

VILTFORUM

VILTFORUM #1 2017

OTTVALL R, ELMBERG J, GUNNARSSON G



**KUNSKAPSÖVERSIKT OM
POPULATIONSEFFEKTER
AV JAKT PÅ FLYTTANDE
FÅGLAR – MED SÄRSKILT
FOKUS PÅ ÄNDER, GÄSS
OCH MORKULLA**



Svenska Jägareförbundet

**KUNSKAPSÖVERSIKT OM
POPULATIONSEFFEKTER AV
JAKT PÅ FLYTTANDE FÅGLAR
- MED SÄRSKILT FOKUS PÅ
ÄNDER, GÄSS OCH MORKULLA**



Svenska Jägareförbundet

ISBN: 978-91-86971-20-5

UPPDRAGSBESKRIVNING

Jakt på flyttande fåglar ställer särskilda krav på viltförvaltningen då de beskattade populationerna ofta rör sig över stora områden, inte sällan över nationsgränser. Kunskapen om hur populationer av flyttande fåglar påverkas av jakt är i Sverige bristfällig bland merparten av aktörer inom viltförvaltningen. Svenska Jägareförbundet vill med denna kunskapssammanställning ge en objektiv och överskådlig bild av den vetenskapliga litteraturen kring jaktens effekter på flyttande fåglar.

Under lång tid har jakttider på flyttande fåglar inskränkts, ofta på vaga grunder, då man ansett att jakten riskerar driva på en populationsminskning. Från jägare hörs ofta argumentet att jakt inte påverkar småviltstammar. Idag hörs ofta krav från samhället att minska populationer av vissa arter av flyttande fåglar. Men var går gränsen för när ett jaktuttag kan driva på en populationsminskning, oavsett om den är önskad eller oönskad? Diskussionerna kring dessa frågor har ofta byggts på, från alla läger, tyckanden eller lösryckta vetenskapliga resultat.

I uppdraget ligger tre huvuduppgifter

1. Objektivt granska vetenskaplig litteratur kring jakt på flyttande fåglar.
2. Genom exempel från relevanta arter eller artgrupper, för svensk viltförvaltning, beskriva kunskapsläget kring populationseffekter av jakt.
3. Att sammanställa en rapport som sammanfattar den vetenskapliga litteraturen och beskriva kunskapsluckor för forskning och förvaltning.

Svenska Jägareförbundet hoppas med denna rapport kunna bidra till en mer saklig diskussion kring jakttider och möjligheter, eller risker, att med jakt driva på en populationsminskning. Förhoppningen är också att det kunskapsunderlag denna rapport erbjuder kan underlätta för beslutsfattare inom natur- och viltförvaltningen.

För uppdragets utförande anlitas Richard Ottvall, Ottvall Consulting AB, Höör samt Professor Johan Elmberg och Docent Gunnar Gunnarsson, båda vid Avdelningen för Miljö- och Biovetenskap, Fakulteten för Naturvetenskap vid Högskolan Kristianstad.

