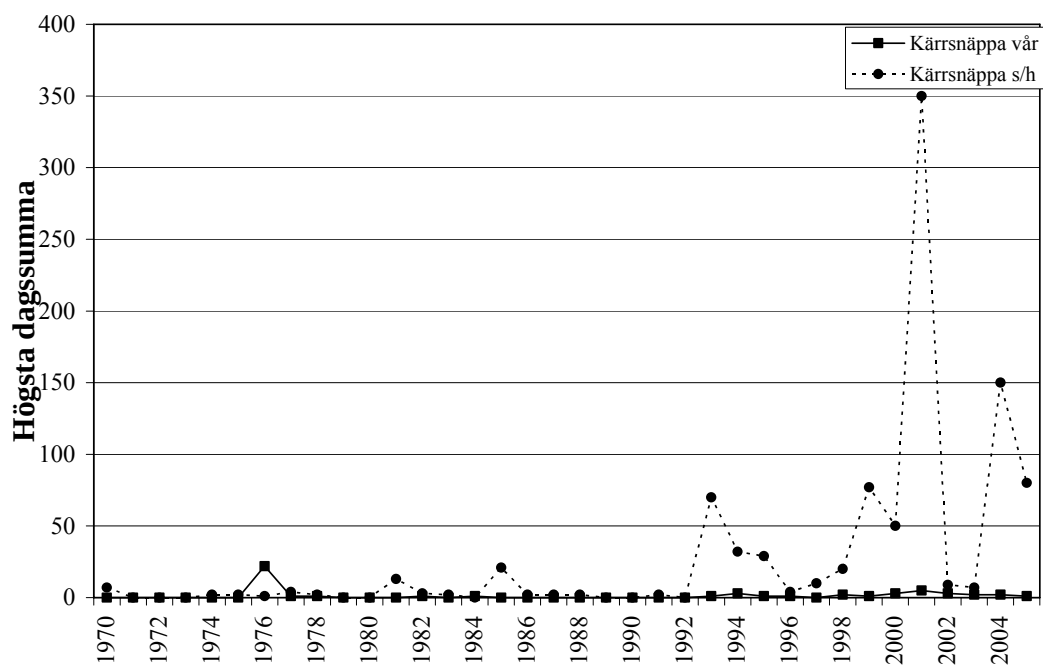
Kärnsnäppan är den *Calidris*-art som är vanligast som rastare i Angarnssjöängen av arterna i släktet. Till skillnad från *Tringa*-vadarna är vårsträcket mycket begränsat beroende på artens sträckvanor. Det finns ändå en mycket svag antydning till vårsträck innanför kusten, som kulminerar i slutet av maj (figur 35). De stora mängderna kärnsnäppa kommer istället under höststräcket. I figur 35 finns två markerade sträcktoppar, en från juli till början av augusti och en från slutet av augusti till början av oktober. Arten börjar uppträda i medeltal 18 maj, det vill säga betydligt senare än *Tringa*-vadarna. Eftersom kärnsnäpporna ska långt norrut för att häcka, till exempel på den ryska tundran, måste marken där börja tina innan det är någon idé för dem att komma fram. Variationen mellan åren är stor eftersom det, beroende på väderleksfaktorerna respektive år, blir slumpartat när en kärnsnäppa ”dimper ned”. Förstaobservationerna varierar från 6 till 28 maj. De sista kärnsnäpporna ger sig av i början av oktober, 5–12 oktober, utom 2002 då sista observation är redan 8 september. Höstens första flyttvåg börjar omkring 13 juli (2–22 juli), då de vuxna fåglarna flyttar tillbaka, i likhet med vad som gäller för *Tringa*-vadare (nedan). Den andra flyttvågen, som omfattar ungfåglarna, börjar omkring 6 september (28 augusti–14 september).

Fram till 1990 finns förhållandevis få rapporter om kärnsnäppa. Det har sin grund i att före restaureringen 1992–93 fanns det knappast några lämpliga rastplatser för vadare tillhörande släktet *Calidris*. Sommarvattenståndet och väderleken har en avgörande betydelse för om *Calidris*-vadarna ska rasta. Summa 26 exemplar (summa årsdagsmaxima) finns noterade under våren fördelade på fem år. Då måste hållas i minnet att 22 av dem observerades vid ett enda tillfälle år 1976. På höststräcket noterades 73 exemplar fördelade på 14 år. Tretton exemplar av dem noterades 1981 och 21 exemplar 1985. Efter den andra restaureringen drar siffrorna iväg uppåt men med ytterst stora variationer mellan åren, som vanligt beroende på vädersituationen. Under torrsomrarna i början av 2000-talet rastar därför, tvärt emot vad som skulle kunna förväntas (mycket blottlagd botten), mycket få kärnsnäppor. Orsaken får alltså sökas i det vackra vädret. Regnväder är ofta en orsak till att kärnsnäppa och andra *Calidris*-vadare stannar upp och rastar.



Figur 35. Antalet kärnsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Kärnsnäppa 1970-2005



Figur 36. Högsta dagsantal kärnsnäppor per år under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst åren 1970–2005.

Slutsatser. Kärrsnäppan har gynnats av den andra restaureringen. Antalet rastande under hösten kan vara avsevärt fler än före 1993. Även enstaka vårrastare har noterats under den sista 15-årsperioden.

Ökningen under höststräcket är signifikant på högsta nivå (***) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs. Förändringen på våren är säker på mellannivån (**).

Myrsnäppa

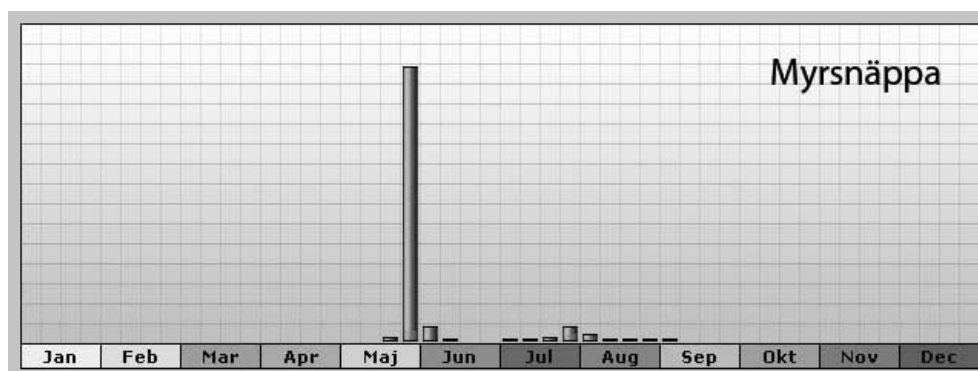
Myrsnäppan följer *Calidris*-vadarnas mönster med en koncentrerad vårflyttning och en mer utdragen sommar/höstflyttning. Till skillnad från kärrsnäppa och spovsnäppa rastar myrsnäppan med större andel under vårsträcket (figur 37). Myrsnäppan är ingen vanlig besökare på Angarnssjöängens mader, men trots det har den observerats alla år Svalan varit igång. Dessutom är de exemplar som dyker upp under våren mycket punktliga. Medelankomst 2000–2005 är 26 maj, det vill säga ganska sent (variation endast 23–27 maj). Datum för årets sista observation varierar naturligtvis betydligt mer och sträcker sig mellan 29 juli och 23 augusti.

Före andra restaureringen 1992–93 har myrsnäppan inte gjort mycket väsen av sig, det finns bara fyra observationer under perioden 1970–1992 (figur 38). Det finns en tydlig restaureringseffekt och från 1993 till 2005 har betydligt fler fåglar observerats, men naturligtvis med stora svängningar mellan åren.

Som mest har dagssummor på 20 exemplar rapporterats in för vårsträcket (28 maj 2005) och hela 40 för återsträcket (16 juli 2000). Det höga antalet våren 2005 orsakades sannolikt av kallt väder som hejdade fåglarna och att det fanns ett gynnsamt rastområde i och med att maden mellan Sommarstugeområdet och Skesta hage frästes hösten innan.

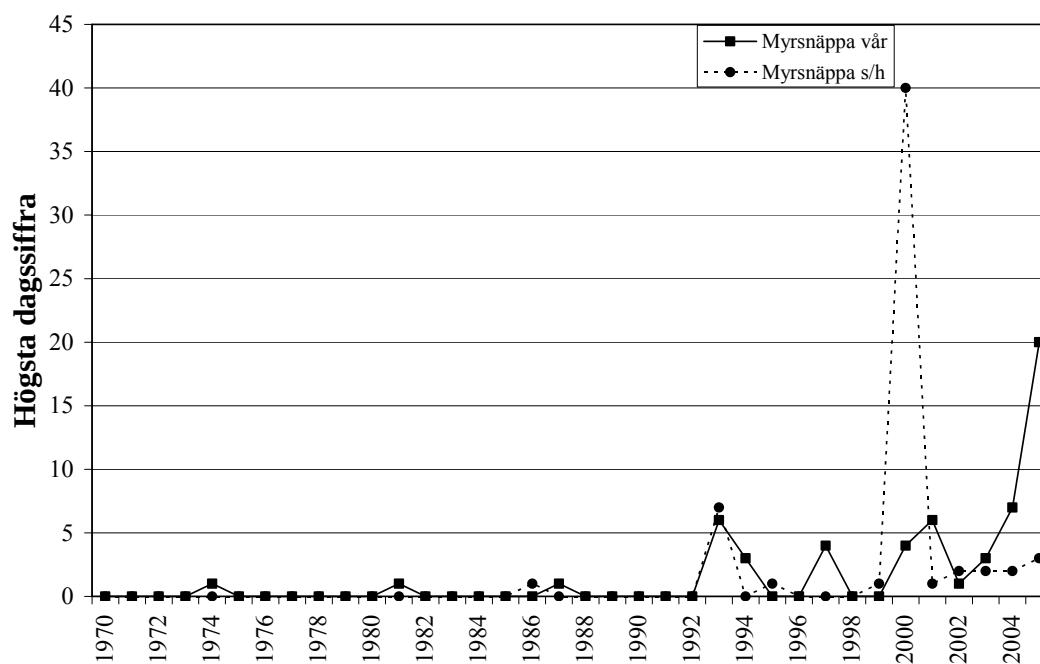
Slutsatser. Myrsnäppan är inte någon vanlig rastare vid sjöängen, men har blivit så gott som årsviss efter andra restaureringen. Myrsnäppan är främst en vårrastare.

Ökningen vår och höst är signifikant på mellannivån (**) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs.



Figur 37. Antalet myrsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Myrsnäppa 1970-2005



Figur 38. Högsta antal myrsnäppor under vår- respektive återsträcket sommar/höst 1970–2005.

Brushane

Brushanen uppvisar, liksom *Tringa*-vadarna, ett kraftigt vårsträck under maj månad och ett utdraget höststräck (figur 39). Under vårsträcket duellerar ofta brushanehanarna i samband med att de rastar vid Angarnssjöängen.

