

Fågelfaunans utveckling i Uppsala läns skärgård efter införandet av jakt på mink



Länsstyrelsen i Uppsala län
Hamnesplanaden 3
751 86 Uppsala
Tfn: 018 – 19 50 00 (vxl)
e-post: uppsala@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/uppsala

Länsstyrelsens Meddelandeserie 2010

ISSN 1400-4712

Tryck: Länsstyrelsens reprocentral

Författare: Staffan Roos, BTO Scotland & Martin Amcoff, Upplandsstiftelsen.

Illustratör åtgärdsprogram-logotyp: Torbjörn Högvall.

Omslagsbild: Skräntärna. Foto: [cc.www.flickr.com/Blake Matheson](http://cc.www.flickr.com/BlakeMatheson)

Fågelfaunans utveckling i Uppsala läns skärgård efter införandet av jakt på mink (*Mustela vison*)

av

STAFFAN ROOS & MARTIN AMCOFF

BTO Scotland
School of Biological and
Environmental Sciences
Cottrell Building, University of Stirling
Stirling FK9 4LA
STORBRITANNIEN
E-post: staffan.roos@bto.org

Martin Amcoff
Upplandsstiftelsen,
Box 26074,
SE - 750 26 Uppsala,
SVERIGE
E-post: martin.amcoff@upplandsstiftelsen.se

Quercus, Queen's University Belfast
97 Lisburn Road
BT9 7BL Belfast
STORBRITANNIEN,

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	3
Förord	4
Sammanfattning	5
Inledning	8
Effekter av införda rovdjur på den inhemska faunan	8
Mink utgör ett hot mot sjöfåglar i Sverige	8
Är minkpredation orsaken till skräntärnans minskning?	9
Kan jakt på mink skydda sjöfågelbestånden?	9
Material och Metoder	11
Generell beskrivning av studieområdet	11
Björns skärgård	12
Klungstens skärgård	14
Gräsö Norra skärgård	15
Gräsö Södra skärgård	16
Studieorganismer	17
Inventeringsmetodik	19
Minkjakt	21
Geografiska analyser	22
Statistiska analyser	23
Modellering av skräntärnans populationsdynamik	24
Resultat	26
Minkfångst	26
Minkjaktens effekter på sjöfågelfaunan	28
Effekten av minkjakt på skräntärnans populationsutveckling	38
Effekter av klimat på skräntärnans reproduktion	39
Återfynd av döda skräntärnor	41
Dödsorsaker hos skräntärna	42
Modellering av överlevnad av skräntärnor märkta i Uppland	43
Modellering av överlevnad av skräntärnor märkta i Sverige	44
Modellering av populationstillväxten av skräntärna	45
Diskussion	52
Minkjaktens effektivitet	52
Minkjaktens effekter på sjöfågelfaunan	53
Skräntärnans populationsutveckling i Uppsala läns skärgårdar	55
Modellering av skräntärnans överlevnad som häckfågel i Uppland och i Sverige	58
Slutsatser	59
Rekommendationer inför framtiden	60
Tack	61
Litteraturförteckning	62

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Förord

Minkens etablering i den norduppländska skärgården under 1970- och 1980-talen sammanfaller i tiden med att många kustfågelarter minskat i antal. För att öka kunskapen om hur minken påverkar kustfåglarna och samtidigt genomföra konkreta åtgärder startade Upplandsstiftelsen projekt Hotade kustfåglar 1997. Inom projektet studeras hur antalet fågelpar påverkas om minken genom jakt avlägsnas från större skärgårdsområden.

De första tre åren drev Upplandsstiftelsen projektet i samverkan och med ekonomiskt stöd från Världsnaturfonden (WWF). Resultaten från de tre första åren finns sammanställda i en rapport (Amcoff 2001). Sedan 2001 har projektet finansierats av Upplandsstiftelsen med bidrag från Länsstyrelsen i Uppsala län.

Föreliggande rapport har gjorts på uppdrag av Länsstyrelsen i Uppsala län genom åtgärdsprogram för hotade arter. Rapporten har skrivits av Staffan Roos, Queen's University Belfast och Martin Amcoff, Upplandsstiftelsen. I rapporten redovisas resultaten från åren 1997-2008. Här ingår även en särskild studie av skrântärna, framförallt hur kolonin i Björns skärgård utvecklats. Ungar i kolonin har ringmärkts sedan slutet av 1940-talet och utifrån ringmärkningsdata har häckningsframgång och överlevnad analyserats.

Resultaten från projektet visar att man genom regelbunden jakt kan hålla avgränsade skärgårdsområden fria eller i det närmaste fria från mink. Antalet fågelpar av många arter ökade i de områden där minkjakt bedrevs. Ett väl fungerande samarbete har under projekttiden byggts upp mellan ornitologer, jägare och Upplandsstiftelsen.

Uppsala september 2010

Länsstyrelsen

Lennart Nordvarg

Upplandsstiftelsen

Björn-Gunnar Lagström

Sammanfattning

1. Mink (*Mustela vison*), ett litet rovdjur i mårdfamiljen, infördes till Europa från Nordamerika i början av 1900-talet för pälsproduktion. Frilevande minkpopulationer etablerades på många håll i Europa när minkar rymde eller släpptes ut från pälsfarmerna. I Sverige finns täta stammar av mink i stora delar av landet.

2. Minken lever vid vattendrag, och livnär sig på bytesdjur knutna till vatten. Minkens predation på kräfter, fiskar, groddjur, fåglar och däggdjur har visat sig kunna leda till lokala populationsnedgångar av dessa organismer.

3. Sedan minken etablerade sig i norra Upplands ytterskärgårdar i början av 1980-talet anses den ha bidragit till populationsnedgångar för en lång rad sjöfågelarter. Dock visar långsiktiga inventeringar att många sjöfågelarter började minska redan under 1970-talet, det vill säga innan minken fanns i området. Det är därför troligt att det är många faktorer som ligger bakom de observerade populationsnedgångarna av sjöfågel.

4. För att utröna minkens effekt på sjöfågelbestånden påbörjades 1997 ett projekt i Uppsala läns skärgårdar. I fyra stora, geografiskt åtskilda, studieområden inventerades sjöfågelbestånden i stort sett årligen mellan 1997 och 2008. I två av studieområdena infördes jakt på mink (experimentområden) medan de andra två områdena utgjorde kontrollområden utan minkjakt. Då preliminära analyser av inventeringsresultaten antydde att sjöfågelbestånden ökade i experimentområdena, infördes år 2001 minkjakt i ett av de ursprungliga kontrollområdena. Inga djupgående analyser av sjöfågelbeståndens utveckling har därefter utförts. Det är därför viktigt att undersöka om minkjakten har lett till färre minkar i experimentområdena och ökade populationer av sjöfågel. En särskild tonvikt har lagts på att studera hur en sällsynt och rödlistad art, skräntärna (*Hydroprogne caspia*), påverkats av den införda minkjakten.

5. Resultaten visar att antalet avlivade minkar minskade i områden där minkjakt bedrevs. Minskningen var tydligast i Björns skärgård, medan minskningen var måttlig i Gräsö Norra och Klungsten. Varken åldersstruktur eller könskvot av de avlivade minkarna förändrades mellan åren. Inga mått på graden av geografisk isolering (avstånd till fastlandet, avstånd till närmaste annan ö och antal öar inom 2 km) påverkade hur många minkar som avlivades på de olika öarna. Inte heller fann vi några samband mellan graden av isolering och hur snabbt antalet fångade minkar minskade. Sammantaget tyder detta på att minkjakten kan begränsa antalet minkar i skärgården, men att invandring av mink sker kontinuerligt. Således bör minkjakten pågå fortlöpande för att hålla stammen av mink på en låg nivå.

6. Det totala antalet par sjöfåglar ökade signifikant efter det att jakt på mink infördes i ett område, även om populationsökningen varierade mellan olika områden. Antalet par ökade årligen med 15.23% i Björns skärgård, med 3.91% i Gräsö Norra skärgård och med 4.33% i Klungsten. I Gräsö Södra skärgård där ingen minkjakt bedrevs minskade antalet par med 8.38% per år.

7. Förändringen i antalet häckande sjöfågelarter skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt. I två av de tre experimentområdena (Björns och Klungstens skärgårdar) ökade artrikedomen efter det att minkjakt införts. Ingen sådan förändring noterades i Gräsö Norra (experimentområde) och i Gräsö Södra (kontrollområde) skärgårdar. Flest arter påträffades i Björns skärgård.
8. Av de 23 arter som var tillräckligt vanliga för att analyseras hade nio (39.13%) arter signifikant högre populationstillväxt i experiment- jämfört med i kontrollområden. Dessa arter var skedand (*Anas clypeata*), svärta (*Melanitta fusca*), vigg (*Aythya marila*), större strandpipare (*Actitis hypoleucos*), rödbena (*Tringa totanus*), roskarl (*Arenaria interpres*), labb (*Stercorarius parasiticus*), fiskmås (*Larus canus*) och silvertärna (*Sterna paradisaea*). Arterna skedand och svärta är klassificerade som Missgynnade och roskarl och silltrut som Sårbara i den svenska rödlistan. Inga arter minskade mer i experiment- jämfört med i kontrollområdena.
9. Antalet häckande par av skrântärna, en annan art som klassificerats som Sårbar i rödlistan, vid ögruppen Stenarna i Björns skärgård varierade mellan åren 1970 och 1994 omkring 50-100 par. Efter införandet av minkjakt i Björns skärgård har en signifikant ökning av antalet häckande par skrântärna, till omkring ca 200 par, skett. Under 2009 och antagligen även under 2007 och 2008 har dock predation av gråtrut och havsörn helt hindrat skrântärnan att producera flygga ungar på Stenarna. Denna predation har även lett till en minskning av skrântärnekolonin på Stenarna.
10. Antalet ungar/skrântärnepar i kolonin på Stenarna var något lägre under perioden med mink (1980-1997: medel $\pm$ SE = 1.34 ± 0.10) än i perioden före minkens invandring (1947-1980: 1.46 ± 0.14) samt under perioden med minkjakt (1998-2006: 1.38 ± 0.15). Skillnaden är dock inte statistiskt signifikant. Den lägre kullstorleken under perioden med minkjakt kan förklaras med att en lägre proportion ungar blev ringmärkta i takt med att kolonin ökade i storlek, vilket medförde en mer utspridd häckningssäsong.
11. En klimatologisk faktor, den nordatlantiska oscillationen (NAO) var korrelerad med ungproduktionen hos skrântärna. Under år med högt NAO-värde i juni, det vill säga en mild och blöt juni, hade skrântärnorna fler ungar/par jämfört med år med ett lågt NAO-värde (kall och torr juni).
12. Återfyndsdata av skrântärnor som ringmärkts i Uppland mellan 1947 och 2005 antydde att överlevnaden av unga (0-1 år: 0.43 ± 0.051), subadults (2-5 år: 0.90 ± 0.018) och adulta (>6 år: 0.86 ± 0.020) skrântärnor var konstant över hela tidsperioden.
13. Den vanligaste dödsorsaken för ringmärkta skrântärnor var illegal jakt samt skyddsjakt vid fiskodlingar. Framförallt sköts skrântärnor i övervintringsområdena i Medelhavsområdet och i inlandsdeltat i Mali. Antalet skjutna skrântärnor minskade starkt i början av 1980-talet.
14. Modellering av populationstillväxten av den uppländska skrântärnepopulationen med värden på överlevnad och ungproduktion från tiden före och efter minkens etablering,

samt från tiden med minkjakt visade att populationstillväxten påverkas klart negativt av minkförekomst. Utan minkjakt predikterar modellerna att den uppländska skräntärnepopulationen minskar med ca 3.3 % årligen. Detta kommer med en sannolikhet på 97% att leda till ett lokalt utdöende. Modelleringarna visade att om minken kontrolleras genom jakt kommer den lägre frekvensen av minkpredation att leda till en i stort sett stabil skräntärnepopulation (årlig förändring: +0.8 %) med en betydligt lägre risk för utdöende (1.0 %).

15. När modelleringarna inkluderade hela den svenska metapopulationen av skräntärna (d.v.s. när immigration och emigration mellan subpopulationer tilläts), blev effekten av minkjakt också tydliga. Om ingen minkjakt införs kommer lokala utdöenden att ske snabbt, och på sikt är hela den svenska populationen hotad (utdöenderisk: 96.0 %). Om minkjakt utförs enligt förslaget i Åtgärdsprogrammet (ÅGP) minskar utdöenderisken markant (utdöenderisk: 0.0 %), och de olika subpopulationerna har kan "rädda" varandra genom immigration.

16. Eftersom både våra empiriska resultat och våra modelleringar tydligt visar på minkjaktens positiva effekter på sjöfågelbestånden är vår slutsats att jakten på mink bör fortsätta i de tre försöksområdena. För fortsatta utvärderingar av minkjakten rekommenderar vi att kontrollområdet Gräsö Södra skärgård förblir ett kontrollområde utan minkjakt. Vi rekommenderar även att de årliga inventeringarna av sjöfågelbestånden fortsätter.

Inledning

Effekter av införda rovdjur på den inhemska faunan

Predatorer (rovdjur) som av människan flyttats utanför sitt naturliga utbredningsområde har historiskt sett haft en mycket kraftig negativ inverkan på den inhemska faunan (Atkinson 1996). Ofta beror detta på att de inhemska bytesdjuren under evolutionär tid har levt utan predatorer. Det har lett till att bytesdjuren inte har utvecklat försvarsbeteenden som skulle kunna skydda dem från de införda predatorerna.

I ett internationellt perspektiv har framförallt fåglar som saknar flygförmåga samt sjöfåglar som häckar på små isolerade öar påverkats negativt av införda predatorer (Meffe och Carroll 1994; Atkinson 1996). Isolerade öar saknar vanligtvis landlevande rovdäggdjur och de fungerar därför som refugier för häckande sjöfåglar. De predatorer som haft störst negativ påverkan på häckande sjöfågel i ett globalt perspektiv är olika arter av råttor (*Rattus spp.*), katt (*Felis sylvestris*), tamgris (*Sus domesticus*) och hermelin (*Mustela erminea*) (Atkinson 1996).

Mink utgör ett hot mot sjöfåglar i Sverige

Även i Sverige utgör införda predatorer ett av de viktigaste hoten mot inhemska populationer av sjöfåglar. År 1928 importerades mink (*Mustela vison*), ett litet rovdjur i mårdfamiljen, till Sverige från Nordamerika i syfte att gynna den svenska pälsindustrin. Individer som rymt eller släppts fria från pälsfarmer fann sig väl tillrätta i Sverige och idag finns frilevande mink över hela landet. Eftersom minken är ett rovdjur som trivs vid vattendrag, våtmarker och kuster är det framförallt djur i dessa miljöer som är minkens bytesdjur. Till exempel visar studier att en stor del av minkens föda under sommarhalvåret utgörs av groddjur, gnagare, fisk och kräftdjur, men även av fågelägg och -ungar samt vuxna fåglar (Gerell 1993; McDonald 2002). Det är därför inte förvånande att flera studier utförda i Sverige och utomlands visar att sjöfåglar (Craik 1997; Nordström m.fl. 2002; Nordström och Korpimäki 2004), däggdjur (Bonesi och Palazon 2007), groddjur (Ahola m.fl. 2006) och kräftdjur (Bonesi och Palazon 2007) kan minska kraftigt i områden där mink etablerar sig. Således kan minken vara en bidragande orsak till de observerade populationsminskningarna av sjöfågel utmed den svenska kusten. Fortfarande saknas dock viktig information om hur olika arter av sjöfåglar påverkas av minkens predation. Dessutom har vi dålig kunskap om hur fågelfaunan reagerar efter det att människan infört jakt på mink i ett begränsat geografiskt område (se dock Amcoff 2001; Nordström m.fl. 2002; Nordström m.fl. 2003).

De första observationerna av mink i Upplands ytterskärgård och i Åbolands skärgård i SV Finland gjordes på 1980-talets början (Nordström m.fl. 2002). Redan på 1970-talet hade dock många sjöfågelarter i och omkring Uppsala län, bland annat vigg (*Aythya fuligula*), småskrake (*Mergus serrator*), silltrut (*Larus fuscus*) och tobisgrissla (*Cepphus grylle*) minskat i antal (Amcoff 2001). Det kan därför inte uteslutas att minkpredation i inner- och mellanskärgården bidrog till dessa populationsnedgångar. Även andra faktorer än minkpredation kan ha påverkat numerären av sjöfågel. Till exempel kan avfolkning av skärgårdsöar ha lett till igenväxning av betesmarker, vilket är en viktig häckningsbiotop för vadare och änder. Dessutom kan ökad näringstillförsel från jordbruket ha förändrat

tillgången på föda för sjöfågel i kustnära vatten. Även en ökad mängd miljögifter och fler oljeutsläpp kan ha påverkat populationerna av sjöfågel i negativ bemärkelse. Slutligen kan även faktorer utanför häckningsområdet ha inverkat på populationsstorleken av fågelarter som flyttar mellan häckningsplatsen och övervintringsområdena.

Är minkpredation orsaken till skräntärnans minskning?

Skräntärnan (*Hydropogne caspia*) är en art som uppvisar ett livsmönster som gör den särskilt känslig för många av dessa förändringar i skärgården. Till exempel är skräntärnan en långlivad, fiskätande art, vilket gör den känslig för bioackumulering av olika miljögifter. Den lägger sitt bo på marken, vilket ökar risken för att mink prederar äggen eller den ruvande vuxna fågeln. Liksom andra tärn- och måsfåglar är skräntärnans ungar borymmande, det vill säga de lämnar boet efter endast ett par timmar efter kläckningen. Därefter dröjer det dock några veckor innan de kan flyga, vilket gör dem känsliga för predation av mink. Slutligen är skräntärnan en flyttande fågelart, vilket gör den känslig för habitatförändringar och jakt utmed flyttningssvågen och i övervintringsområdet.

Uppsala län har ett särskilt ansvar att skydda populationen av skräntärna, eftersom en stor del av Östersjöbeståndet häckar här (Staav 2007). Till exempel häckade år 2005 ungefär en tredjedel av det svenska beståndet av skräntärna i en koloni på ögruppen Stenarna i Björns skärgård i norra Uppsala län (Staav 2007; se även Fig. 4). Då antalet kolonier av skräntärna har minskat i Östersjön sedan 1970-talet har det funnits farhågor för att minkens etablering i skärgården skulle vara en bidragande orsak till skräntärnans tillbakagång. Framförallt har man misstänkt att det är minkens predation på skräntärnans ägg och ungar som föranlett populationsminskningen.

Kan jakt på mink skydda sjöfågelbestånden?

I ett försök att vända den negativa trenden för många arter sjöfåglar i Östersjöområdet, inklusive skräntärnan, påbörjades under 1990-talet flera försök att genom kontrollerad minkjakt undersöka minkens effekter på sjöfågelfaunan (Andersson 1992; Amcoff 2001; Nordström m.fl. 2002). I Uppsala län avsattes år 1997 två områden där minkjakt skulle bedrivas samt två områden som skulle fungera som kontrollområden utan minkjakt (Amcoff 2001; Fig. 1). I samtliga fyra områden har därefter inventeringar av sjöfågelbestånden utförts i stort sett årligen. I ett av de ursprungliga kontrollområdena infördes år 2001 jakt på mink, vilket innebär att det därefter endast funnits ett kontrollområde utan minkjakt.

Amcoff (2001) rapporterade hur populationerna av sjöfågel utvecklades i experiment- och kontrollområdena åren 1997-1999, det vill säga under de tre första åren av experimentet. Efter Amcoffs (2001) publicering av de första årens resultat och erfarenheter har både minkjakten och inventeringen av sjöfågel fortsatt. Dock har inga djupgående analyser av hur de långvariga effekterna av minkjakten påverkar abundans av sjöfågel gjorts. Denna rapport syftar således till att utvärdera hur den jakten på mink har påverkat minkförekomsten i experimentområdena i Uppsala läns skärgårdar och hur sjöfågelfaunan i dessa områden har utvecklats efter det att minkjakten införts. En särskild

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

tonvikt har lagts på att studera hur minkjakten påverkat reproduktion, överlevnad och populationstillväxt av uppländska skräntärnor.

Vi har försökt besvara följande specifika frågeställningar.

- i) Har minkjakten minskat abundansen av mink i försöksområdena?
- ii) Hur påverkar graden av isolering, till exempel avstånd från fastlandet och till närmaste annan ö, antalet minkar som fångas på olika öar?
- iii) Har antalet skräntärnor och andra arter av sjöfåglar ökat i områden där mink jagas?
- iv) Har häckningsframgången av skräntärna ökat efter det att minkjakt införts i ett område?
- v) Har överlevnaden av adulta och juvenila skräntärnor ökat efter det att minkjakt införts? samt
- vi) Hur har minskad minkpredation påverkat den svenska skräntärnans populationstillväxt och risk för utdöende?

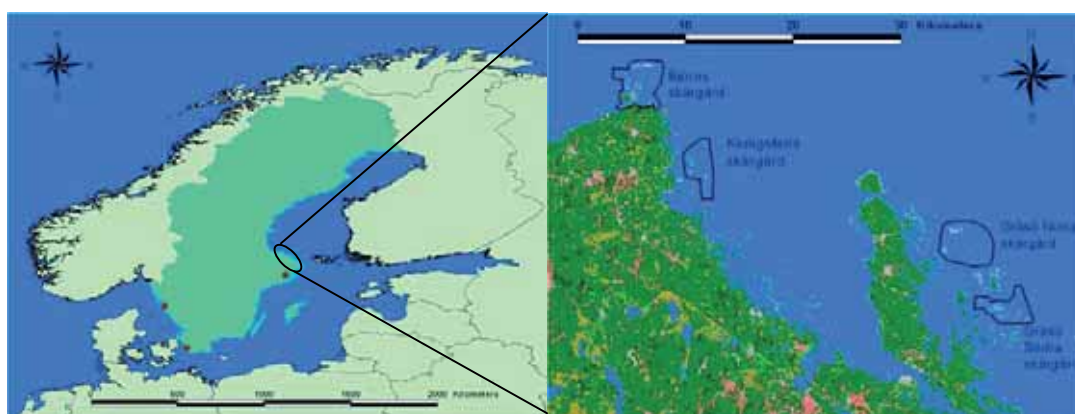
Denna rapport har tagits fram på uppdrag av länsstyrelsen i Uppsala län i samarbete med Upplandsstiftelsen, *Quercus* vid Queen's University Belfast och BTO Scotland.