Daniel Ligné
Riksjaktvårdskonsulent, Svenska Jägareförbundet

INNEHÅLL

| | |
|---|----|
| SAMMANFATTNING | 4 |
| SUMMARY IN ENGLISH | 5 |
| INTRODUKTION/BAKGRUND | 6 |
| SYFTEN MED DENNA KUNSKAPSÖVERSIKT | 7 |
| URVAL AV LITTERATUR | 7 |
| BAKGRUNDSINFORMATION | 8 |
| GRUNDLÄGGANDE BEGREPP | 10 |
| POPULATIONSDYNAMIK | 12 |
| JAKTDÖDLIGHET | 14 |
| JAKTUTTAG | 14 |
| SKADESKJUTNING | 14 |
| FÖRGIFTNING AV AMMUNITIONSBLY | 15 |
| JAKTDÖDLIGHET HOS GÄSS | 16 |
| JAKTDÖDLIGHET HOS ÄNDER | 16 |
| JAKTDÖDLIGHET HOS MORKULLA | 17 |
| JAKTENS EFFEKTER PÅ ÖVERLEVAD – ADDITIV ELLER KOMPENSATORISK DÖDLIGHET? | 18 |
| GÄSS | 18 |
| ÄNDER | 18 |
| MORKULLA | 18 |
| INDIREKTA EFFEKTER AV JAKT | 19 |
| JAKTSTÖRNINGARS EFFEKTER PÅ FÖRYNGRING | 19 |
| JAKTENS EFFEKTER PÅ FLYTTNINGSRÖRELSER | 20 |
| HAR JAKTEN NÅGON PÅVERKAN PÅ POPULATIONSTORLEK? | 21 |
| JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV GÄSS | 21 |
| JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV ÄNDER | 22 |
| JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV MORKULLA | 22 |
| ÖVERGRIPANDE ANALYSER AV JAKTENS EFFEKTER PÅ POPULATIONSTRENDER | 23 |
| GRÄNSÖVERSKRIDANDE ADAPTIV FÖRVALTNING I EUROPA – SPETSBERGSGÅS SOM FÖRSTA TEST | 24 |
| ADAPTIV FÖRVALTNING | 24 |
| POPULATIONSEFFEKTER AV JAKT PÅ FLYTTANDE FÅGLAR – VAD BORDE VI VETA MER OM? | 25 |
| REFERENSER | 26 |

SAMMANFATTNING

- Under vinterhalvåret dör flera av de flitigast jagade fågelarterna i hög utsträckning av mänskliga orsaker, där jakt kan vara den viktigaste. Skattningar av jaktens andel av den totala dödligheten för gäss, dykänder, simänder och morkulla är relativt osäkra, varierar ofta mellan 30 och 70%, men för morkulla snarare mellan 20 och 40%. Därutöver tillkommer en ofta okänd andel påskjutna fåglar som inte dör omedelbart, där de som inte påträffas sällan kommer med i skattningarna av jaktdödlighet.
- En förutsättning för att jaktdödlighet inte ska innebära en ökad dödlighet som kan påverka beståndsstorlekar, är att beståndet påverkas av täthetsberoende processer, och att jakten bedrivs utanför den tid på året som dessa huvudsakligen infaller. Vid ett täthetsberoende kan jaktdödlighet kompenseras genom bättre förutsättningar för de individer som överlever jakten. Adulta gäss och dykänder har en låg naturlig dödlighet med relativt långsam reproduktion och anses därför ha svårt att kompensera för en yttre påverkan på överlevnad. Jakt på dessa fåglar har ibland påvisats vara additiv där den genomsnittliga överlevnaden i beståndet sjunkit som ett resultat av jakt. Hos simänder är utfallet av jakt på den genomsnittliga överlevnaden inte lika tydligt. Effekten har varierat mellan studier, platser och mellan år, med både additiv och kompensatorisk dödlighet påvisad. För morkulla finns färre studier, men bland dessa finns stöd för additiv effekt där jakten lokalt varit omfattande. Det mest generella svar som går att ge är att jakten sällan tycks vara fullt ut additiv eller kompensatorisk, utan ofta varierar i sina effekter.
- Även om jakt på gäss har påvisats ge additiv dödlighet har gåspopulationer i stark tillväxt med hög överlevnad, snabb reproduktion och stora numerärer visat sig vara svåra att begränsa med jakt, också med generösa jaktregler.
- Indirekta effekter av jakt kan vara att flyttande fågelpopulationer störs så mycket av jakten att de byter uppehållsområden, under flyttningen eller vid övervintring. Jakt på våren har för några gåspopulationer påvisats leda till negativa effekter på reproduktionen under efterföljande häckningsäsang.
- Jaktens roll för beståndsutveckling hos flyttande fågelarter är ofta svår att särskilja från andra faktorer som kan påverka beståndens storlek. För att lyckas med detta krävs tillförlitlig och koordinerad avskjutningsstatistik inom och mellan länder samt omfattande uppföljning av populationsskattningar med datainsamling på övervintrande och häckande fåglar. Ofta måste uppföljningen spänna över olika geografiska områden med beröring till flera länder, vilket förutsätter ett gränsöverskridande samarbete. Om jakten ska vara adaptiv förutsätter detta regelbunden insamling av data om överlevnad och reproduktionsframgång. Datainsamling bör också göras per kön och åldersgrupp om sådana grupperingar inom populationen beskattas olika. Ett minimum är årligen uppdaterade uppgifter om populationsstorlek, trend (populationsförändring) och avskjutningsstatistik.