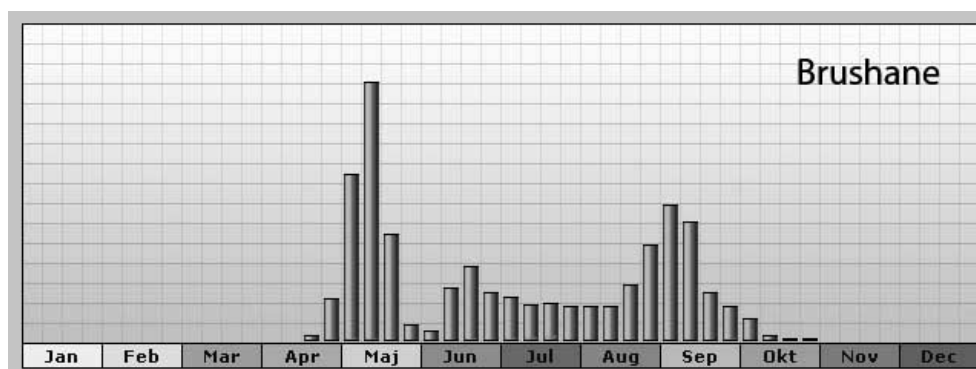
De första brushanarna anländer i medeltal 22 april (19–29 april), mer allmänt till Valborgsmässoafton (25 april–3 maj). Vårsträcket är i princip slut 21 maj (variation: 20–22 maj). Den som vill uppleva brushanespelet måste alltså vara ute före 20 maj! Redan i mitten av juni börjar återsträcket, varför det finns brushanar i området under största delen av sommaren. Det mer markerade höststräcket (se figur 39) kommer igång en vecka in i augusti (medeldatum: 9 augusti, variationen: 27 juli–21 augusti).

Liksom hos övriga vadare flyttar de vuxna fåglarna före de unga. Det finns inte så många uppgifter om åldern på de fåglar som rapporteras in till Svalan, men 2005 är data lite mer omfattande. Det visar sig då att ingen vuxen fågel rapporterats in efter den 6 augusti och ingen ungfågel före 28 juli. Hanarna återvänder tidigt och därför ses ofta fåglar med delar av lekdräkten kvar även under det tidiga återsträcket.

År 2005 satte det mer omfattande höststräcket in ganska sent, 21 augusti, och det består då av unga fåglar. Av detta kan den slutsatsen dras, att de vuxna flyttar tillbaka under en förhållandevis lång tid, redan från före midsommar till i början av augusti, medan den höga sträcktoppen i augusti–september utgörs av ungfåglar.

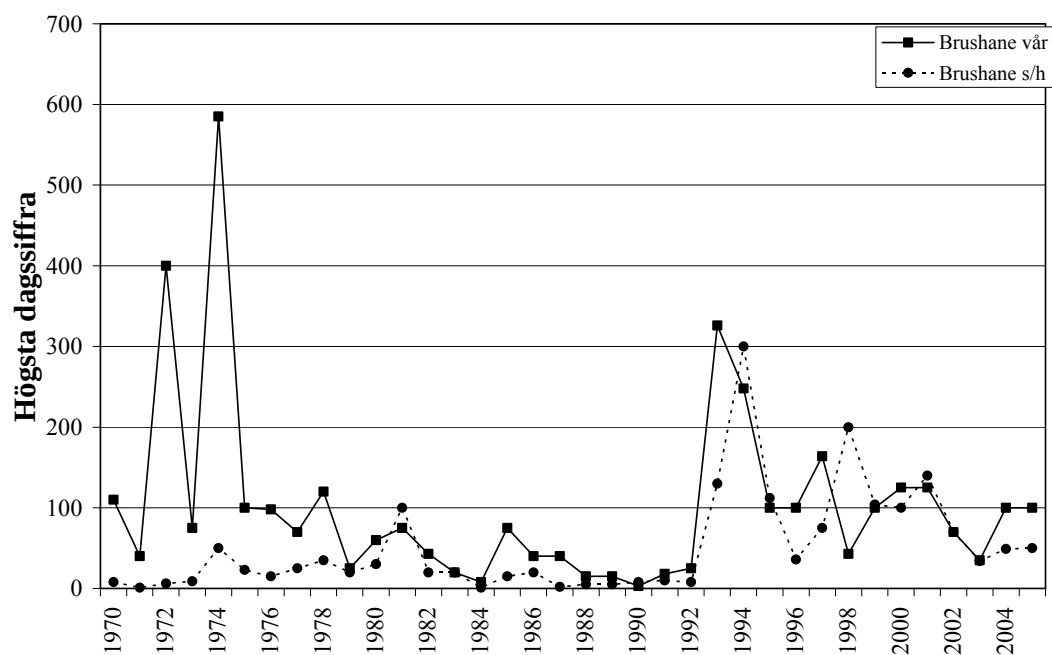
En analys av toppnoteringarna 1970–2005 ger en del intressanta upplysningar (figur 40). Vårsträcket var under perioden fram till den andra restaureringen mer betydande än höststräcket. Åren 1972 och 1974 var toppår med 400 respektive 585 exemplar, men ett normalvärde fram till omkring 1980 låg snarare på 100 exemplar under våren. Höstvärdena varierade mellan ett och 100 exemplar som dagsmaximum, men snittet är lägre än vårsträcket. Antalet rastande brushanar är beroende på om exemplar, likt *Tringa*-vadare, vipor och pipare, också rastar på översvämmade åkrar som kan finnas på andra platser och alltså aldrig kommer till sjöängen. Från början av 1980-talet, eller egentligen redan från slutet av 1970-talet, sker en successiv minskning av brushaneantalet, såväl vår som höst. Denna minskning pågår ända fram till den andra restaureringen. Den första restaureringen har alltså inte haft någon positiv effekt, utan åren 1988–1992 uppvisar istället extremt låga antal, både vår och höst.

Efter den andra restaureringen går vårvärdet upp till 326 exemplar (1993) och höstvärdet till 300. Vår- respektive höststräck är nu lika antalsmässigt. Medelvärdena både vår och höst ligger efter 1993 på omkring 100 exemplar som dagsmaximum.



Figur 39. Antalet brushanar i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Brushane 1970-2005



Figur 40. Högsta antal brushanar under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.



Tre brushanar i sommardräkt. Till höger skymtar en grönbena. Foto: Lars Friberg.



Svartsnäppa i sommardräkt. Foto: Lars Friberg.

Slutsatser. Brushanen har gynnats av den andra restaureringen. Dock finns en tendens till minskande antal och vårvärdena är under de första åren av 2000-talet nere i samma nivå som på 1970-talet. Höstantalen är fortfarande något högre än före restaureringarna. De sämsta åren infaller som regel under perioden mellan restaureringarna.

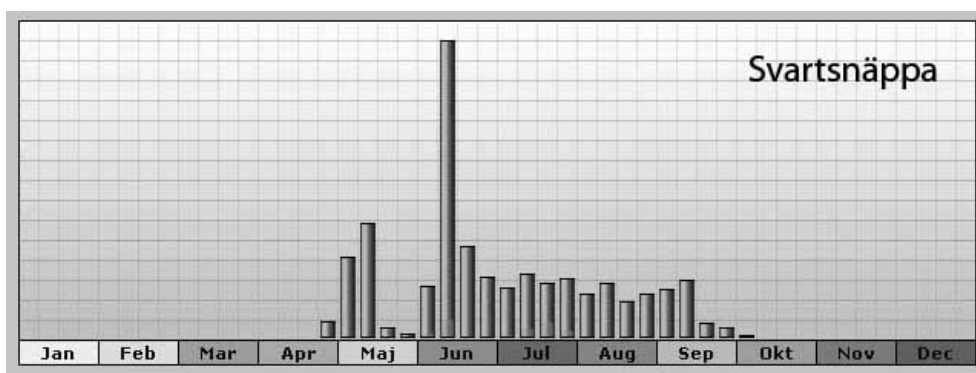
Genom de extrema värdena under 1970-talet blir jämförelserna av vårvärdena före och efter restaureringarna inte statistiskt signifikanta. Däremot är höstvärden statistiskt signifikant högre på högsta nivån (***) efter restaureringarna. På motsvarande sätt blir minskningen i vårvärdena statistiskt signifikant på mellannivån (**) då perioden före och perioden mellan restaureringarna jämförs.

Svartsnäppa

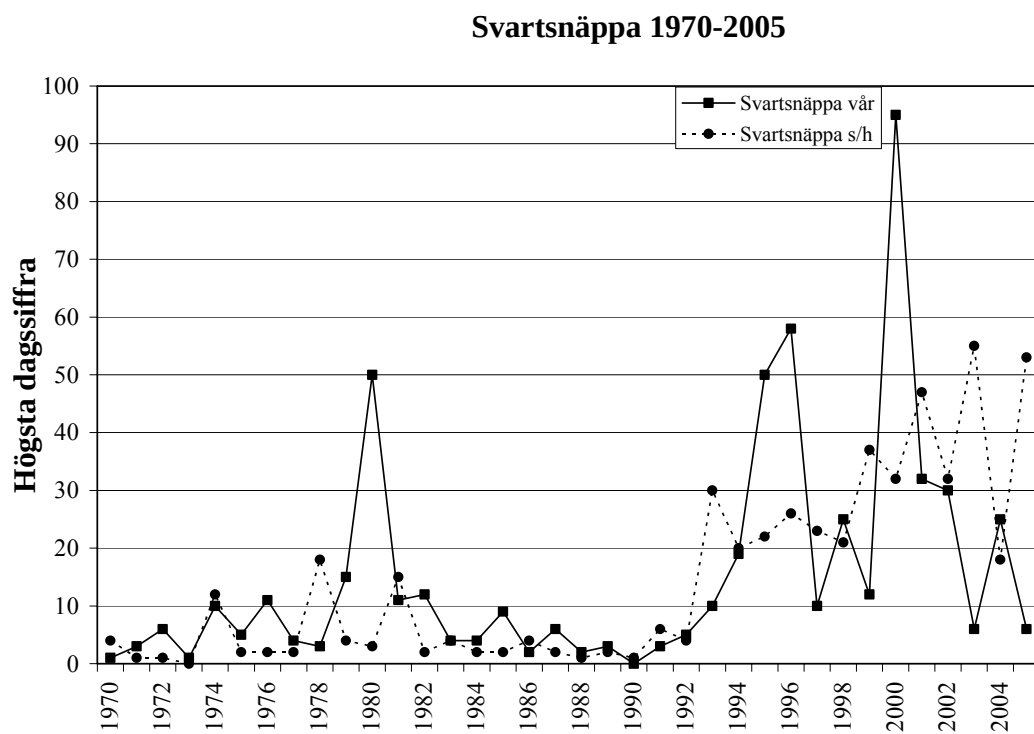
Svartsnäppans sträck är uppdelat på ett koncentrerat vårsträck främst i första halvan av maj och ett utdraget återsträck som börjar redan i början/mitten av juni och fortsätter in i mitten av september (figur 41). Det finns, liksom hos storspov, en intressant uppdelning av återsträcket. Den markerade sträcktoppen i juni består av honor som är färdiga med äggläggningen och nu överlåtitt på hanarna att sköta ruvning och uppfödning av ungarna (även om honor och hanar inte kan åtskiljas i fält, visar fångst av flyttande svartsnäppor att det förhåller sig på det här sättet). I juli kommer hanarna, så småningom i sällskap med de första ungfåglarna och i augusti–september dominerar ungfåglarna helt och hållet sträcksiffrorna.