Material och Metoder

Generell beskrivning av studieområdet

Fältstudierna av sjöfågel har bedrivits i fyra områden längs Upplandskusten (Fig. 1). Områdena karakteriseras av en typisk skärgårdsmiljö i Östersjön, med ett fåtal större och en mängd mindre öar och skär. De inre delarna av områdena är generellt sett mer produktiva än de yttre delarna. På de yttersta skären är vegetationen sparsam och buskar och träd saknas på många mindre öar och skär.

Eftersom landhöjningen efter istiden fortfarande pågår är skärgårdsmiljön föränderlig (Fig. 2). Under de närmaste 50-100 åren kan man därför förvänta sig att vegetationen i form av träd och buskar kommer att öka på de mindre öarna.



Figur 1. Schematisk karta över studieområdets geografiska läge samt avgränsningen av de fyra huvudområdena i Uppsala läns skärgård. Minkjakt har bedrivits sedan hösten 1997 i områdena Björns och Gräsö Norra skärgårdar och sedan hösten 2001 i Klungstens skärgård (© Lantmäteriet 2002).



Figur 2. Vy från en ö i Gräsö skärgård. De grunda vikarna utgör viktiga födosöksplatser för många änder, vadare, måsar och tärnor. Den pågående landhöjningen (ca 0,5-1 cm per år) gör att skärgårdarna utanför Upplandskusten är en föränderlig miljö. Foto Martin Amcoff

Björns skärgård

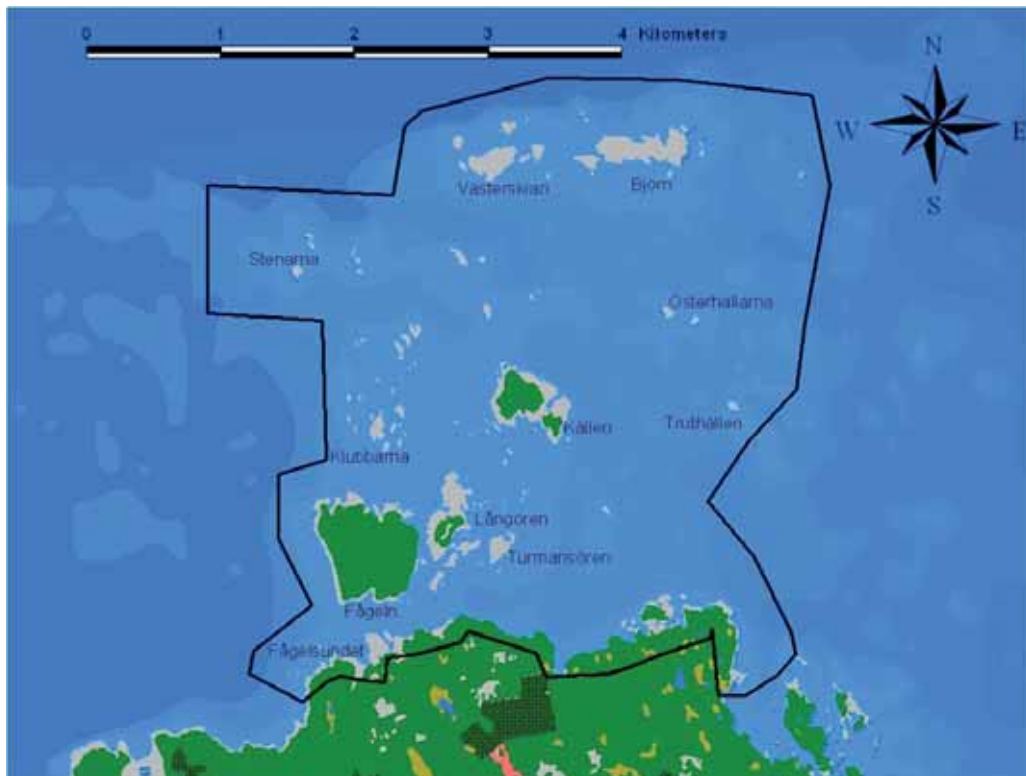
Det nordligaste området, Björns skärgård (Fig. 3), ligger norr om Hållnäshalvön i den norra delen av Uppsala län. Området är ca 20 km² stort och omges av öppet hav, utom i söder där det gränsar mot Hållnäshalvön. I den innersta delen ligger några större skogsklädda öar (bland annat Fågeln, Långören och Källen; Fig. 4). De yttre öarna består framförallt av hållmarker och saknar i stort sett träd. De nordligaste öarna i Björns skärgård, Västerskian och Björn, är delvis bevuxna med buskar och mindre bestånd av lövträd. Partier med strandängar och bladvass finns framförallt på öarna Källen, Björn och Västerskian. Intressant nog finns i dagsläget ingen skötsel av strandängarna. Istället har grågässen (*Anser anser*) en nyckelroll, då de genom sin betning håller strandängarna öppna. Även isens skrapningar mot marken under islossningen kan ge upphov till störning som gör att igenväxning av vedartade växter uteblir.

Lämpliga tillhåll för mink (d.v.s. stenskravel) förekommer i riklig mängd på nästan alla öar. Områden med grusbankar finns endast på ögruppen Stenarna i områdets nordvästra del, där Sveriges största koloni av skrântärna häckar. Ögrupperna Stenarna, Klubbarna och Västerskian är fågelskyddsområden som ingår i Natura 2000-området Björns skärgård (Fig. 4). Minkjakt framhävs som en viktig åtgärd i bevarandeplanen för detta område.

Minkjakt har bedrivits i hela området samt i en zon utmed fastlandet sedan hösten 1997, det vill säga efter det att häckningssäsongen 1997 avslutats.



Figur 3. Flygfoto över Björns skärgård. Området är ca 20 km² stort och omges av öppet hav.
Foto Begslagsbild AB



Figur 4. Schematisk karta över området Björns skärgård. De större öarna samt fiskeläget Fågelsundet är markerade på kartan. (© Lantmäteriet 2002).

Klungstens skärgård

Området Klungstens skärgård ligger öster om Hållnashalvön och är ca 13 km² stort. Avståndet till fastlandet från de innersta öarna är ca 1.3 km (Fig. 5). Klungstens skärgård gränsar i norr och söder till relativt glesa skärgårdar med få öar och långa avstånd mellan öarna. I öster tar det öppna havet vid.

I området finns ett 10-tal större öar, varav Storskäret, Skötören, Söderören och Gåskänningen har skogs- och buskbestånd (Fig. 5). På dessa öar, samt på samtliga mindre öar och skär, finns det även stora hållmarker. Ungefär 40% av området utgörs av fågelskyddsområdet Bleckan-Söderören.

I Klungstens skärgård samt utmed fastlandets kustlinje infördes minkjakt hösten 2001, det vill säga efter det att häckningssäsongen 2001 avslutats. Klungsten intar därför en särställning i denna studie, eftersom området var ett kontrollområde utan minkjakt under åren 1997-2001, för att därefter blivit ett försöksområde med minkjakt.



Figur 5. Schematisk karta över området Klungstens skärgård. De större öarna samt fiskeläget Klungsten är markerade på kartan. (© Lantmäteriet 2002).

Gräsö Norra skärgård

Området Gräsö Norra skärgård ligger öster om ön Gräsö och är ca 22 km² stort. Området gränsar i norr och öster åt öppet hav och i söder och väster åt skärgårdsmiljö (Fig. 6).

De flesta öarna i detta område saknar trädbestånd och består istället av områden med hållmark, mindre strandängar och små skyddade vikar. Endast öarna Stapelbådan och Fluttu har bestånd av barrskog. Öarna i den östra delen saknar i stort sett vegetation och även förekomsten av stenskravel är begränsad. Gräsö Norra skärgård har därför en tydlig karaktär av ytterskärgård och intrycket av området är att miljön är karg och lågproduktiv.

I Gräsö Norra skärgård är ca 20% avsatt som fågelskyddsområde runt öarna Fluttuskären och Klyndrorna (Fig. 6). Vid ögruppen Klyndrorna häckade länge en koloni skräntärnor, men antalet par minskade successivt och sedan 1996 förekommer endast enstaka häckningar vissa år (Roland Staav, i brev).

Minkjakt infördes i Gräsö Norra skärgård hösten 1997, det vill säga efter det att häckningssäsongen 1997 avslutats. Minkjakt har även bedrivits i en zon väster och söder om Gräsö Norra skärgård i syfte att förhindra invandring av mink.



Figur 6. Schematisk karta över området Gräsö Norra skärgård. De större öarna är markerade på kartan. (© Lantmäteriet 2002).

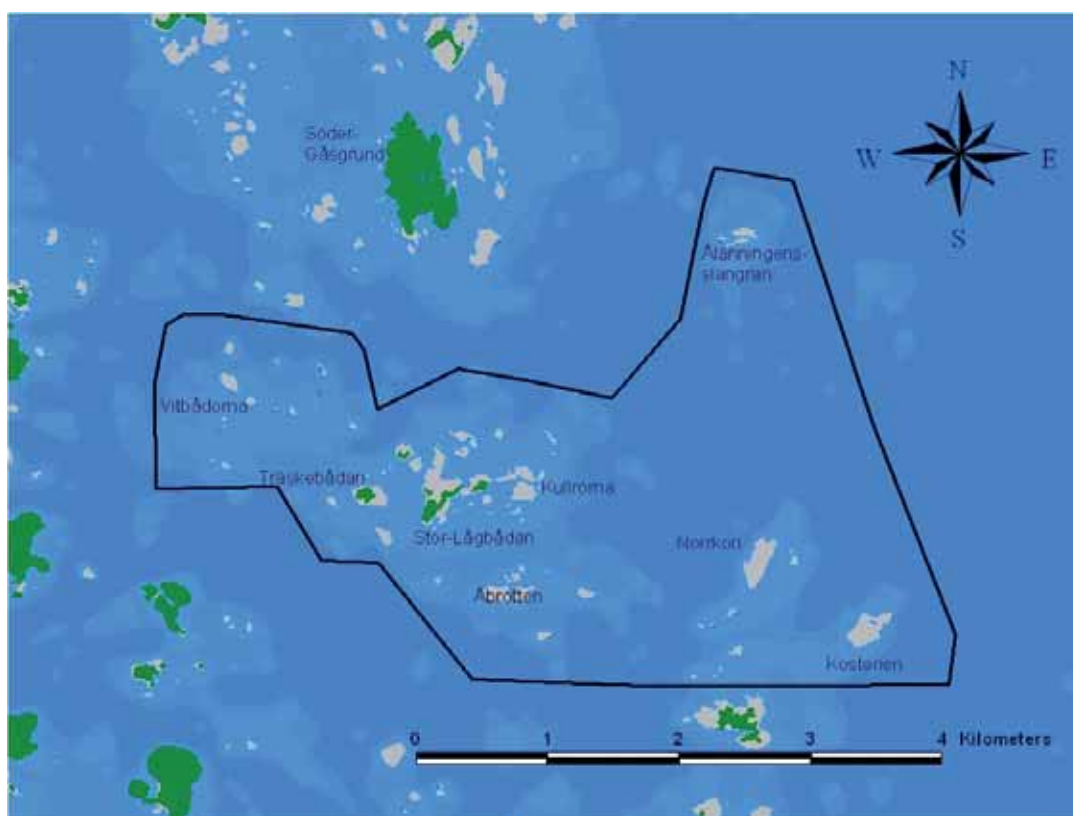
Gräsö Södra skärgård

Området Gräsö Södra skärgård ligger öster om Gräsö och är ca 13 km² stort. Områdets största öar, Stor-Lågbådan och Träskébådan, har större skogsbestånd (Fig. 7). I övrigt förekommer mindre skogsbestånd på Norrkon och Kostenen, medan övriga mindre öar saknar skog- och buskbestånd. Partier med strandängar och bladvass förekommer framförallt på Stor-Lågbådan och Åbrotten.

Lämpliga tillhåll för mink, det vill säga stenskravel och håligheter, förekommer i hela området.

I Gräsö Södra skärgård finns två fågelskyddsområden, Stor-Lågbådan och Ålänningensslangran, som tillsammans utgör ca 30% av landarealen.

Gräsö Södra skärgård har under hela studietiden varit ett kontrollområde och ingen organiserad minkjakt har bedrivits här. Dock har minkjakt bedrivits i en zon norr om området, i syfte att stoppa invandring till Gräsö Norra skärgård, som ligger ca 3 km norr om Gräsö Södra skärgård.



Figur 7. Schematisk karta över området Gräsö Södra skärgård. De större öarna är markerade på kartan. (© Lantmäteriet 2002).

Studieorganismer

Mink

Minken är ett mårddjur med naturlig utbredning i Nordamerika. Hannen är något längre och tyngre (kroppslängd inklusive svans: 49-75 cm, vikt: 700-1500 g) än honan (kroppslängd inklusive svans: 44-65 cm, vikt: 450-800 g). Hannens tillväxt kan fortsätta under andra levnadsåret om han etablerar ett eget revir (Gerell 1993).

Minken reproducerar sig en gång per år. Parningstiden infaller i februari-mars, då hannarna är aktiva i sitt sökande efter honor. I maj-juni föder honan 3-6 valpar i ett stenröse eller i en liten jordhåla. Efter 6-8 veckor börjar valparna följa med mamman i hennes födosök. Minkhonor blir reproduktionsdugliga under andra levnadsåret. De unga honorna producerar oftast färre valpar än de äldre (Gerell 1993).

Minken livnär sig framförallt på fisk, kräftor, groddjur, mindre däggdjur samt fåglar, inklusive deras ägg och ungar (Gerell 1993; McDonald 2002). Jakten utförs i huvudsak under dygnets mörka timmar (Gerell 1993). I Europa har minkens predation fått dessa bytesdjur att minska kraftigt, åtminstone på en lokal skala (Craik 1997; Nordström m.fl. 2002; Moore m.fl. 2003; Ahola m.fl. 2006; Bonesi och Palazon 2007).

I Europa saknar minken direkta predatorer. Dock kan minkar tas av rovfåglar och ugglor, framförallt havsörn (*Haliaeetus albicilla*) och berggubbe (*Bubo bubo*) (Korpimäki och Norrdahl 1989; Salo m.fl. 2008). Ökad förekomst av utter (*Lutra lutra*) leder ofta till en populationsnedgång av mink, troligen på grund av att uttern utkonkurrerar eller dödar minkar (McDonald m.fl. 2007).



Figur 8. Minken jagar ofta i skydd av stenblock och vegetation. Foto Hans Ackered.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Minkens historia i Sverige

År 1928 importerades mink till Sverige från Nordamerika i syfte att gynna den svenska pälsindustrin. Några minkar rymde tämligen omgående från pälsfarmarna och under andra världskriget släpptes många minkar ut då pälsfarmarna blev olönsamma (Gerell 1993). Under efterkrigstidens expansion ökade återigen antalet minkfarmer och även antalet rymda minkar ökade (Bonesi och Palazon 2007). Sedan 1954 har mink funnits i alla Sveriges landskap, men populationstätheten har varierat kraftigt mellan olika områden. Tätast stammar av mink fanns i södra Sverige, där framförallt Blekinge har haft en hög täthet av både minkfarmer och förrymda, sedermera vildlevande minkar (Gerell 1993). Under den tidiga expansionsfasen (1928-1954) bestämdes den vildlevande minkens utbredning framförallt av pälsfarmarnas lokalisering. Därefter har förmodligen klimatologiska och ekologiska faktorer som lämpliga miljöer och bytestäthet påverkat minkens utbredning. Lokalt har även djurrätsaktivisters angrepp på minkfarmer resulterat i att ett stort antal minkar släppts ut. Det är okänt hur stor andel av de burhållna minkarna som överlever när de släpps ut, men troligen har denna påspädning av minkar bidragit till de höga tätheterna av mink som observerats i vissa delar av landet. Minken etablerade sig mer allmänt i studieområdet i Uppsala läns skärgård under början av 1980-talet (Amcoff 2001).

Skräntärna

Skräntärnan är världens största tärna med en vingspann på 96-111 cm. I Sverige häckar den i kolonier eller ibland solitärt på mindre öar och skär i ytterskärgården (Staav 2007). Födan utgörs av fisk, som den kan fånga runt häckplatsen eller i insjöar belägna upp till 60 km från häckningsplatsen. Honan lägger 1-3 ägg i maj och dessa ruvas av bägge föräldrarna i 20-28 dagar. Därefter behöver ungarna ytterligare ca 30-35 dagar innan de är flygfärdiga. Det är vanligt att föräldrafågeln delar upp ungarna mellan sig under sensommaren. Under denna tid samlas skräntärnorna i fiskrika insjöar för att bygga upp reserverna inför flyttningen söderut (Staav 1980).

Flyttningen söderut påbörjas i augusti-september och följer mestadels de stora floderna i Kontinentaleuropa. De flesta skräntärnorna tillbringar vintern i Nigerflodens delta i Mali (se även Fig. 21), men en del tärnor övervintrar även i Medelhavet.

Svenska skräntärnor börjar häcka vid en ålder av 3-6 år. Normalt tillbringar de subadult tärnorna hela året i Afrika eller vid Medelhavet. Året innan de börjar häcka är det dock vanligt att de flyttar med de adulta fåglarna till Östersjöns häckningsplatser, möjligen för att prospektera var de själva ska häcka nästkommande år.

När skräntärnorna väl blivit köns mogna brukar de förbli sin första häckningsplats, och ibland även sin partner, trogen livet ut. Staav (1979) fann att endast ett par procent av tärnorna bytte häckningslokal mellan olika år. Spridningen antas ändå vara så betydande att Östersjöns skräntärnor kan antas utgöra en gemensam population (Staav 1979).

Östersjöns skräntärnor har minskat markant sedan 1970-talet, då det fanns över 20 kolonier och ca 1000 par utmed den svenska ostkusten. År 2006 fanns det endast sju kolonier innehållande ca 500 par. Även solitärhäckande par är kända från flera län, men

troligen finns det inte mer än ca 50 sådana solitära par i landet (Roland Staav, muntligen). På grund av den fortgående minskningen, minskningstakten samt populationens ringa storlek har arten klassificeras som "Sårbar" (VU A2acde; C1+2a(i)) i den senaste rödlistan (Gärdenfors 2010). Skräntärnan är även listad i EU:s Fågeldirektiv, bilaga 1.

I syfte att vända den dystra populationsutvecklingen för skräntärnan har Naturvårdsverket upprättat ett åtgärdsprogram för skräntärnan (Staav 2007). Arbetet koordineras från länsstyrelsen i Södermanlands län.

Inventeringsmetodik

Inventering av sjöfågel

Varje skärgårdsområde besöktes tre gånger under vår och försommaren under åren 1997-1999 samt 2001-2008 i syfte att beräkna antalet par häckande sjöfågel. Undantaget var Klungstens skärgård, som inte inventerades år 2001.

Vid det första besöket i månadsskiftet april/maj inventerades tidighäckande arter såsom ejder (*Somateria mollissima*), gräsand (*Anas platyrhynchos*), storskrake (*Mergus merganser*) och grågås. Vid det andra besöket i slutet av maj inventerades arter som häckar senare, till exempel knölsvan (*Cygnus olor*), vigg, svärta (*Melanitta fusca*) och småskrake. Vid bägge dessa tillfällen skedde inventeringarna genom att färdas långsamt med båt utmed öarnas strandlinje. Fågelrika områden spanades även av med tubkikare. Vid det tredje besöket i början av juni fokuserade inventeringen på vadare, måsfåglar och alkor. På de öar som inte kunde inventeras tillfredsställande under de två första besöken genomfördes ilandstigning vid det tredje inventeringstillfället.

Samtliga observationer av sjöfågel registrerades på kartor i skala 1:10 000. Utifrån dessa observationer kunde antalet par av olika arter sjöfåglar bestämmas. Vid utvärderingen av antalet par följdes huvudsakligen riktlinjer som redovisas i Andersson och Staav (1980).

Inventering av skräntärna och dess häckningsframgång

I modern tid har det funnits tre skräntärnekolonier i Upplands skärgårdar. Medan kolonin vid Klyndrorna i experimentområdet Gräsö Norra skärgård övergavs 1996 och kolonin vid Hället-Blåbådan, beläget utanför studieområdet, övergavs 1984 finns ännu kolonin vid ögruppen Stenarna i Björns skärgård kvar. Roland Staav vid Naturhistoriska Riksmuseet samt amatörornitologer har i olika perioder utfört inventeringar i dessa kolonier för att räkna antalet par och för att studera häckningsframgången. Själva inventeringen utfördes fram till år 1996 genom att man vid tillfällena då ungarna skulle märkas gjorde en skattning av antalet vuxna fåglar. Denna skattning, dividerat med 2, gav antalet häckande par. Från år 1997 räknas antalet häckande par genom att man går iland på ön med kolonin för att kunna beräkna antalet aktiva bon. Denna metodik ger förmodligen ett bättre mått på antalet par (Ulrik Lötberg, i e-post). Trots förändrad metodik är personerna som utfört inventeringarna säkra på att en reell ökning av antalet par har skett, och utesluter att ökningen är baserad på förändrad inventeringsmetodik (Ulrik Lötberg, i e-post).

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Ringmärkning av ej flygfärdiga ungar sker mellan slutet av juni och början av augusti. Under senare år har det blivit vanligare med sena häckningar. Det är osäkert om det är predation av havsörn eller andra faktorer (t.ex. bättre övervakning av sena häckningar) som ligger bakom den till synes alltmer utdragna häckningsperioden. En önskan att minimera störning i kolonin i kombination med den utdragna häckningssäsongen har medfört att en något lägre proportion ungar har ringmärkts under perioden 1997-2006 (Ulrik Lötberg, i e-post).

Roland Staav har för åren 1947-2006 sammanställt antalet häckande par och antalet ringmärkta ungar per år för skräntärnekolonierna i Upplands skärgårdar. För åren 2007 och 2008 kommer motsvarande uppgifter från Martin Amcoff och Ulrik Lötberg. Långa perioder saknas dock data på antalet häckande par (Tabell 1). För de år då både antalet par och antalet ringmärkta ungar finns att tillgå har vi beräknat antalet märkta ungar per par skräntärna, vilket vi har använt som en uppskattning på reproduktionsframgången.

Tabell 1. Översikt över vilka år antalet häckande par och antalet ringmärkta ungar beräknats i de tre skräntärnekolonierna som är kända från Upplands skärgårdar.