SUMMARY IN ENGLISH

- Hunting can sometimes be the most important human-caused mortality factor for some migratory bird species. Between 30 and 70% of the total mortality among ducks and geese has been estimated as related to hunting. These estimates are uncertain, however, partly due to the fact that shot birds that are not immediately found are not always registered. Whether hunting mortality adds to natural mortality and thus might affect migratory bird populations is the focus of this review.
- When bird populations are regulated by density-dependent processes, hunting mortality can potentially be compensated by improved conditions for the individuals that survive the hunting. If there is no density-dependence in populations, hunting mortality is always additive and therefore increases total mortality. Adult geese and diving ducks have in general low natural mortality and slow reproduction rate. Hunting on these birds has in some cases been shown to be additive leading to decreased survival levels in the population. In dabbling ducks where natural mortality is higher and reproduction faster, effects of hunting mortality vary among species, regions and years, with additive and compensatory mortality found almost equally often in available studies. Some support for additive mortality has been found in Eurasian Woodcock in areas where hunting has been intense.
- Goose populations that have reached large numbers due to a strong growth with high annual survival and reproduction success have been found to be difficult to regulate by hunting. Introduction of hunting seasons in spring and extended hunting seasons in autumn have in most cases not been efficient to reduce the targeted goose populations to desired levels.
- Disturbance effects of hunting can lead to switching of staging sites of migratory bird populations. Moreover, in some goose populations hunting disturbance in spring has been shown to have negative effects on reproduction.
- Hunting mortality is difficult to separate from other mortality factors in migratory bird populations. For such assessments to be successful, reliable data on population size, reproduction, survival and bag statistics are needed. Data collection should occur during breeding as well as the winter season, which often requires cooperation between several countries. In order for adaptive hunting management to be flexible it needs to rely on regular data collection of survival and reproduction. When different age groups and sexes are hunted with different efforts, data collection should account for this by including information of such groups separately. At a minimum, data on population size, population change and bag statistics should be collected annually.

INTRODUKTION/BAKGRUND

Flytt rörelser av stora mängder fåglar har sedan länge varit en resurs för människan. Fram till början av 1900-talet betraktades fåglar i allmänhet och inte minst änder och gäss i synnerhet närmast som en obegränsad resurs och jaktuttaget nådde ibland en ofantlig storskalighet (Cooch m.fl. 2014, Guillemain & Elmberg 2014, kapitel 9). Så småningom insåg man att en oreglerad jakt kan reducera populationsstorlekar till oroväckande låga nivåer. Vandringsduvan *Ectopistes migratorius* i Nordamerika som på sin tid kanske var jordens talrikaste fågelart jagades i kombination med biotopförstörelse till utrotning. Även om detta är ett exceptionellt exempel på hur omfattande jakt kan påverka en fågelarts populationsutveckling, ledde oro över vikande fågelpopulationer till reglering av jakten i Nordamerika redan i och med 1918 års ”Migratory Bird Treaty Act”. Den innebar totalförbud för jakt av flera fågelarter och för andra begränsades jakten till höst och vinter, medan häckningsperioden under vår och sommar var jaktfri. Jaktregleringen kompletterades med övervakning av populationer som jagades och efter omkring 1950 utvecklades övervakningen ytterligare. Under 1970-talet initierades de första populationsmodellerna som på 1990-talet ledde fram till begreppet adaptiv förvaltning, alltså information om populationsutvecklingen fortlöpande styr jakttryckets styrka och fördelning (Johnson m.fl. 1993). I Nordamerika blev gräsand *Anas platyrhynchos* den första fågelarten där jaktreglering baserad på adaptiv förvaltning infördes (Nichols m.fl. 1995, Williams m.fl. 1995, Johnson m.fl. 1997).