Svartsnäppan är uppenbarligen en mycket punktlig fågel. Ankomst på våren ligger för åren 2001–2006 mellan 26 och 30 april och datum för mer allmän förekomst mellan 3 och 7 maj. Återsträcket börjar, av Svalan-siffrorna att döma, mycket tidigt – i medeltal 7 juni! Tidigaste datum för ökande mängder svartsnäppor 2002 är redan 1 juni. Då har nattskärnan just börjat anlända till bygden. De sista svartsnäpporna lämnar Angarnområdet i andra halvan av september. Genomsnittsdatum är 21 september, med variationen 14 september–4 oktober.

Vårsträcket och återsträcket sommar/höst är ungefär lika stort under de första tjugo åren, med ett starkt avvikande antal 1980 med 50 exemplar (figur 42). Kurvan har en antydning till klockform genom att antalen är låga omkring 1970 och 1990 och något högre mitt emellan. Det är oklart varför det är så, men det är inte omöjligt att det finns en slumpartad årsvariation som kan ge denna bild. Åren 1978–81 är kulmen på denna klocka. Under 1990-talet ökar antalet svartsnäppor åter. Med början 1993 svänger års-siffrorna för vårsträcket våldsamt fram och tillbaka med en bas kring tio individer per år och ett högsta antal på 95 exemplar, det högsta någonsin vid Angarnssjöängen.



Figur 41. Antalet svartsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.



Figur 42. Högsta antal svartsnäppor under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.

Höstsiffrorna är något mindre svängiga och med en hela tiden stigande trend. Kanhända att det går att ana en stabilisering kring 40 exemplar. Svängningarna beror naturligtvis på såväl vädersituationen vid den tid snäpporna passerar Mellansverige, samt på vattenståndet, hur madernas tillstånd är (om de är lämpliga att rasta på) och andra faktorer i sjöängen.

Slutsatser. Svartsnäppan har gynnats starkt av den andra restaureringen. Både vår- och höstantalen har gått upp kraftigt. Av de tio bästa åren återfinns åtta under perioden efter den andra restaureringen.

Höstrastarna har ökat med statistiskt högsta signifikans (***) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs. För motsvarande vårrastare är ökningen något mindre säker men ändå signifikant på mellannivån (**).

Gluttsnäppa

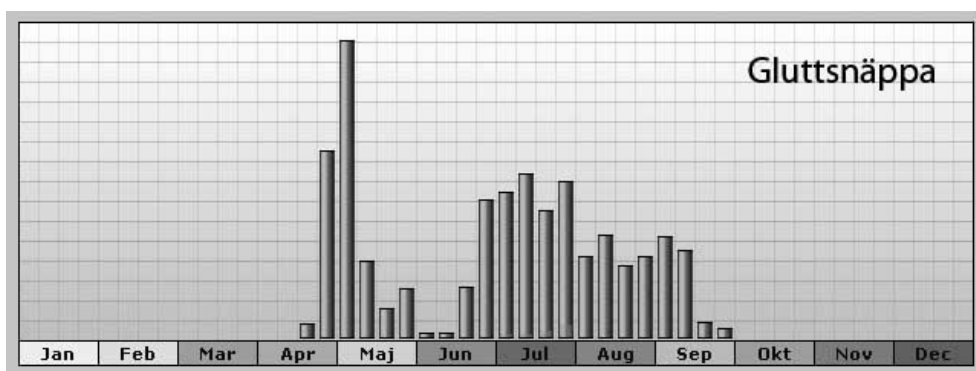
Gluttsnäppans årscykel ser precis likadan ut som svartsnäppans. Det innebär ett koncentrerat vårsträck ett par veckor kring 1 maj och ett utdraget återsträck från efter midsommar fram till mitten/slutet av september. De vuxna fåglarna kommer först, i juni–juli och de unga efter, i juli/augusti–september. En sådan uppdelning skulle med lite god vilja kunna utläsas ur staplarna i figur 43.

Gluttsnäppan är en aning tidigare än släktfränden svartsnäppan. De första gluttsnäpporna uppträder i medeltal 20 april. Variationen mellan åren är bara från 17 till 24 april. Mer allmän börjar snäppan bli 28 april (variation endast fyra dagar: 26–30 april). De sista gluttarna ger sig av omkring 20 september, det vill säga precis fem månader efter att de första vår-exemplaren kunde noteras. Variationen mellan åren är förvånansvärt liten, bara 15 dagar (14–29 september).

Bilden för gluttsnäppans variation över åren är i mycket en kopia av svartsnäppans. Antalet, såväl vår- som höstvärden, ligger konstant kring fem exemplar ända fram till andra restaureringen 1992–93. Därefter balanserar siffrorna kring 20 exemplar, men med stora årsvariationer både under vår- och höststräcket. Högsta noterade antal är 68 exemplar under höststräcket 1999.

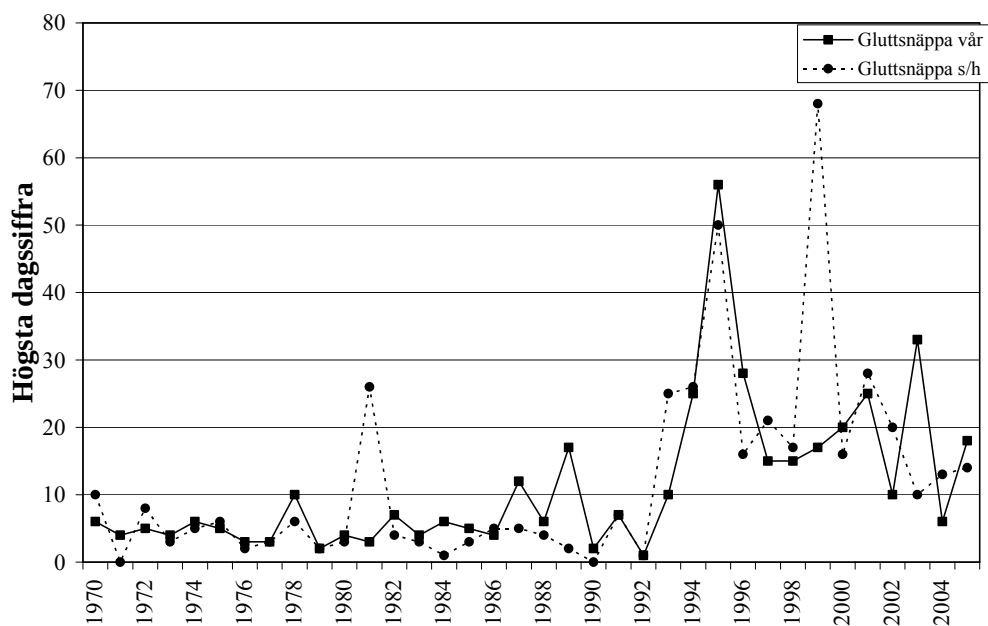
Slutsatser. Gluttsnäppan har gynnats starkt av den andra restaureringen. Både vår- och höstvärdena har ökat. Av de tio bästa åren återfinns nio under perioden efter 1992.

Gluttsnäppans ökning såväl under våren som under hösten är statistiskt säker på högsta nivå (***) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs.



Figur 43. Antalet gluttsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Gluttsnäppa 1970-2005



Figur 44. Högsta antal gluttsnäppor under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.



Kärnsnäppa i sommardräkt. Foto: Daniel Pettersson.



*Grönbena, en av de vanligaste vadararterna som rastar vid Angarnssjöängen.
Foto: Daniel Pettersson.*

Grönbena

Grönbenan har ett koncentrerat vårsträck under första hälften av maj och ett mer utdraget återsträck från midsommar och juli månad ut (figur 45). Därefter avtar sträcket långsamt, för att i princip sluta i månadsskiftet augusti–september.

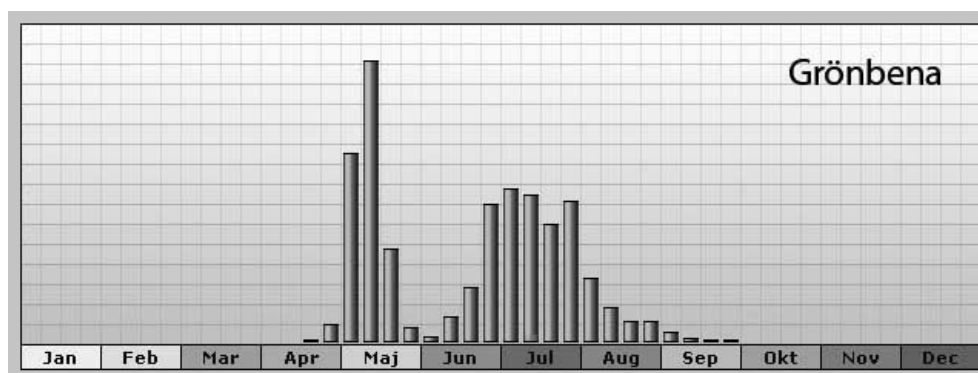
Grönbenan är mycket punktlig. Det första exemplaret visar sig i medeltal för åren 2001–2005 den 24 april (variation endast sex dagar: 21–26 april). Arten blir mer regelbunden på Valborgsmässoafton (variation endast tre dagar: 29 april–2 maj!). Även avslutningen av höstsäsongen är någorlunda punktlig. Den 2 september är huvuddelen av sträcket slut (variation: 25 augusti–7 september), medan de sista eftersläntrarna ger sig av 13 september (variation: 3–23 september). Under återsträcket kommer de vuxna fåglarna först och från mitten av juli ungfåglarna.

Maximumantalet per år varierar naturligtvis kraftigt beroende på hur vädret utvecklats, men sett över åren är siffrorna ganska konstanta under perioden från 1970 till och med 1992 (figur 46). Det finns dock utpräglat låga värden under fyra – fem år kring 1990, det vill säga mellan restaureringarna. Vårvärdet 1993 är lågt, men efter att restaureringsarbetena avslutats samma år blir höstvärdet det högsta noterade hittills med 1 000 rastande grönbenor. Vårvärdena ökar i lite långsammare takt till ett högsta värde på 1 200 exemplar 1995. Därefter stabiliseras maximumantalet till omkring 300 exemplar. Under samma period sjunker höstsiffrorna till omkring 100 för att under 2000-talets första år stabiliseras kring 300, men med mycket stora svängningar mellan åren. På 1970- och 80-talen var motsvarande maximum-siffror omkring 100 exemplar.