Koloni	År då antal par räknats	År då antal ringmärkta ungar räknats	Kolonins status
Hållet-Blåbådan	1971-1973, 1984	1964-1973 (utom 1966 & 1969)	Övergavs 1984
Klyndrorna	1959-1996 (utom 1961-63 & 67-69)	1971-1996	Övergavs 1996
Stenarna	1959, 1970-2008	1947-2008 (utom 1950-51, 1954, 1956-57 & 1969)	Aktiv

Minkjakt

Minkjakt har bedrivits från och med hösten 1997 och 2008 i områdena Björns och Gräsö Norras skärgårdar. Mellan hösten 2001 och 2008 jagades mink även i Klungstens skärgård. För att minimera invandringen av mink till dessa områden har även minkjakt utövats i en zon utanför de egentliga experimentområdena. I områdena Björns och Klungstens skärgårdar sträckte sig zonen utmed fastlandet. Vid Gräsö Norra skärgård utgjordes zonen av ett flera kilometer brett skärgårdsområde väster och söder om experimentområdet. Minkjakten har framförallt skett under hösten och tidigt på våren innan fåglarna börjar häcka. Jakten på våren innan fåglarna börjat häcka är viktig för att få bort minkar som vandrat in under vintern. Under alla år har omfattningen av minkjakten varit densamma.

Jaktmetoderna har varit jakt med hund samt fällfångst av mink. Vid jakt med hund, som mestadels varit av raserna strävhaarig tax eller Basset griffon vendéen, fick hunden söka igenom ön. Hunden upptäcker snabbt om det finns mink på den aktuella ön och kan därefter spåra upp minken, som då ofta gömmer sig i en hålighet under marken. Hunden markerar med skall var minken finns och jägarna avlivar minken med pistol om de kan se minken. I de fall då minken befinner sig oåtkomlig under marken kan stenar behövas ta bort innan jakten kan avslutas. Minkjakten bedrivs dock effektivast om jägarna använder en lövblås för att driva fram minken från sitt gömställe. Lövblåsen är av samma typ som kommunerna använder för att hålla vägar och gångstigar rena från löv under höstarna. I stort sett samtliga minkar, oavsett gömställets beskaffenhet, kan drivas fram med hjälp av lövblåsen. Då minken skräms ur sitt gömställe med lövblås avlivas den oftast med hagelgevär. Efarenheterna från jakten visar att användandet av lövblås effektiviserar jakten på ett påtagligt sätt, både avseende tidsåtgång och antalet avlivade minkar.



Figur 9. Stig och Sture Sundin jagar mink i Björns skärgård. Foto Martin Amcoff



Figur 10. Minkfälla. Foto Roine Karlsson

Vid fällfångst användes av Naturvårdsverket typgodkända slagfällor. Fällorna placerades på platser där mink kunde förväntas uppträda; smala strandzoner, passager i stenskravel, på uddar, stenkistor och liknande. Ibland betades fällorna eller smordes in med lukt från fisk för att locka minken.

Jägarna köns- och åldersbestämde de avlivade minkarna i de fall det var möjligt. Även uppgifter om längd, vikt, fångstplats, datum och jaktmetod noterades. Inga andra arter av mårddjur fångades eller avlivades under jakten på mink.

Geografiska analyser

Vi använde digitala kartor från Lantmäteriet för att utföra de geografiska analyserna. Vi beräknade arean land samt arean med olika vattendjup inom varje huvud- och delområde. Vi utförde alla geografiska analyser i programmet Arcview version 3.3 (ESRI 1996).

För att beskriva graden av isolering för varje ö använde vi fem olika mått: Areal land inom en cirkel med radien 2 km, antal öar inom 2 km, avstånd till de fem närmaste öarna, avståndet mellan ön och fastlandet, samt proportionen land utmed den kortaste linjen mellan ön och fastlandet. Dessa mått förväntades kunna beskriva hur minkar kan använda

mindre öar som språngbräddor (engelska: "stepping stones") vid invandring till ett skärgårdsområde. Eftersom de fem isoleringsvariablerna var korrelerade med varandra beräknade vi ett index över hur isolerad en ö med hjälp av en principalkomponentanalys (PCA) med Varimax rotation. Det är en teknik som, enkelt uttryckt, reducerar ett stort antal variabler till ett lägre antal variabler. De nya variablerna (principalkomponentsaxlarna) är korrelerade med de ursprungliga variablerna. En principalkomponentaxel kan vara korrelerad med flera olika ursprungsvariabler. En PCA beräknar lika många principalkomponentsaxlar som det finns ursprungsvariabler (i det här fallet fem), men generellt sett använder man bara de principalkomponentsaxlar med ett egenvärde (engelska: "eigenvalue") större än 1. Principalkomponentsaxlar med ett egenvärde på under 1 svarar för mindre av variationen i datat än ursprungsvariabeln.

Resultatet av principalkomponentanalysen visade att de fem isoleringsvariablerna kunde reduceras till två principalkomponentsaxlar som tillsammans förklarade 76.56% av variationen i hur isolerad en ö var (Tabell 2). Principalkomponentaxeln PC1 var starkt negativt korrelerad med avståndet till fastlandet och positivt korrelerat med variablerna antal öar inom 2000 m, area land inom 2000 m och % land utmed kortaste linjen mellan ön och fastlandet (Tabell 2). Den andra principalkomponentaxeln PC2 var starkt negativt korrelerad med medelavståndet till de fem närmaste öarna och positivt korrelerat med avståndet till fastlandet, antal öar inom 2000 m samt % land utmed kortaste linjen mellan ön och fastlandet. Dessa resultat antyder att ett lågt värde på PC1 framförallt beskriver avståndet till fastlandet, medan PC2 framförallt beskriver avståndet till de fem närmast belägna öarna.

Tabell 2. Resultat av Principal Component Analysis (PCA) med Varimax rotation som visar koefficienterna för varje variabel.

Variabel	PC1	PC2
Avstånd till fastlandet	-0.42	0.40
Medelavståndet till de fem närmaste öarna	0.09	-0.68
Antal öar inom 2000 m	0.24	0.29
Areal land inom 2000 m	0.38	-0.01
% land utmed kortaste linjen mellan ön och fastlandet	0.23	0.19
Eigenvalue	2.55	1.28
% variation förklarad	51.04	25.51
% kumulativ variation förklarad	51.04	76.56

Statistiska analyser

Vi undersökte hur antalet par av olika arter sjöfåglar var relaterad till förekomsten av minkjakt. Eftersom det förekommer stora variationer i sjöfågelbestånden mellan olika år (Amcoff 2001; Nordström m.fl. 2002) var vi tvungna att ta hänsyn till denna årseffekt. Likaså inkluderade vi variabeln "Område" i analyserna, eftersom skillnader mellan de olika områdenas habitatsammansättning kan påverka populationsutvecklingen. Denna förhållandevis komplicerade frågeställning lämpar sig utmärkt för en analys som på engelska kallas för "Generalized Linear Mixed Model", härfter förkortad till GLIMMIX efter namnet på analysfunktionen i programmet SAS (SAS Institute Inc. 2004).

En GLIMMIX studerar hur en kontinuerlig variabel (i vårt fall "År") och en eller flera faktoriella variabler ("Minkjakt") är associerade med en kontinuerligt beroende variabel ("Antalet par sjöfågel"). En GLIMMIX testar således om den faktoriella variabeln har en effekt på den beroende variabeln efter det att hänsyn har tagits till den variation som orsakats av den kontinuerliga variabeln.

I våra analyser är det interaktionstermen mellan År*Minkjakt som beskriver om populationerna av sjöfågel har utvecklats olika i områden med respektive utan minkjakt. Således är en signifikant interaktion År*Minkjakt (d.v.s. $p < 0.05$) en stark indikation på att minkjakten har haft en positiv effekt på populationsutvecklingen av den undersökta fågelarten (se Nordström m.fl. 2002 för liknande analyser).

Vi utförde även GLIMMIX-analyser på hur ökningstakten av det totala antalet par och det totala antalet häckande arter skiljde sig mellan de olika huvudområdena. GLIMMIX-analyserna utfördes i programmet SAS (SAS Institute Inc. 2004), som är ett kraftfullt programpaket för statistiska analyser och databashantering. Andra analyser utfördes i programmen R (R Development Core Team 2009) och JMP (SAS Institute Inc. 1999).

Modellering av skräntärnans populationsdynamik

För att undersöka hur predationen av mink och eventuellt andra mortalitetsfaktorer påverkar överlevnaden av skräntärna använde vi ringmärkningsdata som vi erhöll från Ringmärkningscentralen på Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm. Vi inkluderade samtliga 28 740 skräntärnor som märks i Sverige mellan åren 1947-2005. Av dessa hade 8306 märkts i Uppland. Efter 1968, då Ringmärkningscentralen började registrera den märkta individens ålder, har endast 15 adulta skräntärnor märkts. Således har i stort sett samtliga skräntärnor märkts som pulli (d.v.s. ej flygfärdiga ungar).

För att bestämma den åldersspecifika överlevnaden använde vi datorprogrammet MARK, som utvecklats just för att användas i fångst-återfångststudier (White och Burnham 1999). Detta program tar hänsyn till en mängd faktorer som kan påverka beräkningar av individers överlevnad (White och Burnham 1999). Bland annat beräknar programmet sannolikheten för att en viss individ återses, lämnar studieområdet samt dödas och rapporteras till Ringmärkningscentralen. Dessa faktorer påverkar starkt möjligheten att erhålla ett trovärdigt estimat på överlevnaden av olika åldersgrupper.

För att modellera hur olika förvaltningsstrategier av mink skulle kunna påverka populationsdynamiken hos skräntärna använde vi oss av programmet VORTEX (Lacy m.fl. 2005). Detta program simulerar hur en eller flera populationer ökar eller minskar under en av användaren angiven tidsperiod. Genom att följa olika fiktiva individers överlevnad, reproduktion och spridning kan programmet beräkna risken för att populationen dör ut. Vi använde värden som vi erhållit för överlevnaden av skräntärnor i olika åldrar, antalet ungar per häckande par skräntärna samt en mängd andra faktorer (se Appendix 1) för att modellera dels hur skräntärnekolonin på ön Stenarna i Björns skärgård, dels hur hela den svenska populationen av skräntärna skulle kunna påverkas av olika scenarier avseende minkjaktens omfattning.

Vi är medvetna om att även andra faktorer, t.ex. sjukdom, effekter av miljögifter och kombinationer av dessa faktorer kan inverka på skräntärnans populationsdynamik. Dock saknas data på hur dessa faktorer påverkar dödligheten av skräntärnor, och således kunde vi inte inkludera dessa faktorer i analyserna.

Effekter av klimatfaktorer på skräntärnans reproduktionsframgång

Den nordatlantiska oscillationen (NAO) är ett mått på skillnaden i lufttryck mellan Island och Azorerna. Detta klimatfenomen varierar inom och mellan olika år och styr de västliga Atlantvindarna. Ett högt värde på NAO, jämfört med medelvärdet, innebär kraftiga västvindar och lågtryck över Skandinavien. Detta medför en mild och nederbördsrik vinter. Ett lågt värde på NAO innebär en kall och torr vinter. Generellt avtar effekten av NAO ju längre bort från Atlanten man befinner sig och effekterna av NAO är kraftigare på vinter- jämfört med sommarvädret. Värdena på NAO från år 1950 kan laddas hem från Internet (<http://www.cpc.noaa.gov/products/precip/Cwlink/pna/nao.shtml>).

Många studier har påvisat en effekt av NAO på ungöverlevnad hos många sjöfågelarter. Vi undersökte därför effekten av NAO på skräntärnans reproduktionsframgång genom en korrelationsanalys av de olika månadernas NAO-värde med antalet ungar/par av skräntärna.

Resultat

Minkfångst

Trots att jaktintensiteten var densamma under alla år minskade antalet fångade minkar över tiden i samtliga områden där minkjakt bedrevs (Fig. 11).

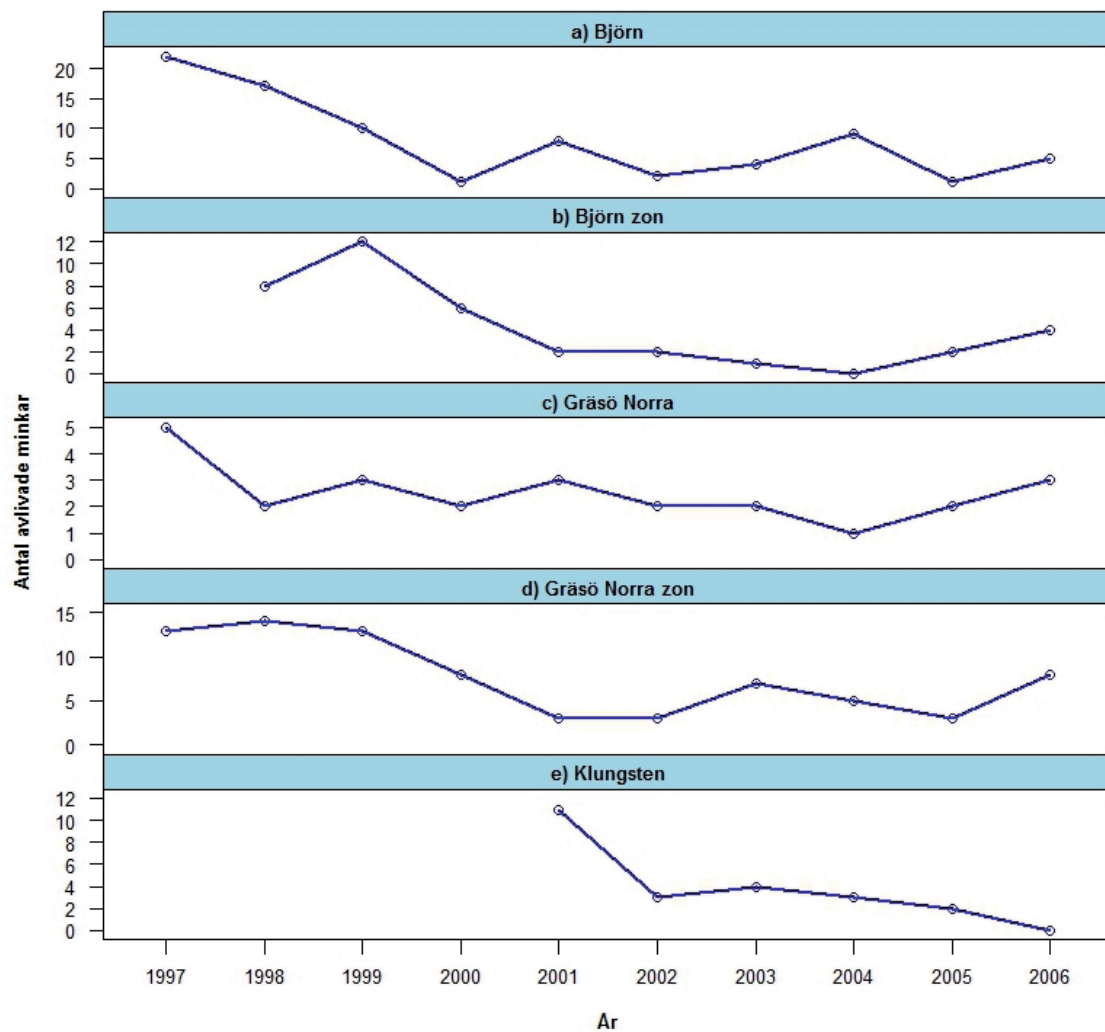
Under den första jaktsäsongen varierade könkvoten av de fångade minkarna mellan de olika områdena. I Björns skärgård var andelen hannar 54.5%, i zonen innanför Björns skärgård 87.5%, i Gräsö Norra skärgård 80.0%, i zonen innanför Gräsö Norra 50.0% och i Klungsten 45.5%. Andelen hannar som fångades förändrades inte med antalet år som minkjakten pågick i något av områdena (Björns skärgård: Spearman rank correlation, $\rho = 0.10$, $p = 0.77$, zonen innanför Björns skärgård: $p = 0.68$, Gräsö Norra skärgård: $p = 0.17$), zonen innanför Gräsö Norra skärgård: $p = 0.74$, samt Klungsten: $p = 0.089$).

Liknande varierande resultat erhöles när åldersstrukturen analyserades. Under det första jaktåret i Björns skärgård var samtliga sex minkar som kunde åldersbestämmas med säkerhet unga minkar. I Björns zon var endast 28.6% av de fångade minkarna unga individer. I Gräsö Norra skärgård var 50% av individerna unga, medan motsvarande siffra för zonen innanför Gräsö Norra skärgård var 30.8%. Åldersstrukturen förändrades inte med antalet år som minkjakten pågick i något av områdena införts (Björns skärgård: Spearman rank correlation, $\rho = -0.50$, $p = 0.67$, Gräsö Norra skärgård $p = 0.13$, samt zonen innanför Gräsö Norra $p = 0.92$). Data för minkarnas ålder saknas för zonerna innanför Björn och Klungstens skärgård.

Det fanns signifikanta skillnader avseende grad av isolering och konnektivitet mellan öarna i de fyra studieområdena (Tabell 3). Generellt var områdena Gräsö Norra och Gräsö Södra belägna längre från fastlandet, men hade högre konnektivitet eftersom medelavståndet till de fem närmaste grannöarna var lågt (Tabell 3). Trots denna variation fanns inga samband mellan graden av isolering och det totala antalet fångade minkar mellan 1997 och 2006 (PCA 1: Spearman rank correlation, $\rho = 0.39$, $p = 0.49$, PCA 2: $\rho = -0.077$, $p = 0.71$). Inte heller fann vi några samband mellan hur isolerad öarna i ett delområde var och hur snabbt antalet fångade minkar minskade i det delområdet (PCA 1: Spearman rank correlation, $\rho = -0.22$, $p = 0.28$, PCA 2: $\rho = 0.11$, $p = 0.61$).

Tabell 3. Mått på isolering och konnektivitet för öarna som ingick i de fyra studieområdena.

Variabel	Medel ($\pm$ SE)				F	df	p
	Björn	Klungsten	Gräsö Norra	Gräsö Södra			
Avstånd till fastlandet (m)	2019 $\pm$ 234	2080 $\pm$ 349	5318 $\pm$ 262	4783 $\pm$ 349	42.75	3, 57	<0.0001
Avstånd till de fem närmaste öarna (m)	185 $\pm$ 52	567 $\pm$ 78	116 $\pm$ 58	117 $\pm$ 58	5.38	3, 57	0.0025
Antal öar inom 2km	189 $\pm$ 11	28 $\pm$ 17	94 $\pm$ 13	120 $\pm$ 13	22.77	3, 57	<0.0001
Area land inom 2km (ha)	154 $\pm$ 14	66 $\pm$ 21	46 $\pm$ 16	88 $\pm$ 16	7.36	3, 57	0.0003
% terrest habitat mellan ö och fastlandet	25 $\pm$ 2	4 $\pm$ 4	11 $\pm$ 3	14 $\pm$ 3	9.26	3, 57	<0.0001



Figur 11. Antalet avlivade minkar per år i områdena a) Björns skärgård, b) zonen utmed fastlandet innanför Björns skärgård, c) Gräsö Norra skärgård, d) zonen i skärgården väster och söder om Gräsö Norra skärgård, samt e) Klungstens skärgård för åren 1997-2006. Minkjakt infördes i zonen innanför Björns skärgård år 1998 och i Klungsten hösten 2001. Observera att Y-axlarnas skalor skiljer sig mellan de olika graferna.

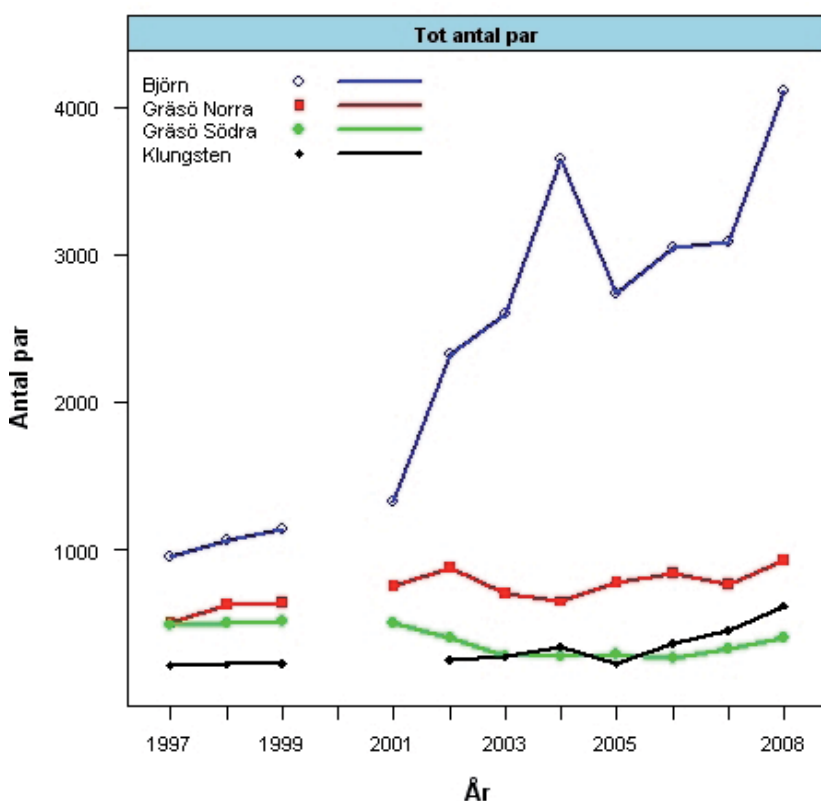
Minkjaktens effekter på sjöfågelfaunan

Det totala antalet par av sjöfågel i jakt- och kontrollområden

Det totala antalet par sjöfågel ökade signifikant efter det att jakt på mink infördes i ett område, vilket antyds av att interaktionen mellan "Minkjakt" och "År" blev signifikant (Tabell 4, Fig. 12). Effekten av minkjakt var dock inte lika tydlig i alla områden, vilket indikeras av att variabeln "Område" hade en signifikant effekt på antalet par (Tabell 4). Antalet par ökade årligen med 15.23% i Björns skärgård, med 3.91% i Gräsö Norra skärgård och med 4.33% i Klungsten. Däremot minskade antalet par med 8.38% per år i Gräsö Södra skärgård (Fig. 12).

Tabell 4. Effekt av minkjakt, år, interaktionen mellan minkjakt och år, samt område på antalet par sjöfåglar i de fyra huvudområdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Variabeln "Område" är analyserad som "random effect".