Reglering av jakt kan ha som mål att inte överutnyttja populationer så att de minskar i storlek under en önskad nivå. Medan man i Nordamerika var tidigt ute med en gränsöverskridande jaktreglering som återkopplar till aktuella data om populationsstorlek och förnygring, har det först nyligen skett liknande överenskommelser i Europa (se nedan angående förvaltning av vissa gåsarter). Enstaka länder har infört jaktrestriktioner vid olika tidpunkter efter mitten av 1900-talet. Dessa har anpassats i och med EU:s fågeldirektiv från 1979 som begränsar tidpunkten för jakt längs med flyttfåglarnas olika flyttstråk genom unionens medlemsländer. Många arter får inte jagas alls. Medlemsländerna har möjlighet att därutöver i viss utsträckning bestämma jakttider och vilka fågelarter som ska vara jaktbara inom respektive land. Detta innebär att fågelarter som inte är jaktbara i Sverige i några fall kan jagas i andra länder i Europa, såväl EU- som icke-EU-länder. Ett avtal om bevarande av flyttande våtmarksfåglar i Afrika och Eurasien (AEWA) som ratificerades 1999 fastställer riktlinjer för ”hållbart jaktuttag” (i denna rapport: att avskjutningen inte gör att populationen minskar under en viss nivå) inom delar av Afrika och Eurasien.

Många av de jaktbara fågelarterna i EU har minskande populationsstorlekar (Madsen m.fl. 2015c). För dessa behövs möjligen en reglerad jakt, alternativt ett totalt jaktförbud. Bland de ökande arterna finns flera arktiska gåspopulationer, vilka påverkar vegetationen i Arktis (Abraham m.fl. 2005, Madsen & Williams 2012, Buij m.fl. 2017), och kan skada jordbruksgrödor längs flyttningen och i vinterkvarter. I Europa har ett program med adaptiv förvaltning av den på Svalbard häckande, och kraftigt ökande, populationen av spetsbergsgås *Anser brachyrhynchus* pågått sedan 2013, och ett liknande planeras för den minskande populationen av tajgasädgås *Anser fabalis fabalis*. Dessa berör Sverige i allra högsta grad där spetsbergsgäss i allt högre utsträckning flyttar till Sverige och tajgasädgäss övervintrar och jagas i södra Sverige. Därtill pågår diskussioner om att sjösätta förvaltningsplaner för grågås *Anser anser* och vitkindad gås *Branta leucopsis*.

I den här kunskapsöversikten granskas den vetenskapliga litteraturen om hur jakten kan påverka fågelpopulationer. Utifrån exempel redogörs för hur ett önskat jaktuttag kan beräknas, även när informationsunderlaget är behäftat med osäkerhet. Vanligtvis ska jakten inte driva populationer till minskning, men kraftigt tillväxande fågelpopulationer kan orsaka konflikter så att en minskning av dessa är önskvärd.

SYFTEN MED DENNA KUNSKAPSÖVERSIKT

- Syntes av den vetenskapliga litteraturen med avseende på jaktens effekter på flyttande fågelarters populationsstorlekar. Med effekter avses förändringar i populationsstorlek på såväl lokal som regional och nationell nivå.
- Med hjälp av några exempel visa på befintlig kunskap av jaktens effekter på olika ekologiska variabler som kan påverka populationsstorleken.
- Utifrån exempel redogöra för hur ett hållbart jaktuttag på en population kan beräknas, även när ingångsvärden är förknippade med viss osäkerhet.
- Gå igenom förutsättningarna för en europeisk, gränsöverskridande adaptiv förvaltning av flyttfåglar liknande den som används i Nordamerika.

URVAL AV LITTERATUR

Sökning av vetenskapligt publicerade studier gjordes 2017 genom sökmotorerna Web of Knowledge (BIOSIS; <http://apps.isiknowledge.com/BIOSIS>) och Google Scholar (www.scholar.google.com). Söktermer som bird* AND hunting*, duck* AND hunting*, geese* AND hunting* och wader* AND hunting* användes. Flera övergripande sammanställningar kring effekter av fågeljakt hittades. I referenslistan för dessa påträffades relevanta publikationer som kanske inte hade dykt upp i sökningarna med sökmotorerna.