Den här stora variationen beror ju, liksom för de andra vadarna, mycket på hur väderläget är under flyttningen, om dåligt väder trycker ned grönbenorna, eller om perioder med vackert väder gör, att de flyger förbi utan att rasta. Även de markbearbetningar som gjorts underhand har naturligtvis påverkat sjöängens attraktivitet för vadare. Trots dessa invändningar är det ändå klart att det blivit en uttalad restaureringseffekt med en ungefärlig fördubbling av maximumantalet grönbenor.

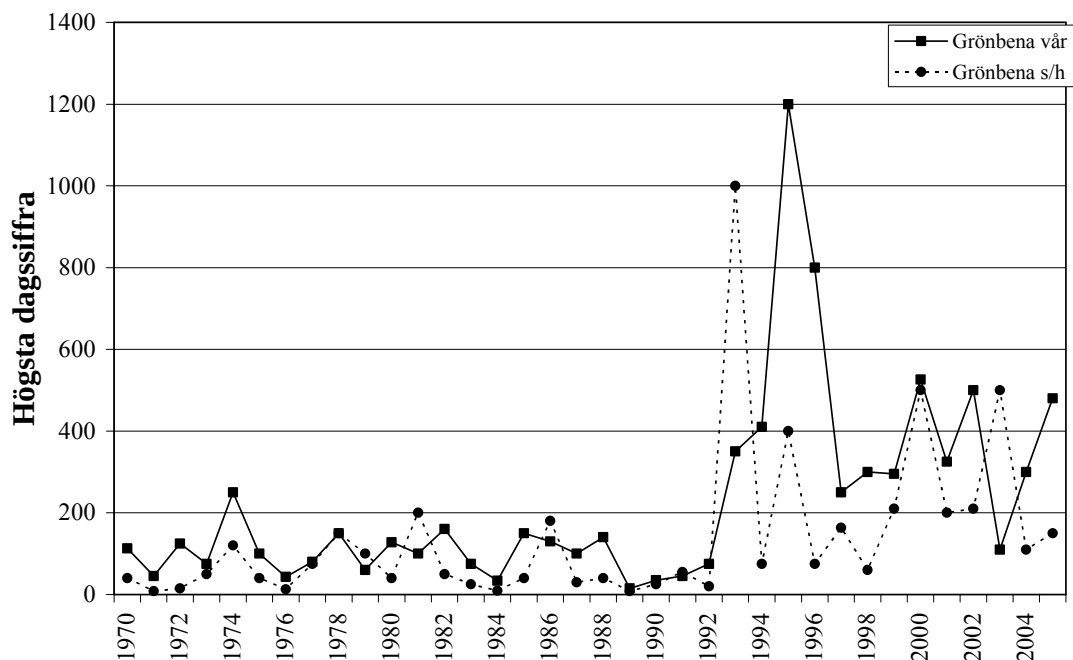
Slutsatser. Rastningen av grönbena har gynnats starkt av den andra restaureringen. Både antalet vårrastare och höstrastare har ökat markant. Åren närmast före den andra restaureringen var de sämsta under hela mätperioden.

Både ökningen i antal vårrastare och höstrastare är signifikant i högsta klassen (***) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs.



Figur 45. Antalet grönbenor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.

Grönbenor 1970-2005



Figur 46. Högsta antal grönbenor under vårsträcket respektive återsträcket sommar/höst.

Smalnäbbad simsnäppa

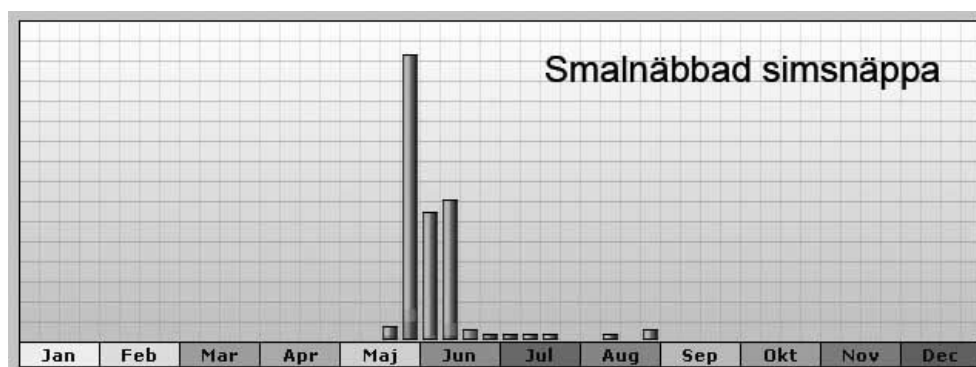
Den smalnäbbade simsnäppan hör inte till de allmänt förekommande vadarna vid Angarnssjöängen, men den drar alltid till sig intresset när den finns där och därför kan det vara motiverat att försöka analysera hur den har påverkats under undersökningsperioden.

Simsnäppan har varit årsviss under 2000-talet och de första observationerna ligger centrerade kring 23 maj (18–28 maj med ett extremvärde 9 maj 1993). Sistadatum är inte möjligt att beräkna beroende på få observationer, det varierar mellan 5 juni och 3 september. Generellt gäller att vårsträcket säkert går in en vecka i juni, vissa år kanske ändå senare. Åren 2004 och 2005 har osedvanligt stora flockar noterats, 25 exemplar 26 maj 2004 och 15 exemplar 27 maj 2005. Den 29 maj 1993 noterades 17 exemplar.

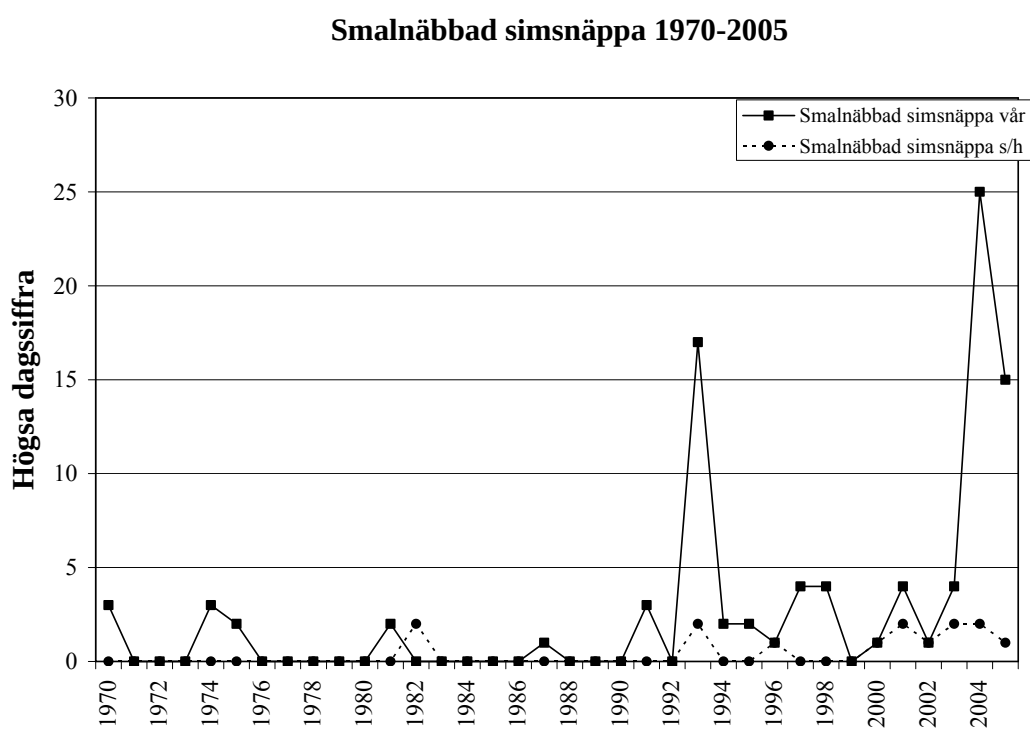
Innan andra restaureringen hade simsnäppa bara rapporterats sju gånger, alla utom en av dessa var vårobservationer av en till tre fåglar. Efter restaureringen har arten blivit en mer regelbunden gäst, men antalet som observerats har också ökat. De extremstora flockarna har redan nämnts, men även dessa förutan har det skett en ökning. En medelvärdessiffra kan vara tre till fyra exemplar på våren och något exemplar på återsträcket. Fördelningen under återsträcket mellan vuxna och unga är inte tydlig, men det förefaller som om de vuxna dominerar i juni och juli, medan ungfåglar har noterats i augusti och september.

Slutsatser. Den smalnäbbade simsnäppan förefaller att ha gynnats av den andra restaureringen. I varje fall kan sägas att arten blivit mer regelbunden och att det vissa år rastat för Mellansverige stora flockar. Åtta av åren från 1992 finns också höstobservationer.

Antalet vårrastande simsnäppor är statistiskt signifikant högre (***) om perioderna före och efter restaureringarna jämförs. Även under hösten är antalet rastare signifikant högre, men bara med lägsta graden av statistisk säkerhet (*).



Figur 47. Antalet smalnäbbade simsnäppor i Angarnområdet som rapporterats till Svalan åren 2001–2005 uppdelat på fjärdedels månader.



Figur 48. Högsta antal smalnäbbade simsnäppor i Angarnssjöängen.

Angarnssjöängen – våtmark i förändring

Författare: Torsten Larsson

Bakgrund

Några hundra år f.Kr., cirka 25 km norr om nuvarande Stockholm, bildades Angarnssjön genom att den dåvarande havsviken snördes av på grund av landhöjningen. Sedan länge fanns då en betydande befolkning runt viken fördelad på ett flertal byar. De många runstenarna vittnar bland annat om att vikingar bebott och seglat i området. I bygden finns sedan dess en kontinuerlig bebyggelse. Under 1800-talet uppstod en jordhunger som innebar att en mängd sjöar i landet tappades ur eller sänktes för att på det sättet få ny odlingsmark. En av dessa sjöar var Angarnssjön. Det är oklart hur många sänkningar sjön utsattes för och hur omfattande de var. Klart är emellertid att en avtappning av sjön skedde 1873 och en annan under åren 1890-92. Den senare medförde att praktiskt taget allt vatten försvann och att en sjöäng bildades. Återkommande rensningar i huvudfåran och i tillrinnande diken fick utföras för att sänkningens resultat skulle bli bestående. Trots en grundlig rensning 1954 utsattes landvinningarna för återkommande översvämningar och betesdrift blev därmed den enda möjligheten att utnyttja marken. Under 1960-talet ökade intresset för att bevara värdefulla naturområden och eftersom Angarnssjöängens rika fågelliv hade börjat bli känt, väcktes förslag om att bevara områdets våtmarkskaraktär som motvikt till planer på ytterligare torrlägningsåtgärder. I mitten av 1960-talet lades det första förslaget till bildande av naturreservat fram, ett förslag som efter långa diskussioner resulterade i ett beslut av länsstyrelsen 1982.