Variabel	Df	F	p
Minkjakt	1, 36	19.73	< 0.0001
År	1, 36	2.38	0.13
Minkjakt x År	1, 36	19.75	< 0.0001
Område	3, 36	27.86	< 0.0001



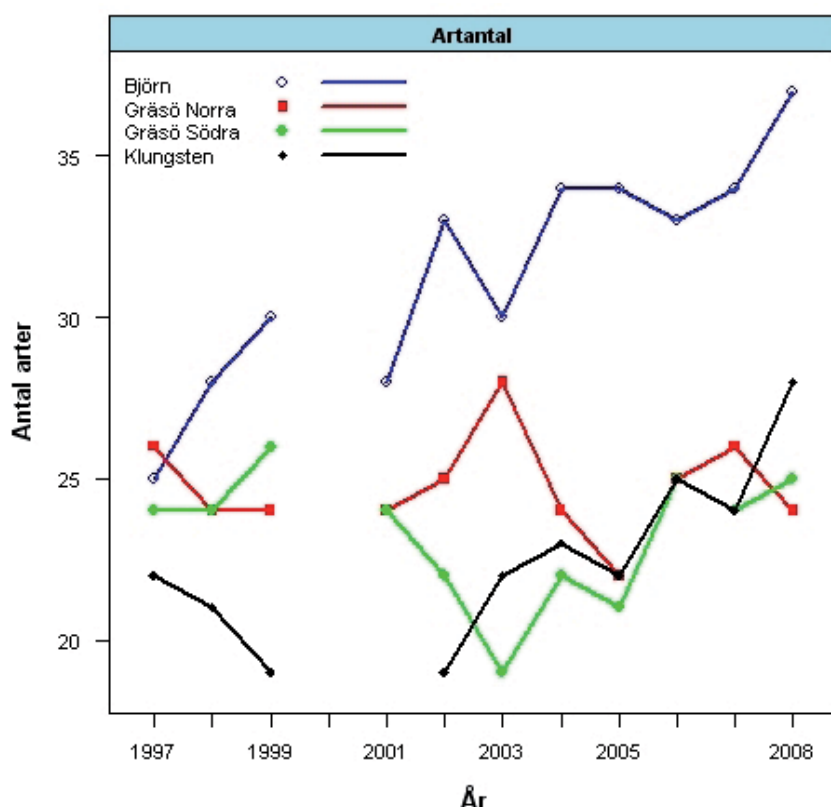
Figur 12. Det totala antalet par sjöfågel i de fyra undersökta områdena Björn, Gräsö Norra, Gräsö Södra och Klungsten mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra och hösten 2001 i Klungsten. Ingen organiserad minkjakt har bedrivits i Gräsö Södra.

Artrikedom av sjöfågel i jakt- och kontrollområden

Antalet arter av häckande sjöfågel skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt, vilket visas genom att interaktionen mellan "Minkjakt" och "År" blev signifikant (Tabell 5). Effekten av minkjakt skiljde sig dock åt mellan de olika områdena, vilket indikeras av att variabeln "Område" hade en signifikant effekt på antalet arter av sjöfågel (Tabell 5). Till exempel ökade antalet häckande arter av sjöfågel i Björn efter det att jakt på mink införts 1997 (Fig. 13). Likaså ökade antalet häckfågelarter i Klungsten efter det att minkjakt införts efter säsongen 2001 (Fig. 9). Däremot verkar effekten av minkjakt inte haft någon effekt på antalet häckande arter i området Gräsö Norra, eftersom artantalet inte ökat efter det att minkjakt införts hösten 1997 (Fig. 13).

Tabell 5. Effekt av minkjakt, år, interaktionen mellan minkjakt och år, samt område på antalet arter av sjöfågel i de fyra huvudområdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Variabeln "Område" är analyserad som "random effect".

Variabel	Df	F	p
Minkjakt	1, 36	5.49	0.025
År	1, 36	2.56	0.12
Minkjakt x År	1, 36	5.50	0.025
Område	3, 36	1681.21	< 0.0001



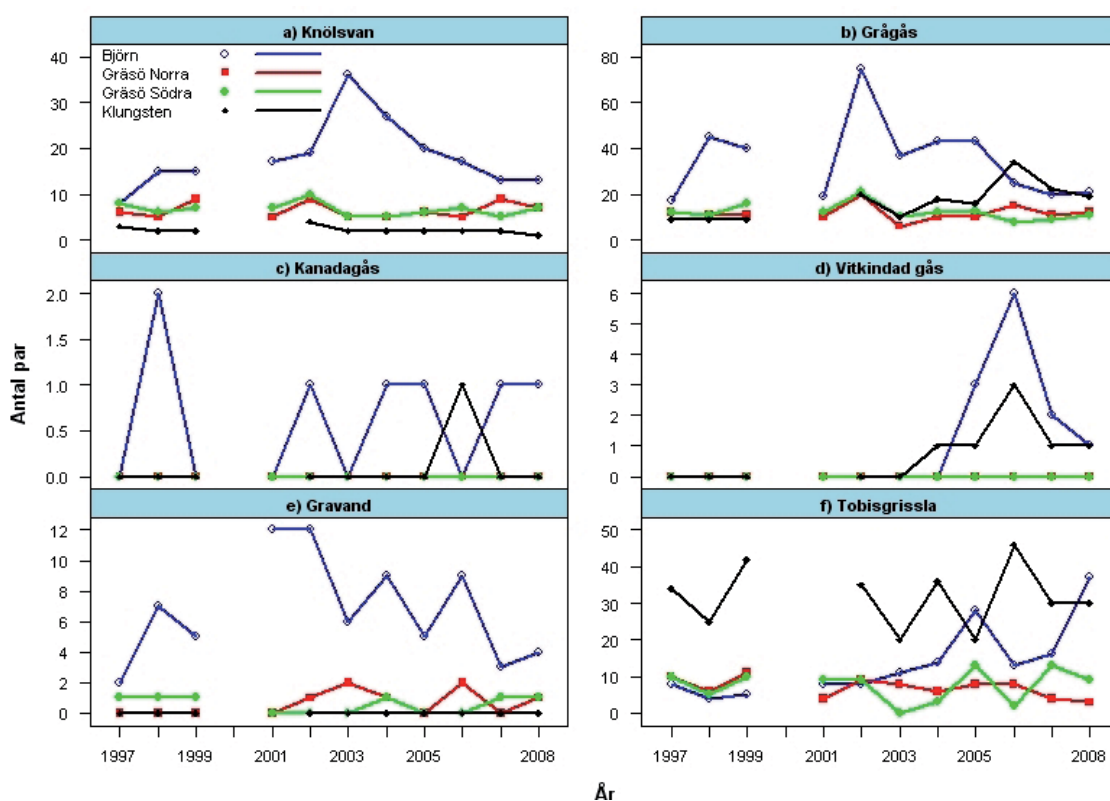
Figur 13. Antal arter sjöfågel per år i de fyra huvudområdena Björn, Gräsö Norra, Gräsö Södra och Klungsten mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra och i Klungsten hösten 2001.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Svanar, gäss och alkors populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

De olika arterna av sjöfågel svarade på minkjakten på olika sätt. Av de sex förekommande arterna svanar och gäss (inklusive gravand) var endast två arter; knölsvan och grågås, så talrika så att de gick att analysera. Ingen av dessa arters populationsförändringar skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt (Tabell 6, Fig. 14 a-e).

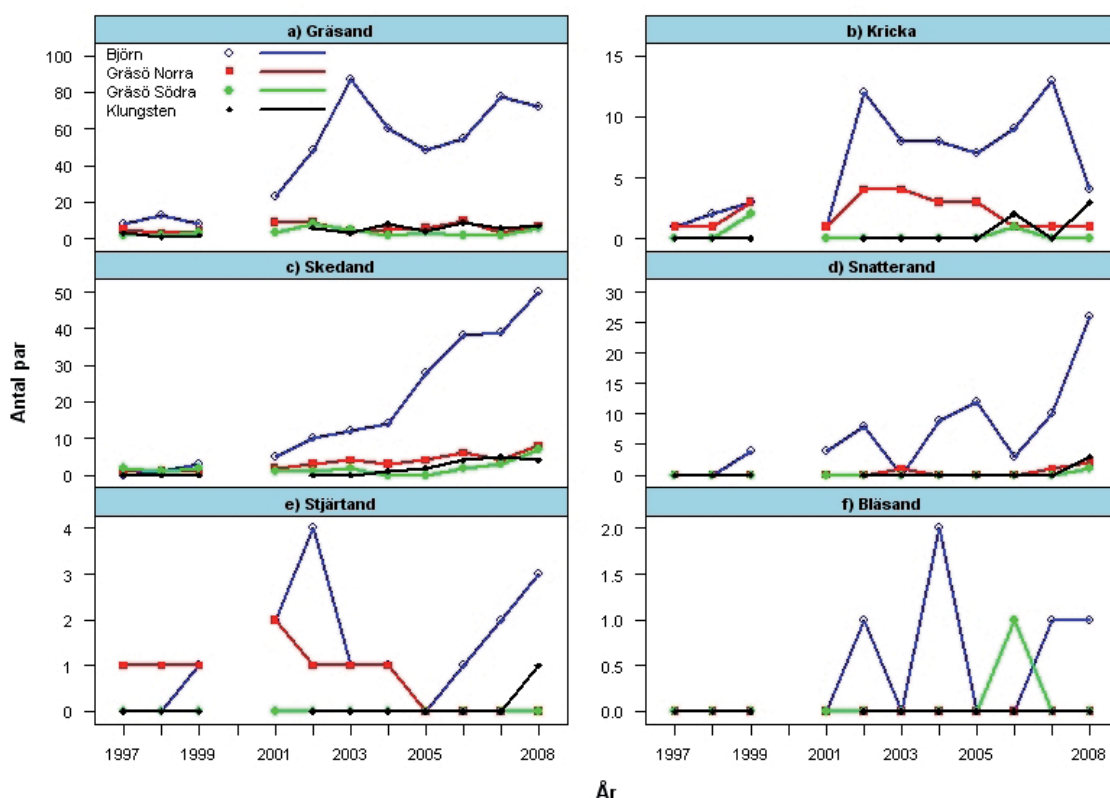
Av de tre förekommande arterna av alkor var endast tobisgrissla så vanlig att den kunde analyseras. Resultatet visade att tobisgrisslans populationsutveckling inte skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt, trots den kraftiga ökningen av antalet par tobisgrissla i Björns skärgård under senare år (Tabell 6, Fig. 14f).



Figur 14. Populationsutveckling för a) knölsvan, b) grågås, c) kanadagås, d) vitkindad gås, e) gravand och f) tobisgrissla i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001. Inga grafer visas för arter med extremt låga tätheter: sångsvan (8 par totalt), sillgrissla (2 par totalt) och tordmule (10 par totalt).

Simänders populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

Av de sex förekommande arterna simänder var endast tre arter; gräsand, kricka (*Anas crecca*) och skedand, (*Anas clypeata*), så talrika att de gick att analysera. Av dessa tre arter skiljde sig skedandens populationsutveckling signifikant mellan minkjaks- och kontrollområdena, med en tydlig kraftigare ökning av antalet par skedand i minkjaksområdena jämfört med i kontrollområdena. Ingen signifikant effekt av minkjakt kunde påvisas på gräsand och kricka (Tabell 6, Fig. 15). Noterbart är dock att samtliga simänder påvisade populationsökningar i Björns skärgård (Fig. 11), det område som troligen är bäst lämpat för simänder av de fyra undersökningsområdena.

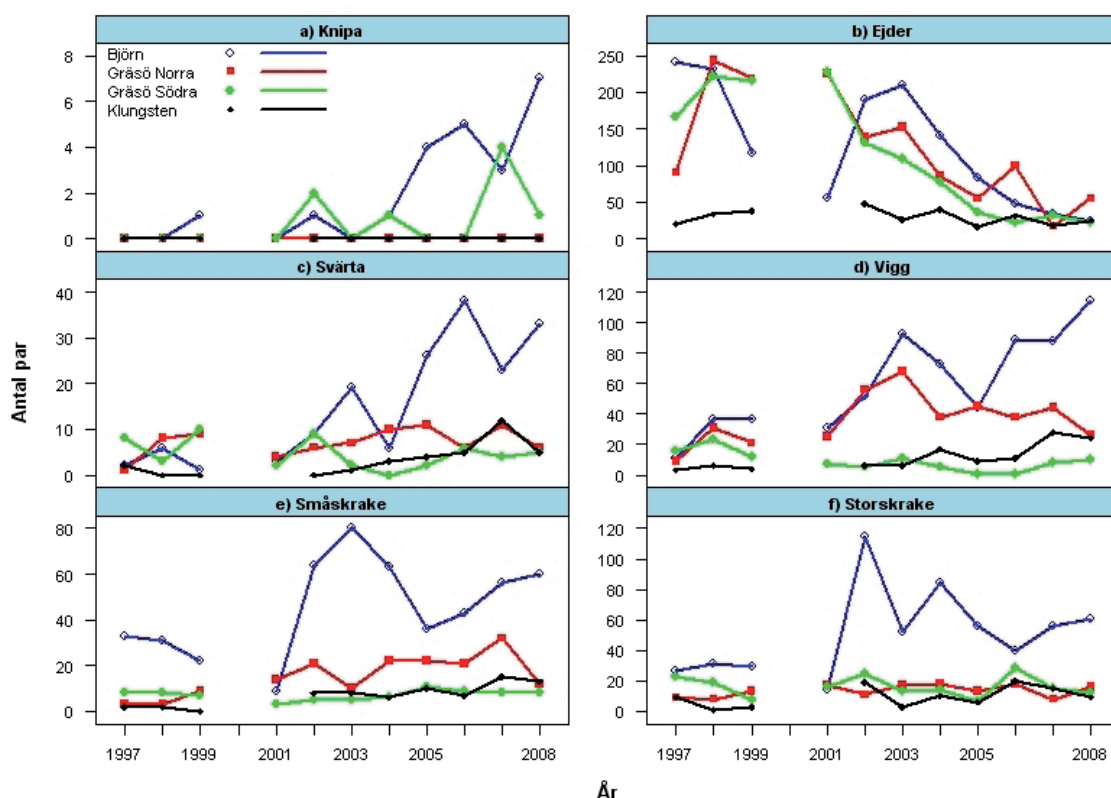


Figur 15. Populationsutveckling för a) gräsand, b) kricka, c) skedand, d) snatterand, e) stjärtand och f) bläsand i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001. Ingen graf visas för årtäta (3 par totalt), eftersom den förekom i så låga tätheter.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Dykänders populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

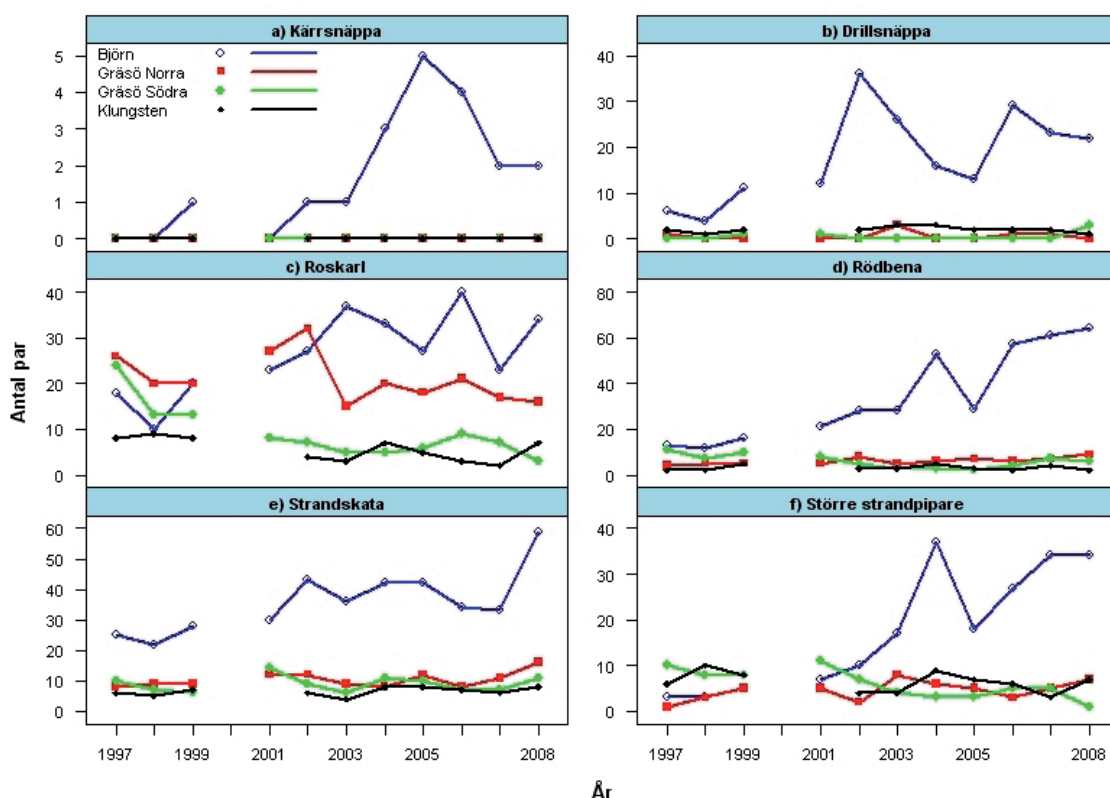
Av de sju förekommande dykänderna var fem arter; ejder, svärta, vigg, storskrake och småskrake, talrika nog för att analyseras. Av dessa fem arter skiljde sig populationsutvecklingen för svärta och vigg signifikant mellan områden med och utan minkjakt. För båda dessa arter ökade populationerna mer i områden med minkjakt än i kontrollområdena. Ingen effekt av minkjakt kunde påvisas på ejder, stor- och småskrake (Tabell 6, Fig. 16). Noterbart är att ejdern minskade kraftigt i alla fyra studieområden och denna negativa populationsutveckling var i stark kontrast till många andra studerade arter (Fig. 16 b).



Figur 16. Populationsutveckling för dykänderna a) knipa, b) ejder, c) svärta, d) vigg, e) småskrake och f) storskrake i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001. Ingen graf visas för bergand (10 par totalt), eftersom den förekom i så låga tätheter.

Vadarfåglars populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

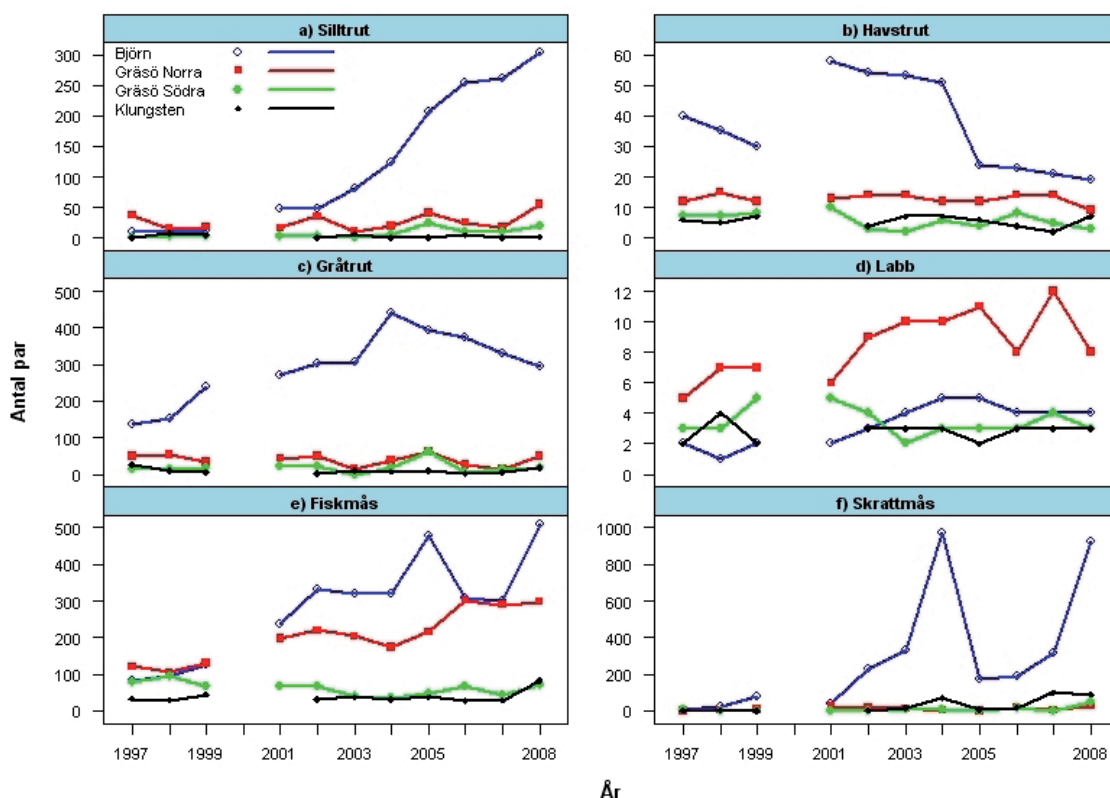
Av de nio förekommande arterna av vadare var fem arter; strandskata (*Haematopus ostralegus*), större strandpipare (*Charadrius hiaticula*), drillsnäppa (*Actitis hypoleucos*), rödbena (*Tringa totanus*) och roskarl (*Arenaria interpres*) så vanligt förekommande att de gick att analysera. Av dessa vadare skiljde sig populationsutvecklingen för roskarl, rödbena och större strandpipare signifikant mellan områden med och utan minkjakt (Tabell 6, Fig. 17). För alla dessa arter ökade populationerna mer i områden med minkjakt än i kontrollområdena. Ökningen av samtliga arter vadare har varit kraftig i framförallt Björns skärgård (Fig. 17).



Figur 17. Populationsutveckling för arterna a) kärrsnäppa, b) drillsnäppa, c) roskarl, d) rödbena, e) strandskata och f) större strandpipare i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001. Inga grafer visas för storspov (14 par totalt), tofsvipa (7 par totalt) och enkelbeckasin (1 par totalt), eftersom dessa arter förekom i så låga tätheter.