Det kunde snabbt konstateras att det finns ett stort antal publikationer kring jakt på änder och gäss (hundratals), och förhållandevis många om morkulla *Scolopax rusticola*. För andra flyttande fågelarter, t.ex. ringduva *Columba palumbus* och många arter vadare och småfåglar, saknas sådana studier nästan helt och hållet. Därför fokuserar den här kunskapsöversikten på gäss, simänder och morkulla.

BAKGRUNDSINFORMATION

FÅGELDIREKTIVET OCH AFRICAN-EURASIAN WATERBIRDS AGREEMENT (AEWA)

Den svenska jakten på fåglar regleras till stor del av EU:s Fågeldirektiv (Europa-parlamentets och rådets direktiv 2009/147/EC från den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar) som innehåller särskilda regler för skydd av fåglar. Varje medlemsland ska vidta nödvändiga åtgärder för att upprätthålla livskraftiga populationer av fågelarter och för att eventuell jakt ska bedrivas hållbart. I Direktivets Annex 2 listas de fågelarter som är jaktbara inom EU, och för vilka allmän jakttid kan införas i Sverige. Annex 2 listar till exempel 50 arter våtmarksfåglar, varav 16 är upptagna i del A, vilket innebär att de kan jagas inom hela EU. Resten av arterna i Annex 2 kan endast jagas i vissa medlemsstater. Arter i Annex 1, t.ex. vitkindad gås och korp *Corvus corax*, kan jagas i undantagsfall som skydds jakt. Av de 16 våtmarksarter som enligt Direktivet kan jagas i hela EU, finns för närvarande ingen allmän jakttid i Sverige på snatterand *Anas strepera*, stjärtand *Anas acuta*, årta *Anas querquedula*, skedand *Anas clypeata*, brunand *Aythya ferina*, sothöna *Fulica atra*, dvärgbeckasin *Lymnocyptes minimus* och enkelbeckasin *Gallinago gallinago*.

AEWA är alltså en förkortning för ett avtal om bevarande av flyttande våtmarksfåglar i Afrika och Eurasien. Det utvecklades under Förenta Nationernas Bonnkonvention för att tillgodose bevarandeåtgärder för ett stort antal våtmarksfåglar. I dag har fler än 100 länder skrivit under avtalet och parterna är bundna att delta i en rad åtgärder som rör bevarande av arter och biotoper. Inom det internationella traktatet har det publicerats riktlinjer för en hållbar jakt (Madsen m.fl. 2015a). AEWA uppdaterar regelbundet en lista som definierar fågelpopulationernas geografiska livsmiljöer, deras status och trender. Listan används i kombination med Fågeldirektivet.

En gränsöverskridande övervakning saknas för flertalet jagade fågelpopulationer i Europa, vilket har uppmärksammats från vetenskaplig synpunkt vid flera tillfällen (Elmberg m.fl. 2006, Madsen m.fl. 2015a). Denna kunskapsbrist gäller populationernas storlek hos många arter, och för de flesta även variationer i överlevnad och reproduktionsframgång. Med få undantag saknar Fågeldirektivet liksom AEWA en samordnad, vetenskapligt baserad adaptiv förvaltning av jaktuttaget längs flyttvägar i Europa. Undantagen utgörs av en förvaltningsplan för Svalbardspopulationen av spetsbergsgås som varit igång sedan 2013 (Madsen & Williams 2012) och ett planerat förvaltningsprogram för tajgasädgås (Marjakangas m.fl. 2015).