Restaureringsinsatserna

Som en del i det ökade intresset för att bevara våtmarkerna vid Angarnssjöängen för framtiden bildades 1968 Angarngruppen, vars huvudsyfte var att sammanställa och presentera information om områdets växt- och djurliv, bland annat mot bakgrund av planer på en omfattande bebyggelse runt sjöängen. När länsstyrelsen fattat sitt beslut om att bevara sjöängen för framtiden påbörjades också diskussionerna om vilka restaurerings- och underhållsåtgärder som behövdes för att våtmarksvärdena skulle bestå. De inventeringar som utförts visade att många fågelarter i sjöängen förde en alltmer tynande tillvaro, sannolikt på grund av den tilltagande igenväxningen. Efter överläggningar mellan ett flertal myndigheter, organisationer och markägare, begärde länsstyrelsen och Stockholms kommun gemensamt 1983 hos Vattendomstolen att få pröva ett antal restaureringsåtgärder. Ansökan beviljades och 1984-85 genomfördes åtgärderna, som bland annat bestod i

bortgrävning av 15 000 kubikmeter sediment, byggande av en fast överfallsdamm och röjningar av slyvegetation. Genom dammen kom den genomsnittliga vattennivån i området att höjas med cirka 15 centimeter, samtidigt dock som skillnaden mellan låg- och högvatten under året minskade.

Utvecklingen av sjöängens vegetation och fågelliv efter restaureringsåtgärderna följdes med stort intresse och dokumenterades främst genom Angarngruppens arbete. Det stod snart klart att de genomförda åtgärderna varken varit tillräckliga för att vända den negativa trenden hos fågelfaunan eller för att hejda igenväxningen. En arbetsgrupp bildades därför med uppgift att analysera resultaten av de utförda insatserna och presentera förslag till ytterligare åtgärder. Gruppens arbete resulterade i förslag till mer omfattande och delvis annorlunda insatser jämfört med det första försöket. Åtgärderna innebar bland annat att den fasta dammen ersattes med en rörlig anordning som medgav reglering av vattenståndet. Andra viktiga åtgärder utgjordes av omfattande röjningar av träd och buskar runt sjöängen samt maskinell bearbetning av totalt cirka 80 hektar, det vill säga drygt halva våtmarksarealen, för att skapa mosaiker av öppet vatten i den homogena vass- och starrvegetationen. Efter tillstånd av vattendomstolen 1992 genomfördes åtgärderna samma och påföljande år. I samarbete med markägarna ägde då även en intensifiering av betesdriften rum runt våtmarken.

Resultatet

De omedelbara resultaten av den andra etappen var påtagliga. De fria vattenytorna ökade till sammanlagt ett 50-tal hektar och dessutom bildades stora områden med mosaiker av halvöppna ytor, där flytande och söndertrasade rotfiltsmassor under flera år utgjorde attraktiva rast- och häckningsområden för många fågelarter. Andra synbara effekter var en kraftig reduktion av vassarealen och en ökad utbredning av starr- och gräsvegetation längs stränderna.

Den årliga övervakningen av de häckande och rastande bestånden fortsatte efter restaureringsinsatserna. Man bör hålla i minnet att förutsättningarna för olika fågelgruppers häckning och rastning skiljer sig betydligt åt mellan åren, främst beroende på den naturliga variationen i snötäcke, nederbörd och avdunstning, som orsakar olika vattenstånd. Sådana variationer kan även skapa förutsättningar för förändringar i vegetationen, till exempel expansion av jättegröe på tillfälligt blottlagda ytor. Det är också viktigt att komma ihåg att de trender som observeras i sjöängens fågelfauna inte alltid låter sig förklaras av förhållandena på platsen. Storskaliga förändringar bland olika arters numerär sker ibland på nationell eller internationell nivå och dessa kan maskera variationer på det lokala planet. De förändringar i Angarnssjöängens fågelfauna som kunnat konstateras under årens lopp kan därför inte alltid på ett enkelt sätt kopplas till de utförda åtgärderna.

Sedan den årliga inventeringen av våtmarksfåglar startade 1978 har totalt 256 fågelarter noterats. Omkring 120 arter har häckat, dock är inte alla arter

föremål för inventeringar. Angarnssjöängens betydelse som rastlokal för främst änder, gäss och vadare är omvittnad, men rådande vattenstånd och vädersituation styr i hög grad i vilken omfattning fåglarna stannar i området.

Bland *häckande arter* uppvisar *grågås* en kraftig ökning från bara något enstaka par under 1980-talet till mer än 40 par 2004. Ökningen återspeglar säkerligen den expansion som noterats i hela landet, men eftersom tidpunkten för ökningen sammanfaller med den andra restaureringsetappen 1992/93, finns det anledning att tro att åtgärderna utlöst artens tillväxt i området. Från att ha minskat till något enstaka par före 1992/93 ökade *kricka* till mellan fem och tio par under 2000-talet. Antal häckande *gräs-änder*, som under senare år uppgår till 30-40 par, kännetecknas - bortsett från en påtaglig nedgångsperiod - av måttliga variationer, som mer verkar vara kopplade till situationen i stort i landet än till förhållandena i sjöängen. *Årta* hör till de arter som tydligt svarat på åtgärderna 1992/92 med som mest knappt tio par, men arten har därefter uppvisat en långsamt minskande trend. En annan simand är *skedand*, vars utveckling i stora drag uppvisar samma kurva som årtan, det vill säga en positiv utveckling efter den andra restaureringsinsatsen, följt av en minskning med stabilisering kring några få par. Även *brunand* och *vigg* kan sägas ha genomgått samma utveckling och bestånden ligger under senare år kring fem par. *Knipa* däremot verkar ha haft en kontinuerlig ökning sedan 1970-talet från enstaka par till cirka 15 par. Tillväxten kan inte enbart kopplas till åtgärder i sjöängen, utan återspeglar sannolikt artens generella ökning i landet, men de öppnade vattenytorna har säkerligen gett plats för fler kniprevir.

Svarthakedoppingens dramatiska minskning från 50 till som minst noll par i början av 1990-talet sammanhänger troligen både med försämrade häckningsförhållanden i området och med den dokumenterade minskningen i landet. Vändningen i området kom ett par år efter den andra restaureringen, men hänger troligen ändå ihop med den, eftersom ingen återhämtning på nationell nivå noterats vid den tidpunkten. *Brun kärrhök* verkar inte ha påverkats av de olika faserna i sjöängens historia, utan har under hela perioden funnits med som regel två till tre par. Det är möjligt att förlusten av lämpliga vassområden kompenseras genom att födotillgången ökat. Den ökade mosaiken av öppna och slutna områden i sjöängen efter 1992/93 tycks ha gynnat *småfläckiga sumphönan*, vars antal stigit från enstaka par till vanligen fyra till fem par efter restaureringen. *Sothönans* bestånd i landet varierar avsevärt beroende på vintrarnas stränghet, något som även återspeglas i Angarnssjöängen. Men dessutom kan effekterna av restaureringen troligen ses, eftersom nationella inventeringar tyder på en påtaglig ökning kring 1990, medan ökningen visade sig i området först efter 1992-93. Från ett bottenläge kring cirka tio par året före den andra restaureringsetappen ökade beståndet och har under senare år fluktuerat mellan 75 och 225 par.

Bland tättingarna tilldrar sig *gulärta* stort intresse. Effekterna av den första restaureringen uteblev helt. Då andra etappen påbörjades 1992 noterades två par. Därefter skedde en påtaglig ökning som kulminerade i 29 par år 1997.

Under senare år har det häckande beståndet legat kring 25 par. Ökningen kan säkerligen tillskrivas de förändringar i artens livsmiljöer som ägde rum på grund av återskapandet av större areal låggräsmark genom fräsning av strandmiljöerna i kombination med utökad betesdrift.

Vadarna, främst representerade av *tofsvipa*, *enkelbeckasin* och *rödbena* uppvisar en enhetlig bild; en påtaglig ökning efter 1992 och därefter en successiv minskning till nivåer som dock ligger klart över läget före åtgärderna då. De tre arterna hyser numera ett sammanlagt häckbestånd kring 50-60 par, varav tofsvipan är den vanligaste med 25-35 par. *Skrattmå*s genomgick en drastisk minskning från som mest cirka 2 500 par i början av 1980-talet till noll par vid tidpunkten för andra restaureringsetappen, en minskning som sammanfaller med en redan tidigare påbörjad nedgång på nationell nivå. Därefter har kolonistorleken fluktuerat kring cirka 200 par, med mycket olika häckningsframgång under åren.

Antalet *rastande arter* är betydande och flera förekommer i stort antal. Bland gässen dominerar *grågås* som under senare år har setts med upp till 2 500 individer under hösten. Starten för artens ökning sammanfaller med den andra restaureringsetappen, men återspeglar även den påtagliga tillväxten på nationell nivå. Kanske mer än någon annan art varierar *gräsand* från år till år. En omedelbar ökning inträffade efter restaureringen, men troligen är vattennivåerna i ännu högre grad styrande för hur många individer som påträffas de olika åren. *Snatte*rand, *sked*and och *stjär*tand kan under senare år ses i storleksordningen 10-20 individer under hösten, vanligen färre under våren. En viss ökning under 1990-talet kopplat till restaureringsinsatserna kan spåras för alla tre arterna, följd av en minskning. *Snatte*randen har dock under senare år förekommit i 200-250 exemplar under enstaka sensomrar och höstar. Även *bläs*andens och *krick*ans bestånd har en tidsmässigt sett motsvarande utveckling, med en toppnotering under höststräcket på cirka 250 respektive 1 000 individer efter den andra restaureringsetappen.

Dykänderna uppträder i färre antal än simänderna. *Brun*and, *vigg* och *knipa* ses främst under våren med högsta antalet cirka 200 exemplar noterad för viggan efter den andra restaureringen och 100 exemplar som toppnotering för brunanden. *Sothön*ans antal var opåverkade av den första restaureringsetappen, men ökade från bottenläget ett 20-tal individer till som mest cirka 500 individer under våren efter insatserna 1992/93. För knipan, sothönan och krickan har visserligen bestånden ökat på många andra håll i landet, men restaureringen har sannolikt förstärkt motsvarande ökning i Angarnssjöängen.