Trutar och måsars populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

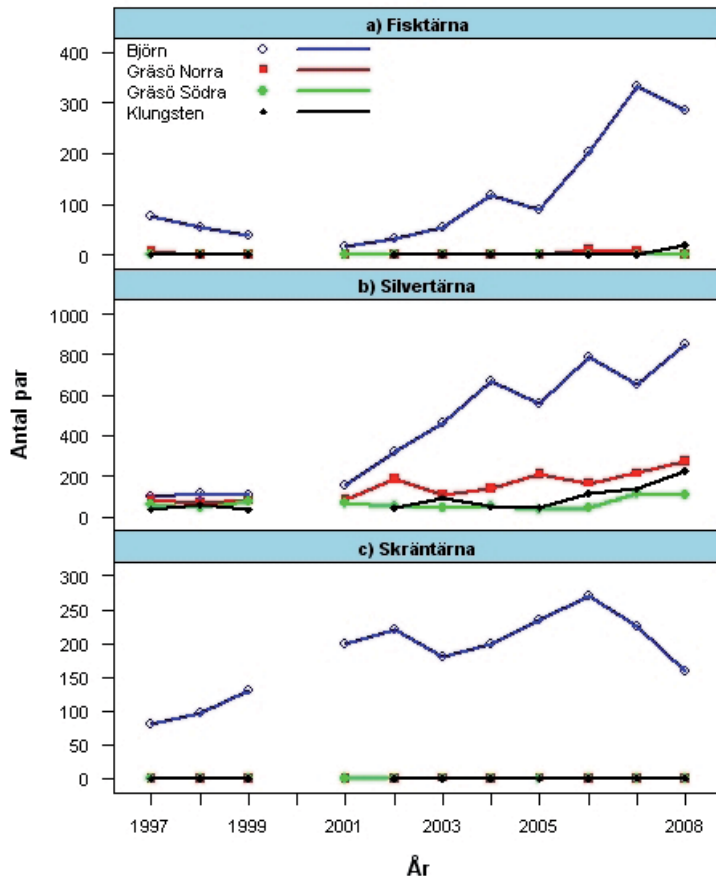
Samtliga sex förekommande mås- och trutarter var så vanligt förekommande att statistiska analyser var möjliga att utföra. Populationsutvecklingen för två arter; labb (*Stercorarius parasiticus*) och fiskmås (*Larus canus*), skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt (Tabell 6, Fig. 18). För båda dessa arter var ökningen kraftigast i minkjaktsområden jämfört med i kontrollområdena (Fig. 18). Noterbart är att samtliga trut- och måsarter, med undantag för havstrut, har ökat mycket kraftigt i Björns skärgård.



Figur 18. Populationsutveckling för a) silltrut, b) havstrut, c) gråtrut, d) labb, e) fiskmås och f) skrattnås i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001.

Tärnors populationsutveckling i minkjakt- och kontrollområden

Av de tre förekommande tärnorna var endast silvertärnan så vanligt förekommande i samtliga områden att de gick att analyseras statistiskt. Silvertärnans populationsutveckling skiljde sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt (Tabell 6, Fig. 19), med en tydlig ökning av antalet par i minkjaktsområdena jämfört med i kontrollområdena. Även för denna artgrupp är ökningen av antalet par påtaglig i Björns skärgård.



Figur 19. Populationsutveckling för a) fisktärna, b) silvertärna och c) skräntärna i de fyra områdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra mellan åren 1997 och 2008. Minkjakt infördes på hösten 1997 i Björn och Gräsö Norra, samt i Klungsten hösten 2001.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Tabell 6. Effekt av minkjakt, år, interaktionen mellan minkjakt och år, samt område på antalet par sjöfåglar i de fyra huvudområdena Björn, Klungsten, Gräsö Norra och Gräsö Södra. Variabeln "Område" är analyserad som "random effect". Arter vars populationsutveckling skiljer sig signifikant mellan områden med och utan minkjakt är markerade med **fet stil**. Arterna kanadagås, vitkindad gås, gravand, årta, snatterand, stjärtand, bläsand, bergand, knipa, storspov, tofsvipa, enkelbeckasin, kärrsnäppa, fisktärna, skräntärna, sillgrissla och tordmule har ej gått att analysera p.g.a. deras låga abundans i ett eller flera områden.

Art	Variabel	DF	F	p
Knölsvan	Minkjakt	1, 36	0.00	0.96
	År	1, 36	1.61	0.21
	Minkjakt x År	1, 36	0.00	0.97
	Område	3	52.78	< 0.0001
Grågås	Minkjakt	1, 36	0.00	0.96
	År	1, 36	1.61	0.21
	Minkjakt x År	1, 36	0.00	0.97
	Område	3	52.78	< 0.0001
Gräsand	Minkjakt	1, 36	1.21	0.28
	År	1, 36	3.38	0.074
	Minkjakt x År	1, 36	1.22	0.28
	Område	3, 36	1.11	0.36
Kricka	Minkjakt	1, 36	0.91	0.35
	År	1, 36	0.04	0.83
	Minkjakt x År	1, 36	0.92	0.35
	Område	3, 36	5.56	0.0031
Skedand	Minkjakt	1, 36	5.69	0.0023
	År	1, 36	35.98	< 0.0001
	Minkjakt x År	1, 36	5.73	0.0022
	Område	3, 36	5.25	0.0042
Ejder	Minkjakt	1, 36	0.40	0.53
	År	1, 36	53.95	< 0.0001
	Minkjakt x År	1, 36	0.41	0.52
	Område	3, 36	77.65	< 0.0001
Svärta	Minkjakt	1, 36	9.31	0.0043
	År	1, 36	1.82	0.19
	Minkjakt x År	1, 36	9.37	0.0042
	Område	3, 36	19.64	< 0.0001
Vigg	Minkjakt	1, 36	10.29	0.0028
	År	1, 36	0.41	0.52
	Minkjakt x År	1, 36	10.34	0.0027
	Område	3, 36	61.71	<0.0001
Storskrake	Minkjakt	1, 36	1.29	0.26
	År	1, 36	0.15	0.70
	Minkjakt x År	1, 36	1.30	0.26
	Område	3, 36	11.61	< 0.0001
Småskrake	Minkjakt	1, 36	1.16	0.29
	År	1, 36	2.18	0.15
	Minkjakt x År	1, 36	1.17	0.29
	Område	3, 36	17.94	< 0.0001
Strandskata	Minkjakt	1, 36	2.64	0.11
	År	1, 36	4.78	0.04
	Minkjakt x År	1, 36	2.64	0.11
	Område	3, 36	53.67	< 0.0001

Tabell 6. Fortsättning.

Art	Variabel	DF	F	p
Större strandpipare	Minkjakt	1, 36	15.67	< 0.0001
	År	1, 36	0.66	0.42
	Minkjakt x År	1, 36	15.66	< 0.0001
	Område	3, 36	19.86	< 0.0001
Drillsnäppa	Minkjakt	1, 36	0.43	0.52
	År	1, 36	1.82	0.19
	Minkjakt x År	1, 36	0.43	0.52
	Område	3, 36	2.57	0.069
Rödbena	Minkjakt	1, 36	22.17	< 0.0001
	År	1, 36	2.15	0.15
	Minkjakt x År	1, 36	22.18	< 0.0001
	Område	3, 36	10.07	< 0.0001
Roskarl	Minkjakt	1, 36	12.81	0.0010
	År	1, 36	6.20	0.018
	Minkjakt x År	1, 36	12.80	0.0010
	Område	3, 36	104.65	< 0.0001
Labb	Minkjakt	1, 36	4.60	0.039
	År	1, 36	1.67	0.20
	Minkjakt x År	1, 36	4.61	0.039
	Område	3, 36	303.26	< 0.0001
Havstrut	Minkjakt	1, 36	0.00	0.98
	År	1, 36	3.88	0.06
	Minkjakt x År	1, 36	0.00	0.98
	Område	3, 36	29.44	< 0.0001
Silltrut	Minkjakt	1, 36	0.01	0.91
	År	1, 36	14.35	0.0006
	Minkjakt x År	1, 36	0.01	0.91
	Område	3, 36	6.36	0.0014
Gråtrut	Minkjakt	1, 36	0.05	0.83
	År	1, 36	1.12	0.30
	Minkjakt x År	1, 36	0.05	0.83
	Område	3, 36	2.39	0.09
Fiskmås	Minkjakt	1, 36	13.13	0.0009
	År	1, 36	2.96	0.094
	Minkjakt x År	1, 36	13.15	0.0009
	Område	3, 36	154.46	<0.0001
Skrattmås	Minkjakt	1, 36	0.07	0.79
	År	1, 36	2.10	0.16
	Minkjakt x År	1, 36	0.07	0.79
	Område	3, 36	0.88	0.46
Silvertärna	Minkjakt	1, 36	7.32	0.010
	År	1, 36	22.58	<0.0001
	Minkjakt x År	1, 36	7.32	0.010
	Område	3, 36	39.18	<0.0001
Tobisgrissla	Minkjakt	1, 36	1.08	0.31
	År	1, 36	2.22	0.15
	Minkjakt x År	1, 36	1.07	0.31
	Område	3, 36	123.16	<0.0001

Effekten av minkjakt på skräntärnans populationsutveckling

Sedan år 1947 har ornitologer räknat antalet häckande par och antal flygga ungar av skräntärna i de tre kolonier som funnits i Uppsala läns skärgård. De första 22 åren är inventeringarna inte årliga, men från år 1970 finns det sammanhängande tidsserier (Fig. 20 a-b). Under denna tid har dessutom nästan samtliga ungar ringmärkts. Detta dataset gjorde det möjligt att analysera hur den invandrande minken och sedermera dess minskning i samband med att jakten på mink infördes påverkade antal häckande par och häckningsframgången av skräntärnorna. Vi delade upp minkens invandringshistorik i tre skeden: a) tiden före minkens invandring (1970-1979), b) tiden med minkförekomst (1980-1997 för kolonin på Stenarna och 1980-2006 för kolonierna på Klyndrorna och Hållet-Blåbådan), samt c) tiden då minkjakt pågick (1998-2006 för Stenarna). Det är viktigt att poängtera att vi inte vet exakt när minken anlände till skärgårdsöarna som hyser kolonierna. Vi utgår istället från anekdotiska uppgifter från skärgårdsbefolkningen när minken invandrade till dessa områden (se även Andersson 1992; Amcoff 2001; Nordström m.fl. 2002).

Vi fann att antalet par skräntärna var signifikant högre för perioden före minkens invandring jämfört med perioden med minkförekomst (Tabell 7a). Dessutom var antalet par betydligt högre på Stenarna efter det att minkjakt införts hösten 1997 (Tabell 7a). Sammantaget visade sig minkstatus ha en signifikant effekt på antalet par skräntärna, eftersom interaktionstermen "Minkstatus*År" blev signifikant (Tabell 8a).

Över hela perioden 1947-2006 producerade kolonin på Stenarna något fler ungar per par (1.39 ± 0.08) än de numera övergivna kolonierna Hållet-Blåbådan (1.11 ± 0.29) och Klyndrorna (1.13 ± 0.10). Antalet ringmärkta ungar per par var även signifikant relaterat till minkstatusen (Tabell 7b), vilket visas av att interaktionen mellan År*Minkstatus blev signifikant (Tabell 8b).

Tabell 7. Antalet par (medel $\pm$ SE) samt antalet märkta ungar/par (medel $\pm$ SE) för de tre olika kolonierna i Uppsala läns skärgård under olika perioder med olika status av minkförekomst.

Koloni	Minkstatus	Antal par $\pm$ SE
a)		
Hållet-Blåbådan	Före minkens invandring	18.95 ± 8.95
Hållet-Blåbådan	Minkförekomst	4.00 ± 0.00
Klyndrorna	Före minkens invandring	82.30 ± 7.43
Klyndrorna	Minkförekomst	24.85 ± 4.61
Stenarna	Före minkens invandring	81.25 ± 7.79
Stenarna	Minkförekomst	58.88 ± 6.55
Stenarna	Minkjakt	170.63 ± 9.54
b)		
Hållet-Blåbådan	Före minkens invandring	1.11 ± 0.95
Hållet-Blåbådan	Minkförekomst	-
Klyndrorna	Före minkens invandring	1.34 ± 0.10
Klyndrorna	Minkförekomst	0.53 ± 0.14
Stenarna	Före minkens invandring	1.46 ± 0.14
Stenarna	Minkförekomst	1.34 ± 0.11
Stenarna	Minkjakt	1.34 ± 0.15

Tabell 8. Effekter av år, minkstatus (se text för de olika koloniernas minkstatus för olika år), koloni, samt interaktionstermen År*Minkabundans på a) antalet par skräntärna i Uppsala läns skärgårdar och b) antalet ringmärkta ungar per par. Koloni var en "Random factor" i analysen.

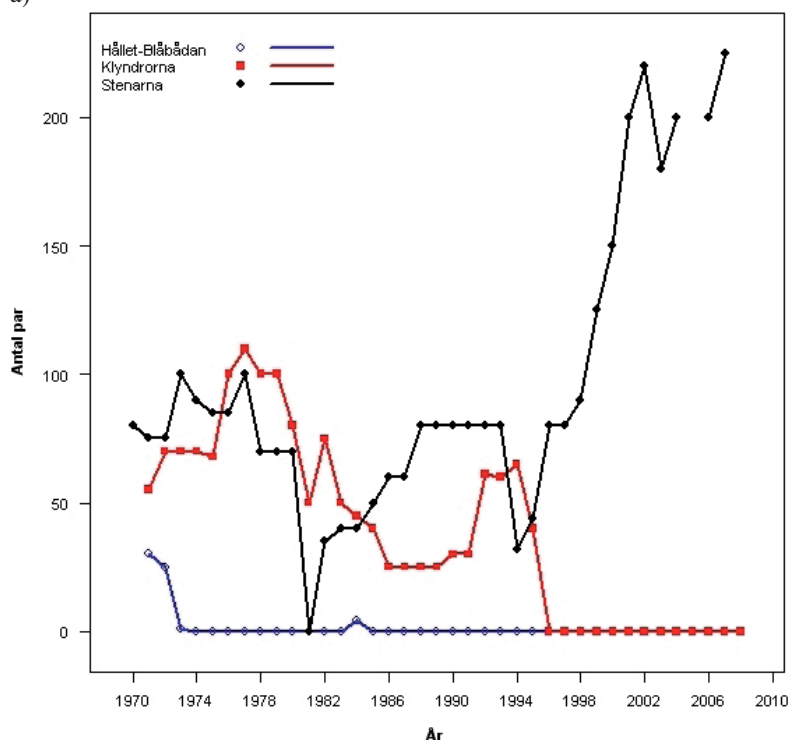
Variabel	DF	F	<i>p</i>
a)			
År	1, 105	0.17	0.68
Minkstatus	2, 105	7.02	0.0014
År * Minkstatus	2, 105	7.10	0.0013
Koloni	2, 105	26.67	<0.0001
b)			
År	1, 109	6.13	0.0030
Minkstatus	2, 109	12.57	0.0006
År * Minkstatus	2, 109	6.13	0.0020
Koloni	2, 109	41.65	<0.0001

Effekter av klimat på skräntärnans reproduktion

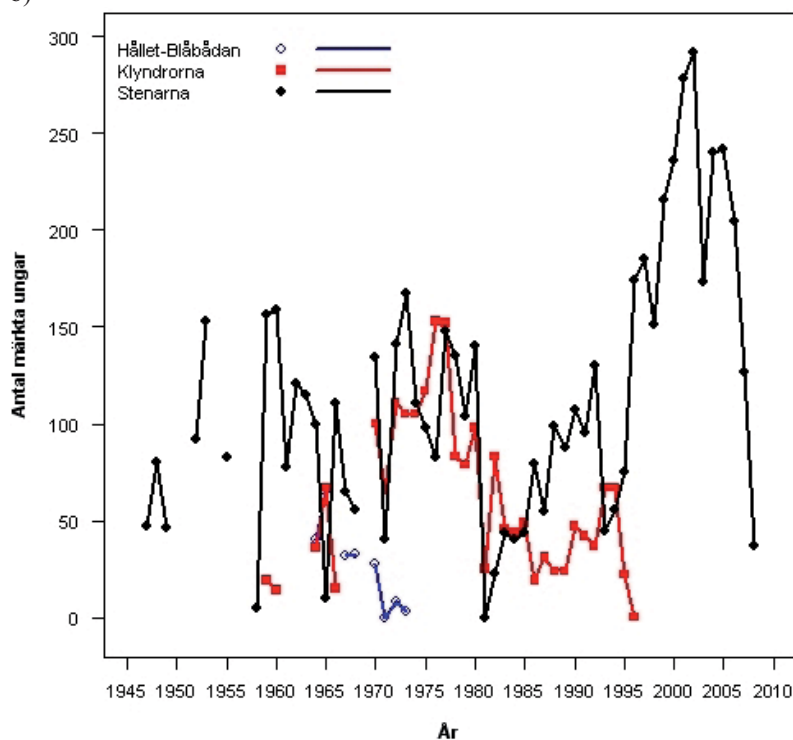
Ungproduktionen var relaterad till en viktig klimatfaktor: Värdet i juni månad för den nordatlantiska oscillationen (NAO_{juni} ; se Material och Metoder) var signifikant positivt korrelerad med antalet ungar/par skräntärna (Spearman rank correlation, $Rho = 0.32$, $p = 0.016$). Därför inkluderade vi denna variabel när vi analyserade vilka faktorer som påverkade antalet ungar/par skräntärna. Vi fann att antalet ungar/par skräntärna varken var korrelerat med årtal, förekomsten av mink eller interaktionstermen "Minkabundans * År" ($p > 0.16$ för alla variabler). Istället var endast variablerna NAO_{juni} ($F = 6.76$, $df = 1$, $p = 0.012$) samt koloni ($F = 5.27$, $df = 2$, $p = 0.0080$) signifikant korrelerade med antalet ungar/par skräntärna.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

a)



b)



Figur 20. a) Antalet häckande par skräntärna mellan åren 1970 och 2006 och b) antalet ringmärkta ungar/par mellan åren 1970 och 2007 i kolonierna Stenarna (i Björns skärgård), Klyndrorna (i området Gräsö Norra skärgård) och Hället-Blåbådan (utanför det egentliga studieområdet). Minkjakt infördes i Björns skärgård hösten 1997.

Återfynd av döda skrântärnor

Som Staav (2007) tidigare beskrivit i detalj så kan återfynden av skrântärnor påvisa att skrântärnornas flyttväg från häckningskolonierna i Sverige framförallt följer de stora floderna i centrala Europa (Fig. 21). Dessa tärnor övervintrar i huvudsak i Medelhavsområdet, där flest rapporter om döda skrântärnor kommer från Italien, Tunisien, Egypten och länderna på östra sidan av Adriatiska havet. En mindre grupp tärnor har en västlig rutt, som bland annat indikeras av återfynden från Nederländerna. Dessa tärnor övervintrar med största sannolikhet utmed Portugals och Spaniens kuster. Den viktigaste övervintringsplatsen för svenska skrântärnor tycks dock vara floden Nigers inlandsdelta i Mali (Fig. 21).

Av de totalt sett 28 740 skrântärnor som märkts i Sverige mellan åren 1947-2005 rapporterades 1704 individer (5.93%) till Ringmärkningscentralen. Av dessa var 820 (2.85%) individer återsedda av ornitologer och 463 (1.81%) skjutna eller jagade.



Figur 21. Återfynd av döda skrântärnor som märkts i Sverige mellan åren 1929 och 2005. (© ESRI 2000).

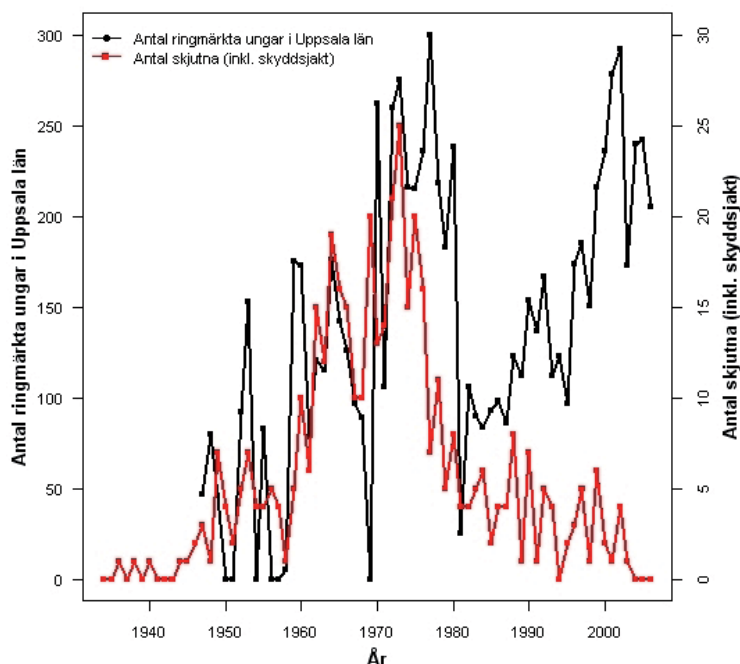
Dödsorsaker hos skräntärna

Data från Ringmärkningscentralen visade att den vanligaste *rapporterade* dödsorsaken för skräntärnor var jakt (inklusive skyddsjakt vid fiskdammar) (Tabell 9). Samtliga ålderskategorier, det vill säga tärnor under första levnadsåret, sub-adulta (1-5 åriga tärnor) samt adulta (äldre än 5 år), har rapporterats som skjutna (Tabell 9).

Tabell 9. Dödsorsaker hos de skräntärnor som har rapporterats till ringmärkningscentralen mellan åren 1934 och 2005. Fyndomständigheten "Bursatt" har inkluderats som dödsorsak, eftersom vi har ansett det föga troligt att dessa individer har återfått friheten.

Dödsorsak/Fyndomständighet	Levnadsår		
	1	2-5	6-30
Jakt (inklusive skyddsjakt)	143	203	117
Bursatt	12	21	12
Ring och fot funna	12	0	1
Endast ring funnen	9	11	5
Fångad i fälla för annan djurart	7	19	15
Oljeskadad	0	1	1
Flugit mot ledning	3	2	4
Taget av rovdjur	3	4	2
Drunknat	0	0	1

Antalet skräntärnor som rapporterats skjutna till Ringmärkningscentralen minskade starkt i början av 1980-talet (Fig. 22). Det var en stark positiv korrelation mellan antalet märkta ungar i Uppsala län och antalet inrapporterade skjutna skräntärnor mellan åren 1947 och 1989 (Spearman rank correlation, $Rho = 0.62$, $p < 0.0001$; Fig. 22). Ingen sådan korrelation fanns för åren 1990-2006 ($p = 0.67$) eller för hela tidsserien 1947-2006 ($p = 0.18$). Dessa resultat indikerar att jakttrycket har minskat efter 1980-talets början.



Figur 22. Antal skjutna och antal i Uppland ringmärkta skräntärnor mellan åren 1934 och 2006.

Modellering av överlevnad av skräntärnor märkta i Uppland

Populationstillväxten påverkas i stort sett av fyra variabler: nativitet (antal födda individer), mortalitet (antal döda individer), immigration och emigration. För vilda djurarter som skräntärna kan det vara väldigt svårt att uppskatta dessa variabler. Genom studier av skräntärnans häckningsbiologi utmed Upplandskusten utförda av Roland Staav, Naturhistoriska Riksmuseet, samt av amatörornitologer har vi dock erhållit estimat på ungproduktionen mellan åren 1947 och 2006. Likaså har den omfattande ringmärkningen av skräntärnor samt de många observationerna av levande samt återfynden av döda tärnor resulterat i en stor databas. Vi använde denna databas för att med hjälp av programmet MARK beräkna åldersspecifik mortalitet, sannolikhet för att återse märkta skräntärnor, sannolikhet för att döda skräntärnor hittas och rapporteras, samt emigration (se detaljer om analysen i Material och Metoder).