GRUNDLÄGGANDE BEGREPP

För att kunna bedöma och värdera jaktens effekter måste man definiera en del grundläggande begrepp som beskriver vad som styr förändringar i en population. De senare är summan av dödlighet, reproduktion och den eventuella nettoeffekten av in- och utvandring. Ett centralt begrepp är *täthetsberoende* faktorer, sådana som påverkar överlevnad och reproduktion (och därmed populationsförändringen) olika mycket vid olika tätheter i populationen. Ett klassiskt exempel är om förhöjda tätheter leder till minskad ungproduktion på grund av ökad konkurrens om föda och boplatser eller ökad predation. Styrkan i täthetsberoendet är en avgörande faktor för hur populationen svarar på ökad dödlighet genom jakt. Saknas täthetsberoende helt och hållet i en population finns inget utrymme för någon jakt alls om nettoeffekten på populationen ska vara obefintlig. Om en population inte har någon täthetsberoende förändring i överlevnad eller reproduktion under sin årscykel, blir per definition all tillförd dödlighet additiv. Med andra ord kan jaktdödlighet vara kompensatorisk enbart om den leder till att de individer som överlever jakten klarar sig bättre framgent (se exempel i Fig. 1). Detta kan avse såväl individens överlevnad som dess kommande reproduktionsframgång.

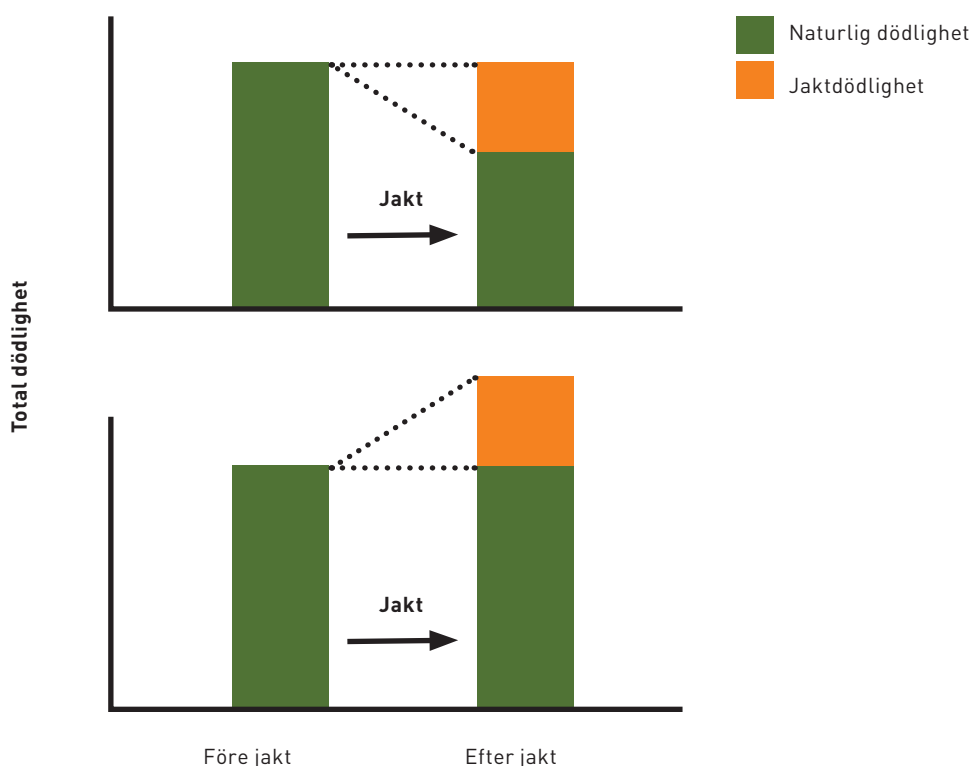


Fig. 1. Dödlighet genom jakt kan vara kompensatorisk (övre staplarna) eller additiv (undre staplarna). Vid fullt ut kompensatorisk dödlighet minskar den naturliga dödligheten, och jakten leder inte till att fler djur dör (dvs. den totala dödligheten är oförändrad). Om jaktdödligheten istället är additiv, ökar den totala dödligheten.

Fig. 1. Hunting-induced mortality may be compensatory (upper graphs) or additive (lower graphs). If hunting-induced mortality is completely compensatory, the total mortality in the population will remain unchanged. Additive hunting-induced mortality, on the other hand, results in higher total mortality in the population.

Även *täthetsberoende* faktorer bidrar till att bestämma storleken av en viss population. Inom ett och samma område kan till exempel mellanårsskillnader i väder påverka ungproduktionen och därigenom leda till att antalet individer vid jaktstarten varierar. Områden kan också skilja sig sinsemellan i förutsättningar som påverkar t.ex. ungars överlevnad, men behöver inte vara beroende av hur stor populationen är.