Ett stort antal arter vadare rastar i sjöängsområdet. Flera visar en tydlig ökning som tidsmässigt kan kopplas till åtgärderna 1992/93. De högsta siffrorna, noterade under vårflyttningen, gäller för *grön*bena (1 200 individer) och *brush*ane (drygt 300). Högsta noteringen för brushane, cirka 600 individer, går dock tillbaka till 1970-talet. De genomsnittliga siffrorna ligger

dock betydligt lägre och en stor variation kan noteras mellan åren. Ökningen efter restaureringen 1992/93 har följts av en neråtgående trend, en utveckling som delas med några andra vadararter. Det finns ett klart samband mellan antalet noterade fåglar och framför allt väderleken, men även vattenståndet.

Många häckande och rastande arter uppvisar alltså en påtaglig ökning under undersökningsperioden, en ökning som i tiden sammanfaller med genomförandet av den andra restaureringsetappen. Mellanårsvariationerna är visserligen som regel stora, men för flera arter gäller att den positiva effekten av åtgärderna avklingar efter några år, varvid dock numerären i många fall verkar stabilisera sig på en nivå som ligger högre än före åtgärderna. Antalet änder och vadare som rastar under våren är numera ungefär tre gånger fler än vad som noterades före den andra restaureringen 1992/93. Som sammanfattande bedömning över de utförda åtgärderna och deras effekter gäller därför att de har bidragit till att skapa en rikare våtmarksfågelfauna och genom återkommande skötselinsatser blir det möjligt att behålla denna för framtiden.

Angarnssjöängen under de senaste åren

Grunda våtmarker av Angarnssjöängens karaktär utgör dynamiska naturtyper som med tiden oundvikligen förändras på grund av successioner i växtsamhällena med ökad dominans av högre och grövre växter och därmed sammanhängande uppgrundning i vattenområdena. Denna utveckling motverkas delvis men inte tillräckligt av betesgången. För att hålla tillbaka denna utveckling, som för flertalet våtmarksfåglar är negativ, måste återkommande skötselåtgärder sättas in. Som ett led i skötseln av reservatet har därför främst under åren 1999, 2002, 2003 och 2005 olika insatser gjorts. Det har handlat om avverkning av träd och röjning av buskar, maskinell bearbetning av vissa ytor för att slå ut bladvass, jättegröe och annan högre vegetation eller för att reducera den tilltagande tuvbildningen. Regleringen av vattenstånden görs inom de ramar som tillståndet medger och utnyttjas även som en skötselmetod. Men vissa år åstadkommer vädret betydande avvikelser från de eftersträlvade nivåerna, ibland till nytta, ibland till nackdel för fågellivet. Vissa år eller perioder gynnas därför vadarfåglarna, andra år änderna.

De höga naturvärdena, främst kopplade till fågelrikedomen, har gjort naturreservatet till ett av de mest besökta naturområdena i Stockholmstrakten. Reservatets informationstavlor, fågeltorn och vandringsleder underlättar för besökare att ta del av de naturvärden som är knutna till området. Ett kvitto på de höga värdena är att området sedan 1996 ingår i EU:s nätverk Natura 2000 som ett särskilt skyddsområde (SPA) för fåglar.

Appendix 1

Händelser och förhållanden som varit viktiga för häckande och rastande fåglar 1993-2005

Svante Söderholm har antecknat uppgifter om sjöängens tillstånd i samband med sina inventeringsrundor. Stora delar av följande avsnitt bygger på hans anteckningar.

1993: Sjöängen restaurerades under vintern 1992-93. Förekomst av stora markbearbetade ytor, utan vegetation, gjorde att förhållandena för vadare var extremt goda, vilket resulterade i att stora mängder rastade.

1994: Dåligt väder gjorde att ett stort antal vadare rastade under hösten, framför allt vid Grävlingholmen.

1995: Extremt väder med snöfall i början och mitten av maj, tvingade ner stora mängder vadare och småfågel. Sjöängen torrlades i det närmaste under sommaren - tidiga hösten för att minska beståndet av vitfisk. Det fick till följd att vegetationen fick fäste på bankar etc. Gynnsamt för vadare under hösten, men relativt få rastade p.g.a. vackert väder.

1995 – ca 1998: Byksberget är inte längre "bästa observationsplatsen" på grund av ökad igenväxning i sjöängen.

1999: Högt vattenstånd under våren. Kraftig vårflood gjorde att det fanns många översvämmade ytor i Stockholmstrakten och Uppland som attraherade änder under flyttningen. Gott om lämpliga häcklokaler på grund av översvämningarna kan ha bidragit till det ringa antalet häckande gräsänder i sjöängen.

Sjöängen torrlades under sommaren för att möjliggöra reparation av dammvallen. Det resulterade i god tillgång på rastande vadare under hösten, framför allt vid Kusta fanns det stora bankar som drog till sig fåglarna. Det låga vattenståndet gjorde att ytterst få gäss rastade under hösten. De delar av den "blå bården" som var bevuxna med vatten- och/eller våtmarksväxter slogs under hösten med slåttermaskin, en 10-25 m bred rand framför allt längs södra sidan av sjöängen. En större yta slogs runt Byksberget.

2000: Under vintern/våren ryckte isen upp stolpen med mätpegeln för vattenståndet vid utloppet. Vattenståndet var extremt högt under våren och under sommaren. Mätaren visade 0.3 - 0.5 m för lågt vattenstånd vilket ledde till en "felaktig" reglering av sjöängen [vid byte av skalan var felet 0.4 m]. Slätter 1999 och vattenstånd i kombination gjorde att en remsa (10-20 m bred) med kala bankar och grunt vatten fanns mellan Byksberget och Midsommarberget. Först kring midsommar började delar av remsan bli gröna.

2001: En bra blå bård mellan Midsommarberget och Byksberget och delvis runt Lundbydiket skapar attraktiva områden för rastande änder och vadare under våren och under början av höststräcket.

Svarthakedopping och skrattnås misslyckas med häckningen på grund av för lågt vattenstånd.

2002: Lågt vattenstånd råder i mars-april och dammluckan är öppen för provisorisk reparation av spången över södra maden. Torr och varm sommar, faktiskt den torraste sedan 1959. Sedan mitten av augusti mycket lågt vattenstånd, från augusti/september återstår endast pölar av klarvattenytorna utanför Kusta. I mitten av september är sjöängen helt torr, endast vatten i dammen. Nedanför Kusta återstår ett fåtal små och grunda pölar. I oktober är sjöängen fortfarande torr och dammluckan öppnas för att kunna avverka buskar/träd som växt upp längs mittdiket och andra platser.

Sjöängen mellan Lundbydiket och Asphagen har bearbetats med slaghack och fräsning. Utloppet har muddrats och rensats från vass etc. från dammen till dungen vid Ådalen. Arbetena i utloppet resulterar i, att ett ras inträffar cirka 100 m uppströms dungen vid Ådalen och ett stort sjok av södra stranden glider ut i ån. I samband med rensningen visade det sig hur kunniga äldre generationer var då det gäller rensningar och liknande. På ömse sidor om ån hade de slagit ned träpålar med 20-30 cm lucka, uppenbarligen för att hålla stränderna på plats. När diket rensades 2002 åkte en hel del av dessa pålar med, med försämrad stabilitet som resultat.

2003: Vintern 2002/03 röjs sly längs mittdiket. Sjöängen är i det närmaste bottenfrusen. Inledningsvis lågt vattenstånd som en följd av den förra torrsommaren och öppnad dammlucka.

Jättegröe breddade snabbt ut sig, främst på maderna vid Kusta och sommarstugeområdet. Den snabba ökningen av jättegröe i kombination med ett lågt vattenstånd sedan år 2002 ytterligare förstärkt av att 2003 var nederbördsfattigt gjorde att klarvattenytan vid sommarstugeområdet växte igen. Redan från början-mitten av juni var denna klarvattenyta utplånad. Jättegröet koloniserade områdena närmast Kusta, vilket medförde att när vattenståndet

sjönk, blottades inga bankar lämpliga för vadare. Istället fanns det ett kompakt bestånd av jättegröe. Ingen skrattnåskoloni vid Skesta hage men vid jordkullen (Kusta).

Vinter 2003/2004: Blöt snö föll i stora mängder strax innan jul. Sjöängen frös med högt vattenstånd +10.10-10.15 m.ö.h. Vandringar på isen under vintern visade att vassen var klen och gles.

2004: Igenväxningen på norra sidan accelererar, redan från mitten av maj var maden vid sommarstugeområdet "grön", endast två små klarvattenytor är synliga från jordkullen vid Kusta.

Som ett försök beslöts att under april justera upp vattennivåerna något gentemot den idealkurva som Vattendomstolen fastlagt, men ändå så pass lite att nivåerna höll sig inom det variationsintervall som också fastlagts i domen. Det föreföll som om detta högre vattenstånd var gynnsamt för häckande fåglar. Vid Byksberget fanns bra rastmöjligheter för vadare.

Mark fräst på norra sidan från Sommarstugeområdet till Skesta hage. Ingen bearbetning ute i sjöängen eftersom marken inte bar traktorn. Detta resulterade i att vegetationsbältet (vass, kaveldun m.m.) i stor utsträckning var kvar mellan den betade marken och klarvattenytorna. Inte heller återskapades klarvattenytor vid Sommarstugeområdet ("jättegröedjungle") och utanför jordkullen.

2005: Sjöängen tömdes efter häckningssäsongen för att möjliggöra bearbetning med slaghack. I oktober behandlades området från Lundbydiket till Hackstakullen. Många simandskullar, även vigg och brunandskullar. Bra rastplatser för vadare vid Byksberget, men senare regn spolierade för de rastande vadarna – ytorna försvann.