Resultaten av modelleringarna i MARK för de uppländska skräntärnorna mellan åren 1947-2005 visade tydligt att tre modeller var bäst anpassade till datat (Tabell 10). Den enda skillnaden mellan dessa tre modeller var längden på den subadulta fasen. Den bästa modellen (lägst AIC-värde) gav 60.3 % stöd till att den subadulta fasen varade mellan levnadsår 2-5. Den näst bästa modellen (22.7 % stöd) föreslog att den subadulta fasen varar mellan levnadsår 2-6, medan den tredje bästa modellen (16.9 % stöd) indikerade att den subadulta fasen varar mellan levnadsår 2-4 (Tabell 10). De tre modellerna hade gemensamt att de indikerar att överlevnaden för både årsungar, subadulta individer och vuxna individer inte varierade mellan åren (detta visas med symbolen "." i modellens namn i tabell 10). Dessutom inkluderade de tre bästa modellerna en årsspecifik sannolikhet för att märkta skräntärnor återsågs levande och rapporterades till RC (variabeln p ; Tabell 10). Framförallt fanns det en tydlig topp i sannolikheten att en märkt skräntärna skulle återses mellan åren 1976-1985, det vill säga de år då Roland Staav utförde mycket av sin forskning i svenska skräntärnekolonier. Sannolikheten för att märkta skräntärnor som dog rapporterades till RC (variabeln r ; Tabell 10) var konstant mellan åren. Likaså var sannolikheten för att märkta skräntärnor skulle emigrera ur studieområdet var konstant över hela studieperioden (variabeln F , Tabell 10).

Tabell 10. De fyra modellerna som var bäst anpassade till datat avseende sannolikheten för att skräntärnor ringmärkta i Uppland ska överleva (S), bli återsedda levande (p), vid dödsfall bli funna och rapporterade till Ringmärkningscentralen (r) samt emigrera från studieområdet (F). Överlevnaden av individer inom en åldersklass kan antingen variera mellan år (markeras med "t" för den aktuella åldersklassen; se modell 4) eller vara konstant över hela studieperioden (markeras med "."; se modell 1-3). Olika åldersklasser separeras med "/". Längden på den subadulta fasen beskrivs i modellens namn. Totalt testades 26 olika modeller med olika kombinationer av konstant, årsspecifik eller kohortspecifik överlevnad. En skillnad i ΔAIC på >2 enheter indikerar en signifikant skillnad mellan två modeller, d.v.s. den första modellen är nästan signifikant bättre än den andra modellen.

Modell	QAICc	$\Delta QAIC$	QAICc- vikt	Model- sannolikhet	Antal parametrar	Q Deviance
1. S(a3 - ././.) p(t) r(.) F(.) 2-5 subad	3575.7	0.00	0.603	1.00	63	943.10
2. S(a3 - ././.) p(t) r(.) F(.) 2-6 subad	3577.7	1.95	0.227	0.38	63	945.05
3. S(a3 - ././.) p(t) r(.) F(.) 2-4 subad	3578.3	2.55	0.169	0.28	63	945.65
4. S(a3 - t././.) p(t) r(.) F(.) 2-5 subad	3602.2	26.51	0.00	0.00	120	853.14

Det som förmodligen är av störst intresse för naturvården är att de tre bästa modellerna för de uppländska skräntärnorna inte urskiljde någon årsspecifik överlevnad för de tre ålderskategorierna skräntärnor (juvenila, subadulta och adulta). Överlevnaden av skräntärnor i respektive åldersgrupp var alltså densamma mellan åren. Modelleringarna visade att de uppländska skräntärnorna har en förhållandevis låg överlevnad det första levnadsåret (0.43 ± 0.051 , d.v.s. i snitt överlever 43% av årsungarna sitt första år). Därefter pekade modelleringarna på att de flesta uppländska skräntärnor lever i en subadult, ickehäckande fas mellan levnadsår 2-5 med en specifik årlig överlevnad på 0.90 ± 0.018 . Slutligen inträder tärnorna i den adulta, häckande fasen med en specifik årlig överlevnad på 0.86 ± 0.02 .

Modellering av överlevnad av skräntärnor märkta i Sverige

När vi inkluderade samtliga i Sverige märkta skräntärnor mellan åren 1947-2005 blev resultaten av modelleringarna i MARK något annorlunda. Resultaten visade för detta dataset att en enda modell var bäst anpassad till datat (Tabell 11). Den bästa modellen, som var signifikant bättre än övriga modeller ($\Delta AIC=9.59$, d.v.s. $>>2$), gav 98.8 % stöd för att den subadulta fasen varade mellan levnadsår 2-5 (Tabell 11). Modellen inkluderade en årsspecifik sannolikhet för att märkta skräntärnor återsågs levande och rapporterades till RC (variabeln p ; Tabell 11). Framförallt fanns det en tydlig topp i sannolikheten att en märkt skräntärna skulle återses mellan åren 1976-1985, det vill säga de år då Roland Staav utförde mycket av sin forskning i svenska skräntärnekolonier. Likaså varierade sannolikheten för att märkta skräntärnor som dog samt rapporterades till RC (variabeln r ; Tabell 11) mellan åren. Sannolikheten för att märkta skräntärnor skulle emigrera ur studieområdet var konstant över hela studieperioden (variabeln F , Tabell 11).

Den bästa modellen för analyserna avseende de svenska skräntärnorna antydde att den årsspecifika överlevnaden för juvenila och subadult tärnor varierade mellan åren (Tabell 11). Detta står i kontrast till analyserna som endast inkluderade skräntärnor märkta i Uppland, som inte fann något stöd för årsspecifik överlevnad (Tabell 10 och 11).

Tabell 11. De fyra modellerna som var bäst anpassade till datat avseende sannolikheten för att skräntärnor ringmärkta i Uppland ska överleva (S), bli återsedda levande (p), vid dödsfall bli funna och rapporterade till Ringmärkningscentralen (r) samt emigrera från studieområdet (F). Överlevnaden av individer inom en åldersklass kan antingen variera mellan år (markeras med "t" för den aktuella åldersklassen; se t.ex. modell 1), vara konstant över hela studieperioden (markeras med "."; se adult överlevnad i modell 1-4) eller vara kohortspecifik (markeras med "coh"; se subadult överlevnad i modell 4). Olika åldersklasser separeras med "/". Längden på den subadult fasen beskrivs i modellens namn. Totalt testades 26 olika modeller med olika kombinationer av konstant, årsspecifik eller kohortspecifik överlevnad. En skillnad i ΔAIC på >2 enheter indikerar en signifikant skillnad mellan två modeller, d.v.s. den första modellen är nästan signifikant bättre än den andra modellen.

Model	QAICc	Delta QAIC	QAICc-vikt	Model-sannolikhet	Antal parametrar	Q Deviance
S(a3 - t/t/.) p(t) r(t) F(.) 2-5 subad	12840.3	0.00	0.988	1.00	236	2004.86
S(a3 - t/t/.) p(t) r(t) F(.) 2-6 subad	12849.9	9.59	0.008	0.008	236	2014.45
S(a3 - t/t/.) p(t) r(t) F(.) 2-4 subad	12851.5	11.13	0.004	0.004	236	2016.00
S(a3 - t/coh/.) p(t) r(.) F(.) 2-4 subad	12870.6	30.26	0.00	0.00	236	2035.13

Modellering av populationstillväxten av skrântärna

Vi modellerade dels hur den uppländska, dels hur hela den svenska populationen av skrântärna påverkades av minkförekomst med hjälp av programmet VORTEX. Vi använde erhållna värden på hur antal ungar/par från uppländska kolonier, juvenil, subadult och adult överlevnad förändrades med minkförekomst.

Erfarenheter från kolonier som utsatts för minkpredation visar att samtliga par skrântärnor oftast avbryter häckningen efter det att mink prederat endast ett fåtal bon. För att på ett någorlunda realistiskt sett modellera hur effekterna av minkpredation påverkar skrântärnan adderade vi ett katastrofscenari, vilket innebar att i medeltal vart 10:e år utsattes den fiktiva populationen för ett minkangrepp, med resultatet att för dessa år blev reproduktionen 0. Den adulta överlevnaden förändrades inte under år med minkangrepp.

Sammantaget är detta en konservativ tolkning av effekterna av minkpredation. För det första är det mycket möjligt att minkpredation kan förekomma oftare än vart 10 år. För det andra kan effekterna av minkpredation leda till att hela kolonin överges. Detta var troligen orsaken till att kolonin på Klyndorna övergavs. För det tredje så är det möjligt att minkar kan döda adulta skrântärnor under ruvningen, vilket vi modellerade genom att införa en adult dödlighet på 10% i vårt mink-katastrofscenari. Det är dock möjligt att den adulta dödligheten kan vara högre vid minkangrepp.

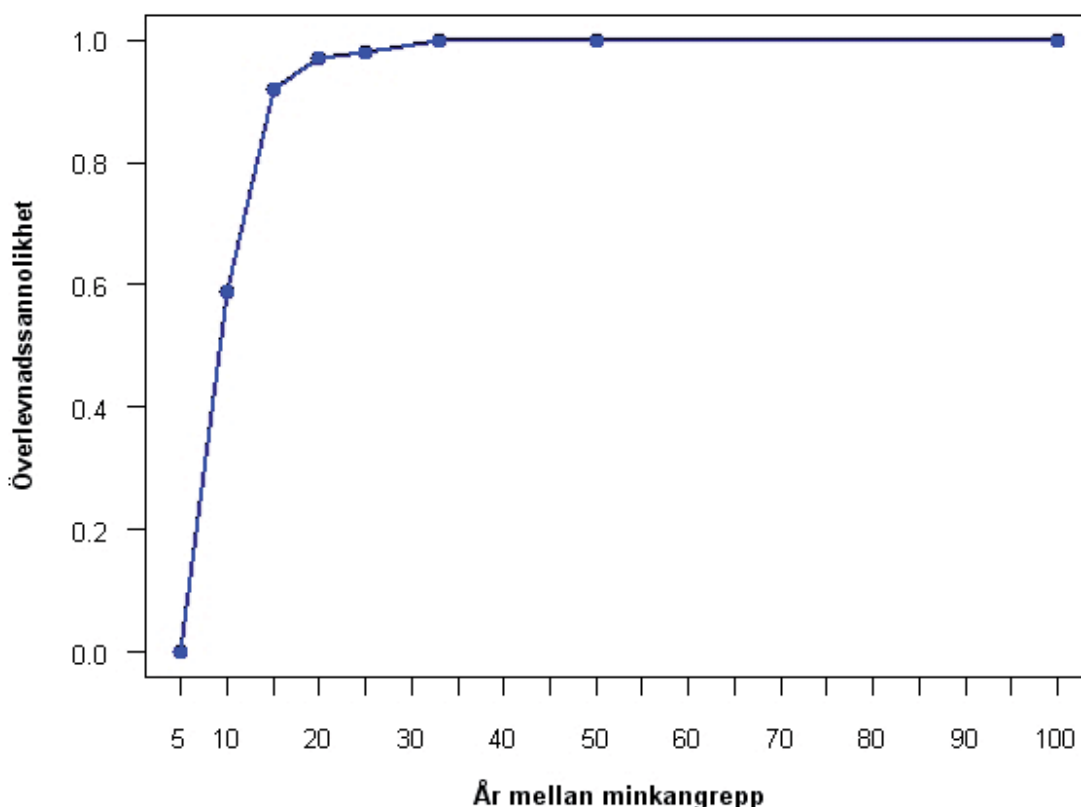
För att få en bättre inblick i hur frekvensen av minkangrepp skulle kunna påverka sannolikheten för att kolonin på Stenarna ska överleva utförde vi simuleringar där vi varierade frekvensen av minkangrepp från vart 5:e till vart 100:e år. Resultaten antyder att när minkangrepp sker oftare än ungefär vart 12:e år så minskar populationens överlevnadschanser markant (Fig. 23)

Vi lade även till ett väder-katastrofscenari, som baseras på den långa tidsserien från Stenarna. Riktigt kalla väderomslag som innebär snö i maj månad kan leda till att hela årets reproduktion slås ut. Även kraftiga stormar med nordliga vindar (t.ex. stormen Per år 2006) kan innebära att stora delar av grusbankarna på Stenarna där skrântärnan häckar sköljs bort, med en kraftig minskning av reproduktionsutfallet som resultat. Vi modellerade väder-katastrofscenariot genom att i medeltal vart 30:e år lägga in en katastrof som innebar att reproduktionen endast blev 10% av normalfallet. Den adulta överlevnaden påverkades inte av denna katastrof. Således kunde vi modellera hur populationstillväxten av den uppländska (Tabell 12) och hela den svenska populationen av skrântärna (Tabell 13) varierade i förhållande till minkförekomsten.

Resultaten av modelleringarna visade att minkförekomst hade en påtaglig negativ inverkan på den långsiktiga överlevnaden av både den uppländska och hela den svenska populationen av skrântärna. Sannolikheten för att de både de uppländska och den svenska metapopulationen av skrântärna ska dö ut ökar kraftigt när värden för skrântärnans reproduktion under perioder med minkförekomst används (Tabell 14).

Till exempel predikterar modelleringarna att fortlevnaden av skräntärnekolonin vid Stenarna i Uppland är beroende av fortsatt minkjakt. Utan minkjakt är den stokastiska populationstillväxten (r) negativ (medel $\pm$ SD: -0.033 ± 0.129 , d.v.s. populationen minskar med 3.3% per år (Fig. 20). Om minkjakten fortsätter är emellertid tillväxten positiv ($r = 0.008 \pm 0.073$, d.v.s. populationen växer med 0.8% per år; Fig. 24). Även i simuleringar då risken för minkangrepp var 0, det vill säga vid tiden före minkens invandring till Björns skärgård, var populationstillväxten hög (0.030 ± 0.054 ; Fig. 24.). Detta visar hur stor betydelse ett katastrofscenariot vart 10:e år kan ha på skräntärnans populationstillväxt.

Den numera utdöda kolonin vid Klyndrorna hade redan under tiden före minkens etablering en något lägre kullstorlek. Enligt modelleringarna skulle denna kullstorlek dock ha räckt till för att kolonin vid Klyndrorna skulle ha producerat tillräckligt många ungar för att vara självförsörjande. Den stokastiska populationstillväxten för Klyndrorna under tiden före minkens etablering var positiv (0.006 ± 0.057 ; Tabell 14, Fig. 25). Efter det att minken etablerat sig i skärgården försvann kolonin vid Klyndrorna ganska snabbt. Den utvecklingen valideras av modelleringarna i VORTEX, som visar att scenariot baserat på minkangrepp vart 10:e år föranledde en drastisk minskning av skräntärnorna vid Klyndrorna (Fig. 25). Resultaten visade att $r = -0.050 \pm 0.054$ under dessa förutsättningar, det vill säga en minskning med ca 5% per år.



Figur 23. Visualisering av hur frekvensen mellan minkangrepp påverkar överlevnadssannolikheten för kolonin vid Stenarna. I våra modeller använde vi frekvensen 10 år för perioden med mink och frekvensen 30 år för perioden med minkjakt.

Tabell 12. Värden på demografiska och miljömässiga variabler som användes vid modelleringen av populationstillväxten av skräntärnekolonierna vid Stenarna och Klyndrorna i Norduppland.

Demografiska variabler	Värde ($\pm$ SE i förekommande fall)
Ålder för första reproduktion	5
Maximal livslängd (samt reproduktiv ålder)	30
Andel honor som deltar i reproduktionen	90 % $\pm$ 5
Parningssystem	Monogami
Antal	
Antal kullar med 1. ägg ^a	45 – 100 %
Antal kullar med 2 ägg ^a	0 – 45 %
Antal kullar med 3 ägg ^a	0 – 10 %
Juvenil överlevnad	43.0 % $\pm$ 5.1
Subadult överlevnad	90.0 % $\pm$ 1.8
Adult överlevnad	86.0 % $\pm$ 2.0
Inavel	Nej
Initial populationsstorlek ^b	162 individer = 81 par
Miljömässiga variabler	Värde
Korrelation mellan överlevnad och reproduktion	Nej
Carrying capacity (K) ^b	440 individer = 220 par
Sannolikhet för katastrof orsakad av vädret	1 gång per 30 år = 3.33 %
Sannolikhet för katastrof orsakad av minkangrepp	1 gång per 10 år = 10.0 %
Reproduktion vid väder-katastrof jämfört med normalår	10 %
Överlevnad vid väder-katastrof jämfört med normalår	100 %
Reproduktion vid mink-katastrof jämfört med normalår	0 %
Överlevnad vid mink-katastrof jämfört med normalår	100 %

^a För kolonin vid Stenarna under perioden före minkens etablering antog vi att 45% av alla kullar bestod av 1 ägg, 45% av 2 ägg och 10% av 3 ägg, vilket ger ett medelvärde av 1.65 ungar per par. För samma koloni under perioden med mink antog vi att 80% av alla kullar bestod av 1 ägg, 17% av 2 ägg och 3% av 3 ägg, vilket ger ett medelvärde av 1.23 ungar per par. För perioden med minkjakt antog vi att 62% av alla kullar bestod av 1 ägg, 32% av 2 ägg och 6% av 3 ägg, vilket ger ett medelvärde av 1.44 ungar per par. För kolonin vid Klyndrorna under perioden före minkens etablering antog vi att 70% av alla kullar bestod av 1 ägg, 27% av 2 ägg och 3% av 3 ägg, vilket ger ett medelvärde av 1.33 ungar per par. För samma koloni under perioden med mink antog vi att 100% av alla kullar bestod av 1 ägg, vilket ger ett medelvärde av 1.00 ungar per par.

^b Under många år bestod kolonin av ca 80 par, vilket föranledde värdet av den initiala populationen. Det högsta antal par som observerats vid Stenarna är 220 par, vilket använts som mått på carrying capacity.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Tabell 13. Värden på demografiska och miljömässiga variabler som användes vid modelleringen av populationstillväxten av den svenska metapopulationen av skräntärna. Vi använde oss av modelleringar över 200 år som simulerades 100 gånger.

Demografiska variabler	Värde ($\pm$ SE i förekommande fall)
Ålder för första reproduktion	5
Maximal livslängd (samt reproduktiv ålder)	30
Andel honor som deltar i reproduktionen	90 % $\pm$ 5
Parningssystem	Monogami
Antal	
Antal kullar med 1. ägg ^a	45 – 100 %
Antal kullar med 2 ägg ^a	0 – 45 %
Antal kullar med 3 ägg ^a	0 – 10 %
Juvenil överlevnad	43.0 % $\pm$ 5.1
Subadult överlevnad	90.0 % $\pm$ 1.8
Adult överlevnad	86.0 % $\pm$ 2.0
Inavel	Nej
Antal subpopulationer	7
Initial populationsstorlek ^b	20-220 individer per subpopulation
Spridning mellan subpopulationer ^c	0-4 % av individerna per år
Miljömässiga variabler	Värde
Korrelation mellan överlevnad och reproduktion	Nej
Carrying capacity (K) ^b	40-440 individer per subpopulation
Korrelation i miljömässig variation (EV) mellan olika subpopulationer	50 %
Sannolikhet för katastrof orsakad av vädret	1 gång per 30 år = 3.33 %
Sannolikhet för katastrof orsakad av minkangrepp	1 gång per 10 år = 10.0 %
Reproduktion vid väder-katastrof jämfört med normalår	10 %
Överlevnad vid väder-katastrof jämfört med normalår	100 %
Reproduktion vid mink-katastrof jämfört med normalår	0 %
Överlevnad vid mink-katastrof jämfört med normalår	100 %

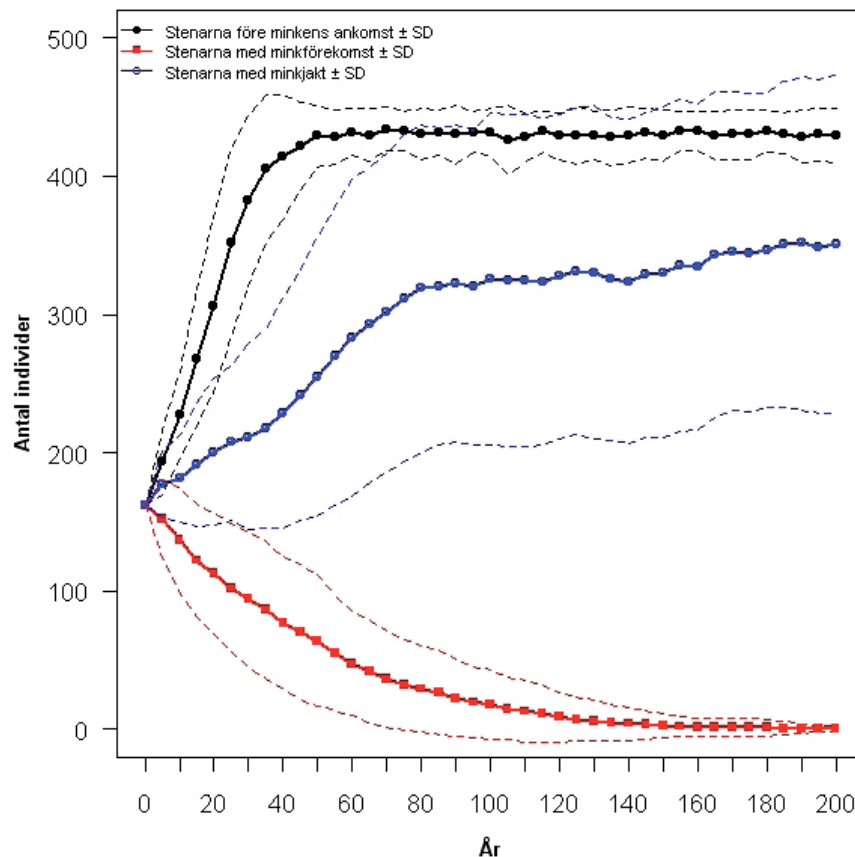
^a För den svenska metapopulationen av skräntärna använde vi värden på kullstorleken som vi erhållit från skräntärnekolonin vid Stenarna i Norduppland från dels tiden med mink, dels från tiden med minkjakt (se tabellfoten för Tabell 12).

^b Data från Staav (2007), som listar antalet par för alla kända svenska skräntärnekolonier år 2006. Vi använde även dessa värden som mått på carrying capacity för respektive subpopulation, om inte andra data visade på att subpopulationen varit större under historiskt tid. I sådana fall användes det högre värdet.