Appendix 2

Den häckande våtmarksfågelfaunan
vid Angarnssjöängen 1978-2004

Antal häckande par per år. "Rödlistning" avser listning i den svenska rödlistan 2005. "EU" avser EU:s fågeldirektiv, bilaga 1

Art	Röd-listning	EU	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Knölsvan			1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sångsvan		+	Ej h. tid.	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grågås				-	-	-	1	1	Ej h. tid.	1	1	1	2	1	1	1	3
Kanadagås			-	-	-	-	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1	1
Blåsand			1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Snatterrand			1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-
Kricka			6	5	4	9	6	4	10	5	4	5	4	3	2	2	1
Gräsand			16	10	17	16	11	10	16	17	19	17	14	23	17	21	25
Stjärtand	NT, CI		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Årta	VU, D1		2	3	2	1	3	2	1	1	-	1	-	-	1	1	1
Skedand	NT, CI		4	3	5	2	3	3	3	6	6	5	5	6	8	4	3
Brunand	NT*		7	8	12	11	6	9	15	12	9	7	3	3	4	3	2
Vigg			1	4	5	3	4	3	4	3	5	4	3	3	2	2	1
Knipa			-	1	2	2	2	1	2	3	6	5	5	5	6	8	7
Smådopping			2	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skäggdopping																	
Svarthakedopping	VU, CI	+	35	39	38	50	36	33	31	40	34	20	11	7	5	4	-
Svarthalsad d.	VU*, D		1	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rördrom	NT*	+	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Brun kärrhök		+	4	3	3	2	2	2	2	1	2	3	4	3	3	3	5
Fiskgjuse		+	2	2	1	1	2	1	1	1	1	-	>1	1	-	1	-
Lärkfalk			?	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	>2	>2
Vattenrall			7	7	10	3	5	7	7	>10	?	?	?	?	**	**	>6-7
Småfl. sumphöna	VU, D1	+	1	2	1	-	1	2	2	2	1	1	1	-	2	1	5
Kornknarr	VU, C1, D1	+															-
Rörhöna			11	3	8	4	6	14	14	16	13	7	1	1	3	-	-
Sothöna			75	66	101	100	70	56	63	82	48	18	11	14	10	15	8
M. strandpipare		+							Ej h. tid.	2	2	2	1	1	1	-	1
Tofsvipa			**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	3
Enkelbeckasin			12	11	10	9	6	?	7	10	8	?	6	>5	5	9	8
Storspov	NT, flera		1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rödbena			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skrattmås			1350	1110	1750	2130	2390	1000	1200	1460	1590	665	1170	400	250	180	-
Fisktärna		+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Svarttärna	VU, D1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Ej h. tid.	-
Ängsoplärka			5	7	8	4	4	7	5	4	?	>3*	4*	>2-3*	**	**	1
Gulärta			7	7	9	8	9	9	10	7	?	>7*	6*	>5-6*	4-5	3-4	2
Näktergal			2	5	4	5	6	6	5	5	6	8	7	9	10	8	8
Buskskvätta			10	9	13	8	13	15	18	20	?	15*	16*	?	?	?	>10*
Gräshoppsångare	NT*		5	2	2	2	3	8	8	9	6	11	11	12	10	10	10
Flodsångare	VU*, D																-
Sävsångare			23	21	28	28	18	31	19	18	24	33	53	47	51	41	44
Kärrsångare			-	-	-	-	-	-	-	Ej h. tid.	1	1	2	1	3	-	-
Trastsångare	NT*		-	2	1	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	-	-
Rosenfink	NT*		**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	2	>3	3

Art	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Knölsvan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1
Sångsvan	1	1	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1
Grågås	5	6	9	10	13	12	23	24	32	32	22	44
Kanadagås	1	1	1	-	3	5	7-8	6	9	6	2	5
Bläsand	-	-	-	1	-	1	-	1	1	2	1	1
Snatterand	-	-	1	-	2	4	2	1	-	2	1	1
Kricka	6	4	5	3	3	4	6	5	5	8	8	9
Gräsand	27	32	37	37	26	24	10	29	43	29	32	29
Stjärtand	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Årta	8	4	5	4	5	4	4	5	3	3	1	3
Skedand	7	6	6	9	9	7	4	5	2	3	5	5
Brunand	2	6	8	10	14	7	9	9	6	6	3	4
Vigg	1	5	5	9	4	12	10	10	12	6	4	4
Knipa	7	8	9	8	10	11	12	13	18	14	3	16
Smådopping	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Skäggdopping	-	-	-	-	-	-	Ej h.	tid.	1	-	-	-
Svarthakedopping	-	-	1	1	2	6	7	16	14	8	5	7
Svarthalsad d.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rördrom	1	1	-	-	-	1	1	3	2	2	1	1
Brun kärrhök	3	2	3	3	2	3	2	4	2	2	2	-
Fiskgjuse	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lärkfalk	>2	>1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	2
Vattenrall	■*	3?*	2?*	2?*	3?*	5?*	10?*	6?*	11?*	16?*	8?*	16?*
Småfl. sumphöna	2	4	3	3	1	3	1	4	5	4	1	7
Kornknarr	-	-	-	-	Ej h.	tid.	1	-	1	-	-	-
Rörhöna	1	9	1	1	2	1	1	2	-	-	-	-
Sothöna	44	104	164	82	73	128	78	180	228	227	82	148
M. strandpipare	4	3	2	1	-	-	-	2	2	2	5	4
Tofsvipa	63	81	34	28	38	19	8	17	22	28	23	34
Enkelbeckasin	20	17	?	19	16	?	14	12	8-10	12-13	15	17-18
Storspov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rödbena	5	4	6	5	5	3	1	3	4	4	5	6
Skrattmå	280	460	950	315	600	160	165	180	235	134	127	293
Fisktärna	Ej h.	tid.	2	-	1	1	-	-	1	1	3	5
Svarttärna	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Ängsplärka	3	2	4	6	6	5	5	5	4	6	10	10
Gulärta	4	6	7	17	29	29	26	20	19	24	24	25
Näktergal	5	4	4	2	2	2	2	3	3	1	2	1
Buskskvätta	>11*	>9-11	?	8	11	9-11*	17	13	12	10	15	14
Gräshoppsångare	5	1	3	3	-	2	-	-	-	1	-	-
Flodsångare	Ej h.	tid.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sävsångare	24	24	35	33	24	25	39	42	32	31	28	46
Kärrsångare	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Trastsångare	-	1	-	2	-	-	-	-	2	-	-	-
Rosenfink	2	3-4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Teckenförklaring:

- ? Arten ej inventerad
** Arten ej inventerad, men mycket fåtalig.
* Endast översiktligt inventerad. Ej jämförbar med föregående års inventeringar
■ Vattenrall, ej inventerad men arten har minskat markant sedan mitten av 1980-talet.
■* Vattenrall, ej inventerad (omöjligt?). Arten visade dock en markant uppgång under 1993 jämfört med senare år.
?* Vattenrall, ej inventerad, troligen omöjligt.
Antal par minimumsiffror baserad på slumpmässiga observationer av ungar eller permanenta revir.
Ej h. tid. Arten har ej häckat tidigare.
Uppgifterna i tabellen får ej användas utan tillstånd av inventerarna:
Kjell Eriksson & Svante Söderholm

Appendix 3

Inventeringsmetoder

Till grund för inventeringsmetodik ligger Naturvårdsverkets biologiska inventeringsnormer (Statens Naturvårdsverk 1978, BIN F) och en handledning av Andersson & Nilsson (1975). En del smärre förändringar av metodiken har fått göras för några arter som inte kunnat inventeras eller utvärderas enligt Naturvårdsverkets normer. I korthet har följande inventeringsmetodik använts.

Allmänt gäller att fåtaliga arter har specialstuderats. För mera talrika arter eller när tidigare fåtaliga arter blivit talrika (eller vice versa) har inventeringarna och utvärderingen skett enligt nedanstående. För svanar, gäss, änder, doppingar och sumphöns har underlag inhämtats genom att hela sjöängen inventerats minst en gång per vecka. När inventeringarna inleddes var inventeringsperioden från senare delen av april till slutet av första veckan i juni. Sedan mitten av 1990-talet har inventeringarna inletts tidigare, omkring ett veckoslut i mitten av april. Orsaken är att en del arter under inventeringsserien visat tendens att anlända tidigare och/eller påbörja häckningen tidigare varför en tidigare inventeringsstart varit önskvärd för att få goda inventeringsuppgifter. Vid inventeringstillfällena har sjöängen varit uppdelad i ett större antal delområden: 1978-92: 14 områden och 1993-1994: 19. År 1995 slogs två områden ihop så att antalet blivit 18. Att antalet delområden ökade 1993 var en följd av restaureringen.

Antalet fåglar har noterats artvis inom varje delområde och i de fall könen går att skilja har antalet par samt antalet hanar och honor ej ingående i par noterats områdesvis. Dessutom har iakttagelser av bobygge, spel, ruvande fåglar, kullar etc. registrerats.

Antalet häckande par av knölsvan och sångsvan baseras på observationer av revirhävande fåglar och bobygge eller ruvande fåglar.

Antalet häckande gåspar har givits av antalet observerade kullar. Skälen är att bobyggande och ruvande fåglar är svåra att upptäcka samt inte minst det faktum att det funnits ett stort antal icke-häckande gäss på lokalen även under den period som ungarna kläcks. Detta gäller främst grågås sedan mitten av 1990-talet då grågåspopulationen ökade till fler än tio par. Om man skulle basera antalet häckande par på antalet vuxna fåglar vid sjöängen under den tid kullarna kläcks skulle den häckande populationen överskattas. Men den använda metodiken ger ett för lågt antal häckande par eftersom par som gör häckningsförsök eller avbryter häckningen inte kommer med. Uppskattningsvis gör 10-20 procent av grågåspopulationen häckningsförsök eller misslyckas med häckningen. Bakom denna bedömning ligger egna

observationer vid Angarnssjöängen och resultat från en märkt population i Skåne, där cirka 90 procent av de erfarna paren producerar minst en flygg unge och cirka 70 procent av de oerfarna (Nilsson & Persson 1994).

Antalet häckande par av respektive andart har baserats på antalet observerade par eller honor ett visst datum. Inventeringstillfället som varit utgångspunkten för skattningen av antalet häckande par har valts utifrån den samlade bilden av artens uppträdande under inventeringssäsongen. Mestadels har en analys av inventeringsresultaten gett en god bild av när rastande eller icke-häckande fåglar lämnat sjöängen och/eller när honorna lagt sig. Flera år har ytterligare stöd för val av datum erhållits vid observationer av nykläckta eller relativt nykläckta kullar, vilket gjort det möjligt att beräkna när ruvning och äggläggning inletts (för ytterligare upplysningar se Söderholm & Eriksson 1999, 2002). För samtliga andarter, utom knipa, har antalet honor det utvalda datumet gett antalet häckande par. För knipa har antalet observerade par använts som underlag.

Antalet häckande doppingar baseras på observationer som indikerar eller visar häckning, det vill säga spel, bobygge, ruvande fåglar etc.

För de olika vadararterna har olika metoder använts. I botten ligger revirkartering för samtliga arter. I fråga om mindre strandpipare och rödbena fungerar denna metod utmärkt de år endast ett till två par häckar vid sjöängen. När antalet par varit högre har storleken på det häckande beståndet bedömts efter en summerad värdering av resultat från samtliga inventeringsrundor av hur många fåglar som setts och hur de uppträtt. Skälen är att de häckande fåglarna i stor utsträckning uppehållit sig, födosökt och spelat inom ett relativt begränsat område runt Byksberget, vilket gjort att konventionell revirkartering inte fungerat bra. Det har visat sig att flertalet par har häckat inom ett mycket begränsat område. Enstaka par har dock häckat på andra platser, men trots detta framför allt vistats och spelat inom området runt Byksberget.

För tofsvipa har inventeringsmetoden varit revirkartering. Alla ruvande, varnande eller spelflygande vipor inom ett delområde har bedömts vara häckande där, liksom "vaksamma" fåglar i området. Sedan har i efterhand ett inventeringstillfälle valts ut från den samlade bilden med hänsyn till vattenstånd och tidpunkt på våren. Det erhållna antalet häckande fåglar det valda datumet har sedan dividerats med två (och avrundats nedåt) och givit antalet häckande par. Antalet häckande par av enkelbeckasin har grundats på observationer av spelande fåglar på samma plats inom ett delområde vid minst tre tillfällen.

För rörhöna och sothöna har ett bestämt datum valts på samma sätt som för änderna. Antalet fåglar inom varje delområde vid det tillfället har sedan dividerats med två för att erhålla antalet par. Om antalet har varit udda har närmast lägre jämna tal dividerats med två.

Antalet häckande par av småfläckig sumphöna baseras på observationer av "permanent" revirhållande, det vill säga spelande fåglar. Samma metod har använts för rördrom.

Det har varit i det närmaste omöjligt att inventera vattenrall. Sedan omkring 1990 har inga försök heller gjorts att inventera arten, utan de uppgifter som ligger till grund för utvärderingen är slumpmässigt inhämtade i samband med inventering av andra arter. De uppgifter som finns i appendix 3 baseras på revirkartering, det vill säga observationer av spelande och "skrikande" vattenrallar. Uppgifterna har i förekommande fall kompletterats med observationer av ungar. Inventeringsuppgifterna för vattenrall kan troligen ge en viss vägledning om populationsutvecklingen men inte mycket mer.

Antalet häckande skrattmåsar och fisktärnor bygger på observationer av ruvande fåglar. De år när detta inte har varit möjligt för skrattmåsar, i och med att arten varit talrik och/eller vegetation omöjliggjort räkning av ruvande fåglar, har antalet par istället baserats på en uppskattning av antalet fåglar i kolonin. Det erhållna antalet har sedan multiplicerats med en korrektionsfaktor för att erhålla antalet par. Korrektionsfaktorn används för att korrigera för att båda fåglarna i paret inte hela tiden finns i kolonin och för att det finns icke-häckande 2K-fåglar i kolonin.

Tättingar som häckar i anslutning till eller i sjöängen har revirkarterats. Undantaget är sävsångare. Antalet häckande par för denna art baseras på antalet sjungande (revirhållande) fåglar under en försommarnatt med gynnsamma förhållande för sång och inventering. För övriga tättingarter baseras antalet häckande par på observationer av permanenta revir, fränsett ängspiplärka, gulärta och buskskvätta. För de senare arterna har kraven varit strängare. Förutom observation av ett permanent revir har krävts att en hona eller ett par observerats inom detta. För ängspiplärka och gulärta har det i de flesta fallen inneburit att varnande fåglar och/eller fåglar med mat i näbben utgjort grund för bedömd häckning.

Inventeringarna 1978-1994 genomfördes till största delen av Kjell Eriksson. Under några år har han haft viss hjälp av Jan Andersson och Erik Koppe. Åren 1995-2004 genomfördes inventeringarna av Svante Söderholm med hjälp av Kjell Eriksson. Under denna period inventerade Kjell Eriksson tofsvipa, enkelbeckasin, buskskvätta och sävsångare. Revirkarteringen av de ovanliga tättingarna har genomförts av Svante Söderholm, som inhämtat kompletterande uppgifter från Kjell Eriksson.

Referenser

- Andersson, Å. & Nilsson, L. 1975. *Handledning för inventering av fåglar i viltvatten och sjörestaureringsobjekt*. Stencil.
- Nilsson, L. & Persson, H. 1994. Factors affecting the breeding performance of a marked Greylag Goose *Anser anser* population in south Sweden. *Wildfowl* 45:33-48.
- Statens naturvårdsverk 1978. *Biologiska inventeringsnormer – fåglar*. SNV Råd och riktlinjer 1978:1.
- 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.

Appendix 4

Statistiska beräkningar på beståndsvariationen hos rastande fåglar vid Angarnssjöängen

Använd metod: Mann-Whitney's U-test. Jämförda perioder är före resp. efter restaureringarna (vänstra kolumnen) och före resp. mellan restaureringarna (högra kolumnen)

P=1 = serierna är identiska, P>0,05 = ingen statistisk signifikans, P<0,05 * = enstjärnigt signifikant (sannolikheten för att de två serierna skulle vara olika av en slump är 1–5 procent), P<0,01 ** = tvåstjärnigt signifikant (sannolikheten för att de två serierna skulle vara olika av en slump är 0,1–1 procent) och P<0,001 *** = trestjärnigt signifikant (sannolikheten för att de två serierna skulle vara olika av en slump är mindre än 0,1 procent). Se vidare respektive art.

Art vårl/höst	1970–84/1993–2005	1970–84/1985–92
<i>Grågås vår</i>	Ej relevant	Ej relevant
<i>Grågås s/h</i>	Ej relevant	Ej relevant
<i>Gräsand vår</i>	P>0,05	P<0,05 *
<i>Gräsand s/h</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Snatterand vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Snatterand s/h</i>	P<0,001 ***	P<0,05 *
<i>Stjärtand vår</i>	P<0,05 *	P<0,05 *
<i>Stjärtand s/h</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Skedand vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Skedand s/h</i>	P<0,05 *	P>0,05
<i>Bläsand vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Bläsand s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Kricka vår</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Kricka s/h</i>	P<0,001 ***	P<0,05 *
<i>Simänder, vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Simänder s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Brunand, vår</i>	P>0,05	P<0,01 **
<i>Brunand s/h</i>	P<0,01 **	P=1

Art vårl/höst	1970-84/1993--2005	1970-84/1985-92
<i>Vigg vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Vigg vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Knipa vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Knipa s/h</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Dykänder, vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Dykänder s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Sothöna årsmax.</i>	P<0,05 *	P<0,001 ***
<i>Kärnsnäppa vår</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Kärnsnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Spovsnäppa vår</i>	P>0,05	P=1
<i>Spovsnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Myrsnäppa vår</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Myrsnäppa s/h</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Mosnäppa vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Mosnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Brushane vår</i>	P>0,05	P>0,01 **
<i>Brushane s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Småsnäppa vår</i>	P>0,05	P>0,05
<i>Småsnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Calidris, vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Calidris, s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Grönbenå vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Grönbenå s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Svartsnäppa vår</i>	P<0,01 **	P>0,05
<i>Svartsnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Gluttsnäppa vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Gluttsnäppa s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Tringa, vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Tringa, s/h</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Smaln. simsn. vår</i>	P<0,001 ***	P>0,05
<i>Smaln. simsn. s/h</i>	P<0,05 *	P=1

Länsstyrelsens rapportserie

Utkomna rapporter under 2007

1. Svenska Högarna - marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning, *miljö- och planeringsavdelningen*. Finns bara som pdf.
2. Rassa vikar - marinbiologisk kartläggning och naturvärdesbedömning, *miljö- och planeringsavdelningen*. Finns bara som pdf.
3. Från vision till verklighet - om landsbygdsutveckling i Stockholms län 2000-2006, *miljö- och planeringsavdelningen*.
4. Organiserad brottslighet - ett hinder för långsiktigt hållbar tillväxt i Östersjöregionen, *avdelningen för regional utveckling*.
5. Fiskevårdsplan 2007-2010 för Stockholms län, *avdelningen för regional utveckling*.
6. Svenska för akademiker SFA vård - slututvärdering. Sammanfattning och uppdatering av rapport 2004:4, *avdelningen för regional utveckling*.
7. Jämförd samhällsplanering - ett diskussionsunderlag från projektet BoJämt, *bostadssektariatet*.
8. Väggmossan avslöjar spridningen av metaller - provtagning 2005 i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
9. Årsrapport 2006 - en sammanställning av vad Länsstyrelsen sett i sin sociala tillsyn, *socialavdelningen*.
10. Sammanställning av Bostadsmarknadsenkäten 2007, *socialavdelningen*.
11. Läget i länet - bostadsmarknaden i Stockholms län 2007, *socialavdelningen*.
12. Vindkraft i Stockholms län - planeringsunderlag för större vindkraftsanläggningar, *miljö- och planeringsavdelningen*.
13. Unga vuxna med försörjningsstöd - en granskning av socialtjänstens arbete 2006, *socialavdelningen*.
14. Storskarv i Mälaren 2007, *miljö- och planeringsavdelningen*.
15. Kvinnoorganisationer i Stockholms län : förutsättningar, delaktighet och inflytande, *avdelningen för regional utveckling*.
16. Riksintresset Södertälje hamn, *miljö- och planeringsavdelningen*.
17. Förorenade områden – inventering av sågverk, industrier för tillverkning av fiberskivor, massa och papper samt oorganisk kemisk industri i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
18. Förorenade områden – anläggningar för behandling av farligt avfall i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
19. Rovdjur i Stockholms län – förvaltningsplan 2007-2010, *miljö- och planeringsavdelningen*.
20. Ekologiska förutsättningar för lodjur i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
21. Insekter i sand- och grustag – en inventering i Stockholms län 2006, *miljö- och planeringsavdelningen*.
22. Fågelskär i Mälaren 2007, *miljö- och planeringsavdelningen*.
23. Trafikbuller i bostadsplanering – en vägledning för detaljplanläggning med hänsyn till trafikbuller, *miljö- och planeringsavdelningen*.
24. Samarbete för renare vatten – Åtgärder i Tyresån 1994-2005, *miljö- och planeringsavdelningen*.
25. Redargårdarna på Björkö-Arholma - en berättelse om redaradeln i Roslagen, *miljö- och planeringsavdelningen*.
26. Strategi för formellt skydd av skog i Stockholms län, *miljö- och planeringsavdelningen*.
27. Angarnssjöängen - våtmark i förändring - fågelliv och restaureringar 1978 - 2005, *miljö- och planeringsavdelningen*.

Rapporten "Angarnssjöängen – våtmark i förändring" beskriver fågellivet i sjöängen och hur det påverkats av restaureringsåtgärder. Angarnssjöängen, belägen i Vallentuna kommun, är naturreservat och länets mest besökta fågel-sjö. Våtmarken har under årens lopp utsatts för olika mänskliga ingrepp som lett till försämringar i fågellivet. För att återge området dess rikedom på fågel har betydande restaureringsinsatser genomförts under senare år. Samtidigt med dessa åtgärder har förändringarna i fågelfaunan dokumenterats. Det är Länsstyrelsens förhoppning att denna rapport ska öka kunskapen om Angarnssjöängen och de faktorer som bidrar till att göra området till en värdefull häcknings- och rastplats för fåglar.



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN



Angarngruppen

Mer information kan du få av
Miljö- och planeringsavdelning,
Länsstyrelsen, tel: 08- 785 40 00
Rapporten finns också som pdf på
vår hemsida **www.ab.lst.se**
ISBN 978-91-7281-281-9

Länsstyrelsen i Stockholms Län
Hantverkargatan 29
Box 22 067
104 22 Stockholm, Sverige
Tel: 08- 785 40 00 (vxl)
www.ab.lst.se

Denna rapport ingår också som
Meddelande från
Angarngruppen nr 27
Angarngruppens hemsida:
www.angarngruppen.se