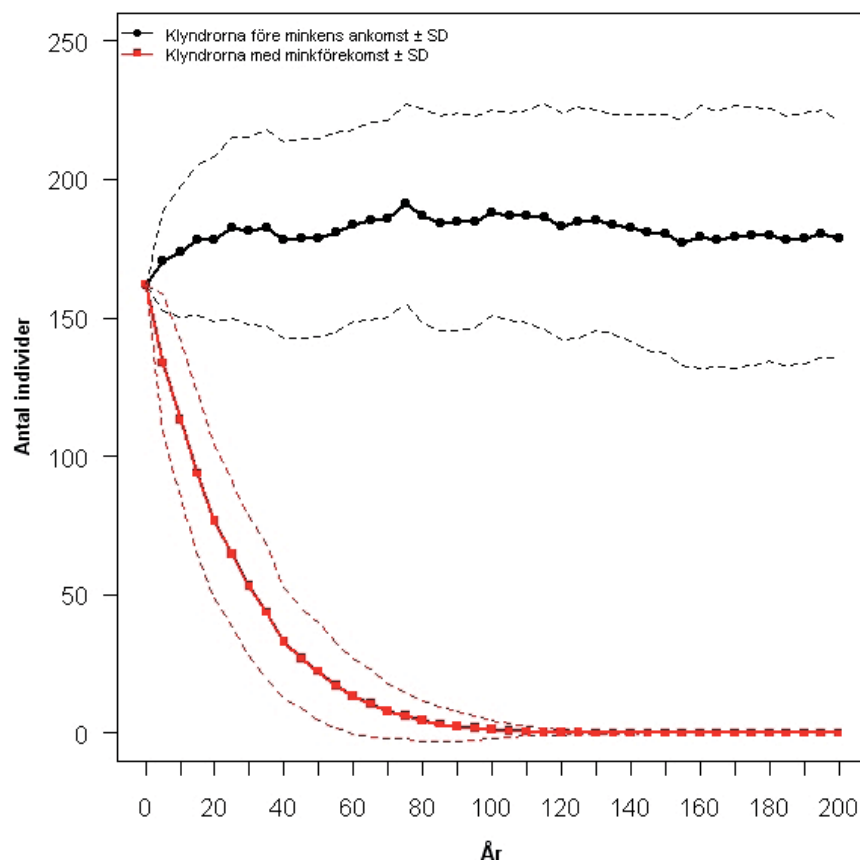
^c Data från Staav (1979). Då vissa kolonier spontant slagits sig samman har spridningen mellan vissa subpopulationer räknats om.

Tabell 14. Mått på populationstillväxt (med hänsyn tagen för miljömässiga och demografiska stokastiska processer), sannolikhet för utdöende, antal kvarvarande individer vid simuleringens slut, samt tid till utdöende i relation till minkförekomst. Tabellen visar resultaten för olika skräntärnekolonier i Uppsala läns skärgårdar samt för hela den svenska metapopulationen. I samtliga fall utfördes 100 simuleringar under 200 år för respektive scenario.

Population	Minkstatus	Stokastisk populationstillväxt (r) $\pm$ SD	% sannolikhet för utdöende	Antal kvarvarande individer (medel $\pm$ SD)	Tid till utdöende (år; medel)
Stenarna	Före mink	0.030 ± 0.054	0.0	429.16 ± 19.40	-
Stenarna	Med mink	-0.033 ± 0.129	97.0	10.67 ± 3.21	111.6
Stenarna	Minkjakt	0.008 ± 0.073	1.0	354.03 ± 117.75	130
Klyndrorna	Före mink	0.006 ± 0.057	1.0	8.26 ± 28.75	104.8
Klyndrorna	Med mink	-0.050 ± 0.135	100.0	0.00 ± 0.00	71.8
Svenska metapopulationen	Före mink	0.027 ± 0.039	0.0	807.26 ± 45.76	-
Svenska metapopulationen	Ingen minkjakt, d.v.s. med mink	-0.039 ± 0.109	96.0	9.25 ± 5.12	134.8
Svenska metapopulationen	Minkjakt enligt ÅGP	0.009 ± 0.054	0.0	624.18 ± 125.72	-



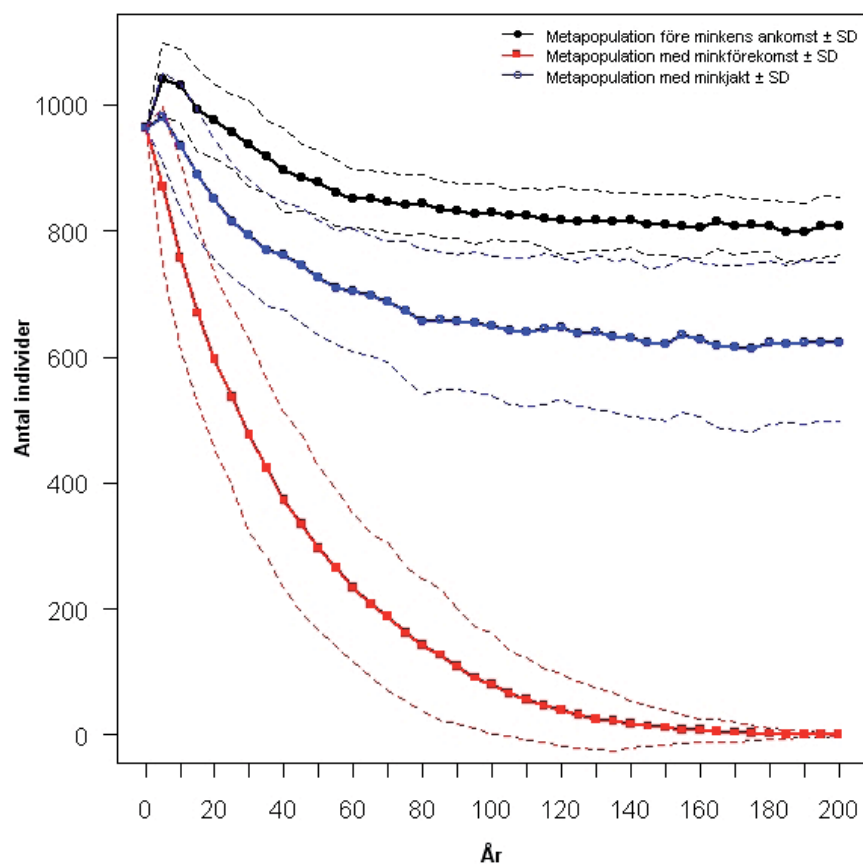
Figur 24. Potentiell populationstillväxt av skräntärnekolonin på Stenarna. Tre olika scenarier som motsvarar olika perioder med olika predationstryck från mink modellerades: Perioden före minkens invandring, perioden med mink samt perioden med minkjakt. I samtliga scenarier utfördes 100 simuleringar under 200 år. Medelantalet individer ($\pm$ SD) av dessa simuleringar visas.



Figur 25. Potentiell populationstillväxt av skräntärnekolonin på Klyndrorna. Två olika scenarier som motsvarar olika perioder med olika predationstryck från mink modellerades: Perioden före minkens invandring samt perioden med mink. I bägge scenarier utfördes 100 simuleringar under 200 år. Medelantalet individer ($\pm$ SD) av dessa simuleringar visas.

Vi modellerade även hur hela den svenska populationen skulle kunna påverkas av minkangrepp. Den svenska populationen består i nuläget av sju kolonier, med ett visst utbyte av tärnor mellan kolonierna och kan således betraktas som en metapopulation. Vi inkluderade detta utbyte i våra modelleringar genom att använda publicerade mått på spridning mellan de svenska kolonierna (Staav 1979). Vi valde att modellera tre scenarier; Perioden före minkens invandring (utan minkpredation), perioden med mink (minkpredation vart 10:e år), samt en period med minkjakt i enlighet med det nyligen igångsatta Åtgärdsprogrammet för Skräntärna (Staav 2007).

Resultatet av dessa modelleringar föreslår att minkjakt är en nödvändighet för att skydda skräntärnan i Sverige. Utan jakt på mink är skräntärnans stokastiska populationstillväxt negativ (Tabell 14, Fig. 26). Med minkjakt är däremot populationstillväxten svagt positiv (Tabell 14, Fig. 26).



Figur 26. Potentiell populationstillväxt av den svenska metapopulationen av skräntärna. Tre olika scenarier som motsvarar olika perioder med olika predationstryck från mink modellerades: Perioden före minkens invandring, perioden med mink samt perioden som motsvarar det nyligen antagna Åtgärdsprogrammet för skräntärna (Staa 2007), d.v.s. med minkjakt i och omkring skräntärnekolonierna. I samtliga scenarier utfördes 100 simuleringar under 200 år. Medelantalet individer ($\pm$ SD) av dessa simuleringar visas.

Diskussion

Resultaten från den här studien är betydelsefulla på flera sätt. Framförallt visar de att en kontrollerad jakt på mink kan ge en önskad positiv effekt på sjöfågelfaunan (för liknande resultat, se Andersson 1992; Nordström m.fl. 2002; Nordström m.fl. 2003). Sedan jakten på mink infördes hösten 1997 i Björns och Gräsö Norra skärgård samt hösten 2001 i Klungstens skärgård har beståndsutvecklingen för flera sjöfågelarter varit positiv. Under samma tidsperiod uppvisar kontrollområdet Gräsö Södra, där ingen organiserad minkjakt bedrivits, en negativ eller i bästa fall en stabil trend för det totala antalet par (Fig. 12), antalet arter (Fig. 13) och många enskilda arter (Fig. 15-19). Därför är det högst troligt att det är skillnader i predationstryck från mink som lett till skillnaderna i populationsutveckling mellan experiment- och kontrollområden.

Minkjaktens effektivitet

Resultaten från denna studie visar att jakt på mink kan, om den bedrivs på ett effektivt sätt, signifikant minska antalet minkar i ett område (Fig. 11). Då vi saknar data på antalet frilevande minkar i de olika studieområdena förutsätter vi här att antalet avlivade minkar är korrelerat till antalet minkar i ett område. Detta kan anses vara ett rimligt antagande, eftersom minkjakten och fällfångsten snarare har ökat än minskat i intensitet under studietidens gång samtidigt som antalet avlivade minkar har minskat. Studier i Storbritannien där minkabundansen har mätts kontinuerligt samtidigt som fällfångst har bedrivits stödjer också antagandet om att minkabundansen minskar snabbt när jakt och fällfångst bedrivs (Bonesi och Palazon 2007).

Det är intressant att notera att minskningen av antalet avlivade minkar varierar mellan olika områden. Till exempel minskade antalet avlivade minkar snabbt i områdena Björn, zonen innanför Björns skärgård och Klungsten (Fig. 11). Däremot har minskningen av antalet avlivade minkar inte varit lika tydlig i Gräsö Norra skärgård och i zonen innanför Gräsö Norra skärgård (Fig. 11). Då Gräsö Norra generellt är en ganska karg skärgårdsmiljö med få gömställen för minkarna borde jakten här vara effektiv. Troligen kan avsaknaden av en tydlig minskning av antalet avlivade minkar förklaras med en kontinuerlig invandring av nya minkar till Gräsö Norra skärgård. Minkens invandring till Gräsö Norra gynnas förmodligen av att området omges av skärgård i söder, väster och nordväst (Fig. 1). Vi fann även att öarna i områdena Gräsö Norra och Gräsö Södra ligger närmare varandra än vad öarna i Björn och Klungsten gör (Tabell 3). Denna rumsliga konfiguration gör troligen att minkar i Gräsö Norra och Södra utnyttjar fler öar i sitt näringssök, men också att minkjakten kan vara svårare att bedriva på ett effektivt sätt. Minkar som vandrar in till Gräsö Norra skärgård har därför många fler invandringsvägar och kan därför vara svåra att fånga. Stöd för hypotesen om att minkar vandrar in i ett skärgårdsområde genom att simma från ö till ö kommer bland annat från studier i Finland. Bland annat visade Nordström & Korpimäki (2004) att minkar mera sällan besöker isolerade skärgårdsöar än öar som ligger i nära anslutning till andra öar. Studien antydde att minkar sällan simmar längre sträckor än 2 km (Nordström och Korpimäki 2004). Framförallt undviker minkar att simma långa sträckor i områden med hög abundans av havsörn, som är en predator på mink (Salo m.fl. 2008). Således bör framtida studier försöka inkorporera abundansen av havsörn i varje område, eftersom förändringar

i havsörnsabundansen kan påverka minkens rörelsemönster och förmåga att etablera sig på isolerade öar.

För områdena Björn och Klungsten är fastlandet den enda kolonisationsvägen för invandrande minkar (Fig. 4-5). Sådana miljöer verkar vara gynnsamma för att på ett tidigt stadium effektivt minska inflödet av nya individer till den lokala minkpopulationen.

Resultaten från denna och andra studier (Bonesi och Palazon 2007) antyder att det är väldigt svårt att helt utrota minken i ett skärgårdsområde. Nya minkar vandrar hela tiden in och en kontinuerlig jakt, eller i alla fall jakt före sjöfåglarnas häckningsstart på våren, är viktigt för att minimera effekterna av minkpredationen på sjöfågelbestånden. I ett liknande, men betydligt mer storskaligt projekt på de Yttre Hebriderna i NV Skottland har dock naturvårdsmyndigheterna numera som mål att minken ska utrotas helt (Moore m.fl. 2003, N.P. Moore, muntligen). Sådana ansatser underlättas givetvis av hög grad av isolering som minimerar invandringen av nya minkar. I Sverige är troligen Gotland den enda ön som har en isoleringsgrad som skulle göra det möjligt att helt utrota minken.

Erfarenheterna från jakt och fällfångst visar att det kan krävas uthålliga jägare och hundar för att lyckas med jakten. Fällfångsten kan underlättas om lokalbefolkningen informeras om syftet med fångsten och uppmuntras att aktivt kontrollera ett antal egna fällor. Informella samtal med lokalbefolkningen visar att många personer förstår varför jakten bedrivs och att de själva jagar mink (Maria Forslund, i e-post). I samtal med jägarna som bedriver jakten har det framkommit att de själva anser att de gör en betydande naturvårdsinsats som ger en hög grad av tillfredsställelse (Stig och Sture Sundin, muntligen). Bidrag från naturvårdsmyndigheter i form av milersättning och viss utrustning, t.ex. fällor, anser jägarna själva vara nödvändiga för att de ska orka med insatsen som krävs för att uppnå önskvärda resultat med jakten.

Minkjaktens effekter på sjöfågelfaunan

Bestånden av flera arter sjöfåglar hade minskat i Uppsala läns skärgårdar i flera år när försöken med minkjakt infördes hösten 1997 i Björns och Klungstens skärgårdar (Amcoff 2001). Efter införandet av minkjakt har dock beståndsutvecklingen, framförallt i Björns skärgård, varit positiv. Eftersom en första studie antydde att minkjakten medförde att bestånden av sjöfågel ökade efter det att minkjakt införts i ett område (Amcoff 2001) infördes minkjakt också i Klungstens skärgård hösten 2001. Efter införandet av minkjakt i Klungstens skärgård har beståndsutvecklingen varit positiv även där.

Det totala antalet häckande par sjöfågel ökade markant i områden med minkjakt, medan antalet par förblev i stort sett oförändrat i Gräsö Södra skärgård (Fig. 12). Skillnaden i beståndsutveckling mellan experiment- och kontrollområden är signifikant (Tabell 4). Noterbart är den kraftiga ökningen av antalet par i Björns skärgård. Majoriteten av de häckande sjöfågellarna i Björn utgörs av olika arter måsar, trutar och tärnor. Till exempel fanns det ca 1000 par skrattmåsar, 500 par fiskmåsar, 300 par vardera av sill- och gråtrut, 800 par silvertärnor och 300 par fisktärnor år 2008 i Björns skärgård.

Skillnaderna i populationsutveckling mellan de olika områdena kan delvis förklaras av att framförallt Björns skärgård, men även Klungstens skärgård, är relativt rika områden med en till synes hög primärproduktion. Bägge områdena har en viss kalkpåverkan och har stor tillgång på grundområden med ler- och dybottnar, strandängar och små vassruggar, det vill säga habitat som många vadare och änder föredrar. Födottillgången, både vad gäller fisk och evertebrater, upplevs som stor i framförallt Björns skärgård. Går man söderut genom Gräsö yttre skärgård så blir det betydligt kargare med högre urbergsöar och mindre area riktigt grunda områden (<0.5 m). Således har framförallt Björn, men även Klungstens skärgård, en större potential att härbärgera många individer av ett stort antal sjöfågelarter. De något mer karga områdena i Gräsö Norra skärgård kan troligen inte föda lika många individer på grund av områdets lägre primärproduktion.

Att individantalet ökade så kraftigt i Björns skärgård efter minkjaktens initiering kan också bero på att minkpredationen var betydligt högre här jämfört med i det kargare Gräsö Norra skärgård. Till exempel avlivades över 20 minkar det första året med minkjakt i Björns skärgård, vilket antyder att minken förekom i hög abundans här. I Gräsö Norra skärgård däremot avlivades endast fem minkar det första året. Således kan minkjakten ha frigjort stora högproduktiva områden från minkpredation i Björns skärgård. Sjöfåglar av ett stort antal arter verkar därefter ha etablerat sig i dessa minkfria områden (Fig. 12). I Gräsö Norra skärgård kan den lägre initiala abundansen av mink samt den lägre primärproduktionen sammantaget gjort att de positiva effekterna av minkjakten var svårare att upptäcka i de statistiska analyserna.

Det var även en signifikant skillnad i antalet häckande arter mellan experiment- och kontrollområden (Fig. 13). Trots den numerära dominansen av måsar, trutar och tärnor i Björns skärgård ökade antalet arter med 48.0% i området efter det att minkjakt införts (Fig. 13). Många arter av vadare och änder kan även ha gynnats av de stora kolonierna av måsar, trutar och tärnor, eftersom dessa arter oftast gemensamt jagar bort predatorer (t.ex. räv och kråkfåglar). Andra studier har visat att änder och vadare medvetet kan välja att häcka i närheten av arter som aggressivt försvarar sina bon, eftersom detta leder till minskad bopredation (Götmark 1989; Berg m.fl. 1992; Berg 1996).

Noterbart är att antalet arter ökade procentuellt sett nästan lika mycket i Klungsten (47.4%) mellan åren 1999 och 2008 som i Björns skärgård (48.0%; Fig. 13). Det absoluta artantalet är dock lägre i Klungstens jämfört med i Björns skärgård, troligen på grund av skillnader mellan områdena i tillgång på lämpligt habitat. För områdena runt Gräsö var artantalet i stort sett oförändrat mellan 1997 och 2008 (Fig. 13). Detta kan troligen härledas till den något lägre initiala minkabundansen (Fig. 11) samt avsaknaden av stora produktiva grundområden och andra lämpliga habitat i Gräsö Norra jämfört med i till exempel Björns skärgård. Det kan även vara en annan, ännu ej identifierad, faktor som har gjort att artantalet inte förändrats i de studerade områdena runt Gräsö.

Flera rödlistade arter uppvisade populationstrender i minkjaktsområdena som skiljde sig signifikant från populationstrenden i kontrollområdena. Det var fallet med svärta (Nära hotad), roska (Sårbar), silltrut (Nära hotad), samt skräntärna (Sårbar) (Gärdenfors

2010). Således verkar minkjakten vara en naturvårdsåtgärd som gynnar även andra arter än ett fåtal karaktärsarter, såsom skräntärna.

I stark kontrast till övriga studerade arter uppvisade ejdern en kraftfull tillbakagång i samtliga fyra studieområden (Fig. 16b). Till exempel minskade antalet häckande par ejdrar i Björns skärgård från 248 par år 1997 till 25 par år 2008, d.v.s. en minskning med nästan 90%. Eftersom minskningen är påtaglig i samtliga fyra studieområden ligger det nära till hands att anta att det kan vara andra faktorer än direkt minkpredation som ligger bakom populationsnedgången. Till exempel kan faktorer som ökad jakt, ökad predation från en växande stam havsörn, klimatförändringar som påverkar födotillgången (blåmusslor) eller möjligen sjukdomsutbrott enskilt eller i samverkan ligga till grund för ejderns kraftiga tillbakagång. Eftersom det antas att ejdrar kan söka skydd från vissa predatorer genom att häcka i kolonier av måsar (Götmark 1989), kunde man anta att antalet ejdrar skulle öka i samband med ökningen av antalet måsar i Björns skärgård, men så var inte fallet (jämför Fig. 16b och 18f).

Sammantaget är det viktigt att påpeka att inga arter hade en populationsutveckling som var signifikant lägre i områden med minkjakt jämfört med kontrollområdena. Minkjakt kan därför inte betraktas som ett hot mot någon av de studerade arterna, utan snarare som ett borttagande av en begränsande faktor för sjöfågelpopulationerna. Liknande resultat har erhållits från områden med minkjakt i Stockholms skärgård, Åbolands skärgård i Finland och på en rad andra områden i Europa (Andersson 1992; Craik 1997; Nordström m.fl. 2002; Nordström m.fl. 2003; Nordström och Korpimäki 2004; Nordström m.fl. 2004).

En pilotstudie som analyserade det befintliga datat, men där vi begränsade tidsserien till 3-10 år (istället för samtliga 12 år, 1997-2008) visade att vissa sjöfågelarter svarade snabbare på minkjakten än andra arter. Det var dock inga arter som först uppvisade signifikanta skillnader mellan minkjaks- och kontrollområden för att sedan uppvisa icke-signifikanta skillnader (se även Fig. 14-19).

Analysmetodiken som använts i den här studien, Generalized Linear Mixed Models (GLIMMIX) är en modern och kraftfull statistikmetod. Dock kan låga antal och liten variation av den beroende variabeln, t.ex. antal par av årtar och bergand, göra att analysen inte går att genomföra (SAS Institute Inc. 2004). Likaså är det svårt att analysera arter som är vanliga i ett av områdena men inte förekommer i de andra områdena, t.ex. skräntärna. I sådana fall ger GLIMMIX-analyserna inga meningsfulla resultat.

Skräntärnans populationsutveckling i Uppsala läns skärgårdar

Den långa dataserie av antalet häckande par och antalet ringmärkta ungar i de tre uppländska skräntärnekolonierna som samlats in av Roland Staav och amatörornitologer gav en intressant inblick i skräntärnans tillbakagång i Uppsala läns skärgårdar. Eftersom vi inte med säkerhet kan datera minkens ankomst till dessa kolonier fick vi förlita oss till uppgifter från skärgårdsbefolkningen om när minken anlände. I stort sett stämmer minskningarna i kolonierna på Klyndrorna och Stenarna väl in med den förmodade

minkinvandringen i början av 1980-talet (Fig. 20a). Den lilla kolonin på Hållet-Blåbådan övergavs under 1970-talet, medan kolonin på Klyndrorna övergavs 1996 (Fig. 20a). Det är troligt att minkpredation kan ha varit en bidragande orsak till att skräntärnorna övergav Klyndrorna (R. Staav, muntligen). Den kraftiga ökningen av antalet häckande par skräntärnor i kolonin på Stenarna sammanfaller med införandet av minkjakt i Björns skärgård. Frågan är emellertid om det var just minkjakten som föranledde denna ökning? Troligen anslöt sig en del skräntärnor från kolonin på Klyndrorna till kolonin på Stenarna. Denna invandring kan givetvis ha bidragit till ökningen av skräntärnorna på Stenarna, men den snabba ökningen till historiskt höga numerär (Fig. 20a) kan inte enbart ha orsakats av en invandring från Klyndrorna. En annan förklaring till ökningen kan vara att uppskattningen av antalet bon förändrats något under åren som gått. Fram till i mitten av 1990-talet gjordes en grov uppskattning av antalet par genom att räkna de vuxna skräntärnorna under tiden då ringmärkningen av ungar pågick. Sedan 1995 har dock det verkliga antalet bon räknats vid ett fåtal landstigningar per år. Den senare metodiken ger ett mer exakt värde på antalet par i en koloni. Dock finner vi det osannolikt att antalet par genomgående uppskattats till för låga tal under mellan åren 1970-1995, framförallt eftersom ringmärkningen utfördes av mycket erfarna fältornitologer. Således kvarstår minkjakten som en trolig bidragande orsak till att skräntärnekolonin har vuxit mellan åren 1998 och 2008.

Skräntärnor som lyckats med häckningen återkommer ofta till samma koloni under nästa år (Staav 1979, 2007), men liksom andra arter av tärnor (Craik 1997) överger den vanligen kolonin efter det att mink prederat endast ett fåtal bon. Då minkangreppen troligen minskat sedan minkjakten infördes hösten 1997 kan denna hemortstrohet vara en förklaring till den observerade ökningen av skräntärna på Stenarna.

Det visade sig vara omöjligt att analysera skräntärnans populationsutveckling i Björns skärgård, där Stenarna ligger, i förhållande till de tre andra studieområdena p.g.a. artens låga numerär i de övriga områdena. Emellertid visade en analys som jämförde antal par av skräntärna i de tre uppländska kolonierna (Stenarna, Klyndrorna och Håller-Blåbådan) att det fanns en signifikant skillnad i antalet par mellan perioder med mink, utan mink och med minkjakt (Tabell 8, Fig. 20a).

Även skräntärnans reproduktion, mätt som antal ringmärkta ungar per par, var signifikant relaterad till minkstatusen. På Klyndrorna ringmärktes betydligt lägre antal ungar per par under tiden med mink i området jämfört med tiden före minkens invandring (Tabell 7b). På Stenarna har emellertid antalet ringmärkta ungar per par inte förändrats mellan perioderna med mink och med minkjakt (tabell 7b). Detta tyder på att inomartskonkurrens gör det svårt för de vuxna skräntärnorna att föda upp stora kullar (d.v.s. 2-3 ägg). Sådan täthetsberoende reproduktion är vanlig hos många fågelarter, och orsakas ofta av födobrist i närområdet (Sutherland 1996).

Att klimatologiska faktorer kan ha en effekt på skräntärnans reproduktion visade sig genom att den Nordatlantiska Oscillationen (NAO) hade en signifikant inverkan på antalet ungar per par. Våra resultat visar att de år med höga värden för NAO i juni

innebär att fler ungar per par överlever den första tiden (i alla fall fram till ringmärkningen).

Under senare år har andra faktorer än minkpredation blivit viktiga hot mot skräntärnekolonin på Stenarna. Till exempel drog en storm (populärt kallad "Stormen Per") fram över Sverige 13-14 januari 2007. De starka nordliga vindarna och mycket högt vattenstånd medförde att Stenarna spolades över och en stor del av grusbanken där tärnorna häckat försvann i havet. För att försöka återställa häckplatsen transporterades naturgrus ut med helikopter till ön i december 2007. Utan denna åtgärd skulle förmodligen kolonin ha minskat betydligt, eftersom arean lämpligt habitat reducerats kraftigt.



Figur 27. Ulrik Lötberg tar emot naturgrus som transporteras ut till Stenarna i december 2007. Foto Martin Amcoff

Den låga reproduktionen för åren 2007 och 2008 kunde först inte förklaras. I ett försök att kartlägga orsaken till den låga reproduktionen utfördes bevakning av kolonin med webbkamera sommaren 2009. Detta försök visade att predation av ett fåtal gråtrutar och en havsörn reducerade häckningsutfallet till nära nog 0 ungar sommaren 2009 (Lötberg

2009). Således är det rimligt att anta att den låga reproduktionen åren 2007 och 2008 också orsakats av gråtrut- och havsörnspredation på skräntärneungarna. För att förbättra chanserna för en lyckad häckning sommaren 2010 menar Lötberg (2009) att gråtrutarna bör skjutas och havsörnen bör skrämmas från att födosöka på Stenarna.

Sammantaget tyder våra resultat på att minkjakten har en klar positiv inverkan på antalet häckande par skräntärna i kolonin på Stenarna. I det nyligen antagna Åtgärdsprogrammet för skräntärna (Staaav 2007) framhävs betydelsen av att hålla de befintliga svenska kolonierna minkfria. Vi anser, med stöd av våra resultat presenterade här, att ett sådant resonemang är riktigt. Kameraövervakningen visar dock att minken inte är den enda predatorn på unga skräntärnor (Lötberg 2009). Ett bredare perspektiv på predatorkontroll kan därför vara befogat.

Modellering av skräntärnans överlevnad som häckfågel i Uppland och Sverige

Våra modelleringar av ringmärkningsdata antydde att dödligheten för skräntärnor är högst under det första levnadsåret ($57.0 \pm 5.1\%$), för att sedan vara lägre i de subadulta och adulta livsfaserna ($10.0 \pm 1.8\%$ respektive $14.0 \pm 2.0\%$). Resultaten gav starkast stöd för att den subadulta, icke-häckande fasen varar mellan levnadsår 2-5, men det är naturligtvis en generalisering för populationen som helhet. Staaav (1979; 2007) uppger att de svenska skräntärnorna i undantagsfall kan göra häckningsförsök redan det tredje levnadsåret. Återfyndsdata antyder att de subadulta skräntärnorna tillbringar sina första år i Medelhavet eller i Nigers inlandsdelta (Fig. 21). Först när de börjar häcka kommer skräntärnorna tillbaka till Europas kuster. Det är även vanligt att subadulta skräntärnor prospekterar möjliga häckningslokaler 1-2 år innan de själva häckar för första gången (Staaav 1979). Således kan den något lägre dödligheten för subadulta skräntärnor jämfört med adulta skräntärnor bero på att de undviker den långa, och troligen mer riskfyllda, flyttningen. En annan trolig orsak till den något lägre dödligheten för subadulta tärnor kan vara att själva häckningen och uppfödandet av ungar är kostsamt (McCleery m.fl. 1996). Detta kan medföra högre dödlighet för häckande än för subadulta fåglar.

I nuläget vet vi väldigt lite avseende skräntärnornas beteende efter ett minkangrepp på en koloni. Erfarenheter från kolonin på Stenarna antyder att skräntärnorna överger häckningen redan efter små störningar av mink (Ulrik Lötberg, muntligen). Vi försökte avspegla detta beteende i vår populationsmodell av skräntärna genom att inkludera återkommande minkangrepp vart 10:e år vid minkförekomst och vart 30:e år då minkpopulationen hålls nere genom jakt. Vid dessa fiktiva minkangrepp satte vi reproduktionen till 0% av den förväntade reproduktionen, men utan påverkan på den adulta överlevnaden. Eftersom vi inte vet hur ofta mink kan komma att angripa en koloni på Stenarna testade vi även hur sannolikheten för att populationen ska dö ut påverkades av förändringar i frekvensen av minkangrepp (Fig. 23). Dessa tester visade att sannolikheten för att populationen ska överleva minskar kraftigt när minkangreppen sker oftare än cirka vart 15:e år. I områden med hög minkabundans är det troligt att skräntärnekolonier angrips av mink mycket oftare än vart 15:e år, vilket antyder att minkpredation kan ha en avgörande betydelse för populationens överlevnad.

I testerna avseende minkangreppens frekvens tog vi inte hänsyn till att skrântärnorna kan överge kolonin helt och hållet vid upprepade minkangrepp (d.v.s. det som troligen orsakade att kolonin på Klyndrorna övergavs). Således kan visualiseringen i Fig. 23 anses vara ett konservativt mått på överlevnadssannolikheten för kolonin på Stenarna vid olika frekvens av minkangrepp.

Vår populationsmodell antydde att under tiden före minkens invandring skulle både skrântärnekolonin på Stenarna och hela den svenska meta-populationen av skrântärna växa snabbt upp till det "tak" ("carrying capacity") som vi definierade i modellerna (Fig. 24). Verkliga data på antalet par skrântärna häckande på Stenarna och i övriga delar av landet har dock visat på en minskning av populationen. Frågan är då om vår modell är felaktig? Vi anser att våra antaganden om reproduktion och de åldersspecifika överlevnadschanserna är rimliga. Dock inorporerade vi inte effekten av jakt i våra modeller. Det är således möjligt att illegal jakt och legal skyddsjakt vid fiskodlingar kan ha varit de populationsbegränsande faktorerna innan minken vandrade in i de svenska skärgårdarna. Denna hypotes stärks av att antalet rapporterade skjutna skrântärnor var positivt korrelerat med antalet ringmärkta skrântärnor mellan åren 1970 och 1980. Därefter verkar ha jakten ha avtagit (Fig. 22). Alternativt kan sannolikheten att en dödad skrântärna verkligen rapporteras till Ringmärkningscentralen ha avtagit. Om vi emellertid antar att jakten verkligen har minskat sedan början av 1980-talet, vilket sammanfaller med minkens invandring till de uppländska skärgårdarna, kan det således ha skett ett skifte av populationbegränsande faktor från jakt på adulta och subadulta individer till minskad reproduktion orsakad av minkpredation.

Våra populationsmodeller visar på ett förhållandevis korrekt sätt att antalet skrântärnor minskar i kolonier när minkangreppen sker frekvent (Fig. 24-25). Intressant är att modellerna som inkluderar minkjakt förespar en svag ökning av antalet skrântärnor i kolonin på Stenarna (Fig. 24) och en stabil population i hela landet (Fig. 26 samt Tabell 14). Således är rekommendationerna i det nyligen antagna Åtgärdsprogrammet för skrântärna om att hålla de befintliga skrântärnekolonierna minkfria riktiga (Staav 2007).

En population som flyttar mellan häcknings- och övervintringsområden utsätts givetvis för olika hot på olika platser. I skrântärnans fall kan faktorer utmed flyttningvägen, främst illegal jakt, skyddsjakt vid fiskdammar och habitatförändringar, vara populationsbegränsande faktorer. På övervintringsområdena kan möjligen även klimatförändringar som leder till uttorkning av delar av Nigers inlandsdelta tillkomma som ett framtida hot. Vi inkluderade inga av dessa faktorer i våra modelleringar. Framtida studier bör dock försöka studera effekterna av dessa potentiella hot.

Slutsatser

Våra resultat visar att många sjöfågelarter, varav flera rödlistade, ökar i områden med minkjakt, medan de minskar eller uppvisar stabila populationstrender i områden utan minkjakt (Fig. 14-19). Ingen art minskade mer i områden med minkjakt jämfört med i kontrollområdena. Detta pekar tydligt på den negativa effekten den införda minken kan ha på lokala sjöfågelpopulationer och att minkjakt kan förbättra situationen för många

arter. För skräntärnan antyder våra resultat att minkens inverkan kan ha en effekt både på lokala populationer (t.ex. den på Stenarna) och på hela den nationella populationen. Minkjakt förbättrar sannolikheten för att skräntärnan ska upprätthålla en stabil population.

Den fortgående invandringen av mink till områden som gjorts minkfria genom jakt kräver dock att jakt- och fällfångst bedrivs kontinuerligt. Detta är viktigt, eftersom det tar tid för sjöfågelbestånden att svara på den lägre minkabundansen (Fig. 14-19)

Rekommendationer inför framtiden

Den här studien baseras på 12 års data (1997-2008). Sådana långtidsserier är sällsynta, även i ett internationellt perspektiv. Således är datat som denna studie baseras på mycket värdefulla både för forskning om predator-bytesdjursrelationer och för tillämpad naturvård. Om till exempel sjöfågelinventeringarna avbrutits helt efter endast ett par år skulle vi med största sannolikhet ej ha kunnat belägga några signifikanta effekter av minkjakten. Först efter flera år har sjöfågelpopulationerna återhämtat sig i de minkfria områdena. Vi anser därför att de årliga inventeringarna ska fortsätta. För att kunna belägga skillnaderna mellan områden i statistiska analyser bör området Gräsö Södra förbli ett kontrollområde.

Minkjakten bör även i fortsättningen genomföras varje år. För att reducera minkförekomsten behöver fällfångst kombineras med jakt med grythund. Särskilt viktigt att fågelskären jagas av under vårvintern innan fåglarna kommit igång med häckningen.

Våra resultat visar tydligt att ejdern minskat kraftigt i samtliga studieområden. Denna trend är även påvisad för hela Östersjöpopulationen. En riktad undersökning för att försöka klargöra varför ejdern minskar vore därför av stor vikt. En bred ansats som undersöker så vitt skilda faktorer som sjukdomar, predation, miljögifter och jakt som potentiella begränsande faktorer är förmodligen det första steget för att förstå ejderns tillbakagång. Möjligen bör en sådan studie göras i samarbete med universitetsforskare och ett internationellt samarbete med länderna runt Östersjön kan vara lämpligt.

De pågående försöken med kameraövervakning ger en intressant inblick i olika arters inverkan på skräntärnekolonin på Stenarna. En uppföljning av denna övervakning anser vi vara viktig för att utröna om en eventuell avskjutning av gråtrut och skrämsel av havsörn (enligt förslag från Lötberg 2009) påverkar skräntärnornas häckningsutfall positivt.

Tack

Upplandsstiftelsen har tagit initiativ till och drivit projekt Hotade kustfåglar sedan starten 1997. De första tre åren drevs projektet i samverkan och med ekonomiskt stöd från Världsnaturfonden (WWF). Sedan 2001 har Länsstyrelsen i Uppsala län årligen bidragit ekonomiskt till projektet. Tack riktas till Världsnaturfonden (WWF) och Länsstyrelsen i Uppsala län genom vilkas stöd det varit möjligt att driva projektet. Maria Forslund, Länsstyrelsen i Uppsala har korrekturläst rapporten. Ornitologer som under hela projektiden årligen utfört fågelinventeringar är Martin Amcoff, Lars Gustavsson, Ulrik Lötberg, Björn Svensson och Lennart Söderlund. Inventeringsinsatser under enstaka år har gjorts av Christer Olsson, Robert Ekman, Berndt Godin, Alf Sevastik och Peder Waern. Minkjakten i Gräsö skärgård har utförts av Göran och Andreas Andersson med hunden Gibbsson. Minkjakten i Björns skärgård utfördes av Stig och Sture Sundin, Gävle med taxen Mimmi samt Kjell Holmkvist och Gert Evaldsson, Fågelsundet. En betydande del av arbetsinsatsen har utförts ideellt av ornitologer och jägare. Upplandsstiftelsen vill rikta ett stort tack till alla er som lagt ner många fälttimmar på fågelinventeringar och minkjakt i skärgården.

Effekter av minkjakt på sjöfågelbestånden i Uppsala läns skärgårdar

Litteratur

- Ahola M., Nordström, M., Banks, P. B., Laanetu, N. och Korpimäki, E. 2006. Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. - *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **273**: 1261-1265.
- Amcoff M. 2001. Minkens inverkan på kustfågelbestånden i Uppsala läns skärgård. -. Upplandsstiftelsen. Uppsala. 33.
- Andersson Å. 1992. Development of waterbird populations in the Bullerö archipelago off Stockholm after colonisation by mink. - *Ornis Svecica* **2**: 107-118.
- Andersson Å. och Staav, R. 1980. Den häckande kustfågelfaunan i Stockholms län 1974-1975. -. Nacka.
- Atkinson I. A. E. 1996. Introductions of wildlife as a cause of species extinctions. - *Wildlife Biology* **2**: 135-141.
- Berg Å. 1996. Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. - *Oecologia* **107**: 343-346.
- Berg Å., Lindberg, T. och Källebrink, K. G. 1992. Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. - *Journal of Animal Ecology* **61**: 469-476.
- Bonesi L. och Palazon, S. 2007. The American mink in Europe: Status, impacts, and control. - *Biological Conservation* **134**: 470-483.
- Craik C. 1997. Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. - *Bird Study* **44**: 303-309.
- ESRI. 1996. ArcView GIS. 3.3. Redlands, CA.
- Gerell R. 1993. Lär känna minken. - Svenska Jägarförbundet.
- Gärdenfors U. (red.). 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. - ArtDatabanken, SLU.
- Götmark F. 1989. Costs and benefits to eiders nesting in gull colonies: a field experiment. - *Ornis Scandinavica* **20**: 283-288.
- Korpimäki E. och Norrdahl, K. 1989. Avian predation on mustelids in Europe 1: occurrence and effects on body size variation and life traits. - *Oikos* **55**: 205-215.
- Lacy R. C., Borbat, M. och Pollak, J. P. 2005. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. 9.50. Brookfield, IL.
- Löfberg U. 2009. Övervakning av skräntärnekolonin i Björns skärgård. -. Länsstyrelsen Uppsala län. Uppsala. 27.
- McClery R. H., Clobert, J., Julliard, R. och Perrins, C. M. 1996. Nest predation and delayed cost of reproduction in the great tit. - *Journal of Animal Ecology* **65**: 96-104.
- McDonald R. A. 2002. Resource partitioning among British and Irish mustelids. - *Journal of Animal Ecology* **71**: 185-200.
- McDonald R. A., O'Hara, K. och Morrish, D. J. 2007. Decline of invasive alien mink (*Mustela vison*) is concurrent with recovery of native otters (*Lutra lutra*). - *Diversity and Distributions* **13**: 92-98.
- Meffe G. K. och Carroll, C. R. (red.). 1994. Principles of Conservation Biology. - Sinauer Associates.
- Moore N. P., Roy, S. S. och Helyar, A. 2003. Mink (*Mustela vison*) eradication to protect ground-nesting birds in the Western Isles, Scotland, United Kingdom. - *New Zealand Journal of Zoology* **30**: 443-452.
- Nordström M. och Korpimäki, E. 2004. Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. - *Journal of Animal Ecology* **73**: 424-433.
- Nordström M., Laine, J., Ahola, M. och Korpimäki, E. 2004. Reduced nest defence intensity and improved breeding success in terns as responses to removal of non-native American mink. - *Behavioral Ecology and Sociobiology* **55**: 454-460.
- Nordström M., Högmander, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N. och Korpimäki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. - *Ecography* **25**: 385-394.
- Nordström M., Högmander, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetu, N. och Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. - *Biological Conservation* **109**: 359-368.
- R Development Core Team. 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2.9.
- Salo P., Nordström, M., Thomson, R. L. och Korpimäki, E. 2008. Risk induced by a native top predator reduces alien mink movements. - *Journal of Animal Ecology* **77**: 1092-1098.
- SAS Institute Inc. 1999. JMP. 3.2.6. Cary.
- SAS Institute Inc. 2004. SAS 9.1.3 Help and Documentation. 9.1.3. Cary, USA.
- Staav R. 1979. Dispersal of Caspian Terns *Sterna caspia* in the Baltic. - *Ornis Fennica* **56**: 13-17.
- Staav R. 1980. Skräntärnans *Sterna caspia* uppträdande i Sverige under hög- och eftersommar. - *Vår Fågelvärld* **39**: 139-148.
- Staav R. 2007. Åtgärdsprogram för skräntärna 2007–2011 (*Hydroprogne caspia*). -. Naturvårdsverket. Stockholm. 58.
- Sutherland W. J. 1996. From Individual Behaviour to Population Ecology. - Oxford University Press.
- White G. C. och Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. - *Bird Study* **46**: 120-139.

Mink (*Mustela vison*), ett litet rovdjur i mårdfamiljen, infördes till Europa från Nordamerika i början av 1900-talet för pälsproduktion. Frilevande minkpopulationer etablerades på många håll i Europa när minkar rymde eller släpptes ut från pälsfarmerna. I Sverige finns täta stammar av mink i stora delar av landet. Minken lever vid vattendrag, och livnär sig på bytesdjur knutna till vatten. Minkens predation på kräfter, fiskar, groddjur, fåglar och däggdjur har visat sig kunna leda till lokala populationsnedgångar av dessa organismer.

För att utröna minkens effekt på sjöfågelbestånden påbörjades 1997 ett projekt i Uppsala läns skärgårdar. I fyra stora, geografiskt åtskilda, studieområden inventerades sjöfågelbestånden i stort sett årligen mellan 1997 och 2008. I två av studieområdena infördes jakt på mink (experimentområden) medan de andra två områdena utgjorde kontrollområden utan minkjakt. Då preliminära analyser av inventeringsresultaten antydde att sjöfågelbestånden ökade i experimentområdena, infördes år 2001 minkjakt i ett av de ursprungliga kontrollområdena. Det är därför viktigt att undersöka om minkjakten har lett till färre minkar i experimentområdena och ökade populationer av sjöfågel.

MEDDELANDESERIEN 2010

1. Fiskrekrytering i Uppsala läns skärgårdar. Underlag för fiskevård och biotopskydd (*Naturmiljöenheten*)
2. Inventering av bottenvegetation i Östhammars skärgård 2009 (*Naturmiljöenheten*)
3. Analys av regional bostadsmarknad 2010 Uppsala län. (*Samhällsbyggnadsenheten*)
4. Fågelfaunans utveckling i Uppsala läns skärgård efter införandet av jakt på mink (*Naturmiljöenheten*)



LÄNSSTYRELSEN
UPPSALA LÄN

POSTADRESS 751 86 Uppsala GATUADRESS Hamnesplanaden 3
TEL 018-19 50 00 (vxl) FAX 018-19 52 01
E-POST uppsala@lansstyrelsen.se WEBBPLATS www.lansstyrelsen.se/uppsala