Den teoretiska grunden för jaktbeskattning som inte driver på en populationsminskning utgörs alltså av täthetsberoende reglering. De täthetsberoende processerna verkar lokalt samtidigt som populationer sällan är helt slutna och därför påverkas av individförflyttningar mellan populationer. Vid populationsmodellering måste man bl.a. ta hänsyn till årlig överlevnad, föryngring, tidpunkt för första reproduktionstillfället och skillnader mellan olika årsklasser i överlevnad och reproduktionsutfall. Oftast saknas data för flera av dessa variabler för en given population, men det kan ändå vara möjligt att i modellering hantera denna osäkerhet. Populationstillväxten måste då vara känd eller åtminstone kunna uppskattas för populationen under optimala förhållanden (Niel & Lebreton 2005, Madsen m.fl. 2015c).



POPULATIONSDYNAMIK

Många fåglar, såsom simänder, ringduva och småfåglar, har i regel både hög reproduktion och dödlighet. Omsättningen i många fågelbestånd är därför hög och årsdödligheten ligger ofta inom intervallet 35-60%, t.ex. för kricka *Anas crecca* (Guillemain & ElMBERG 2014) och morkulla (Péron m.fl. 2012a). De flesta individer lever endast ett år eller två, producerar ungar redan när de är ett år gamla och nästan alla honor får avkomma. För kortlivade arter är stora kullar en avgörande förutsättning för att hålla populationen på oförändrad nivå, även om sådana också är kostsamma att producera; t.ex. kricka lägger upp till 12 ägg, och den fullagda kullen utgör närmare 80% av honans kroppsvikt (Guillemain & ElMBERG 2014). Dödligheten kan vara betydligt lägre än reproduktionen vissa år, medan det omvända kan gälla andra år. Det innebär att populationsökningen från vår till höst varierar och att det är svårt att förutse höstpopulationens storlek även om man skulle veta hur många vuxna det finns kvar efter vintern.

Det är allmänt accepterat bland forskare att många fågelarters populationsdynamik i någon mån påverkas av täthetsberoende reglering, även om den ibland infaller bara vissa år eller under vissa delar av årscykeln (Newton 1998). Några avvisar tanken om täthetsberoende helt, men denna grupp av forskare är liten. I den adaptiva förvaltningen av änder i Nordamerika baseras jaktuttaget på olika antaganden om att jakten är mer eller mindre kompensatorisk eller additiv i förhållande till den naturliga dödligheten (Nichols m.fl. 1995, Johnson m.fl. 2015). Som tidigare nämnts blir jakten per definition additiv om täthetsberoende saknas. Några – men långt ifrån många – undersökningar har visat på täthetsberoende reproduktion hos änder, men det tycks vara vanligare hos gäss (Black m.fl. 2007, Gunnarsson m.fl. 2013). En genomgång av 54 vetenskapliga artiklar om täthetsberoende reglering hos änder fann att täthetsberoende processer förklarade överlevnaden det första levnadsåret i flertalet av studierna (Gunnarsson m.fl. 2013). Ett annat relativt tydligt mönster i denna kunskapsöversikt var att dykänder ofta påverkas mer av täthetsberoende reglering än vad simänder gör. Denna skillnad förklaras troligen av att simänder nästan alltid häckar vid ett års ålder och har en högre årlig reproduktionspotential, vilket kan vara förknippat med de livsmiljöer som de använder för sin reproduktion. Medan dykänder ofta väljer relativt stabila biotoper där en population lättare når sin ekologiska bärformåga, har simänder kapaciteten att snabbt kolonisera tillfälliga och mer variabla våtmarker, med större variation i populationsstorlek som följd (Gunnarsson m.fl. 2013).

Antalet änder som häckar på den nordamerikanska prärien beror ofta på arealen tillgänglig våtmark den aktuella våren, vilket i sin tur beror på mängden nederbörd tidigare under säsongen (Sæther m.fl. 2008, Péron m.fl. 2012b). Stora arealer våtmarker ett visst år leder ofta till god reproduktion och därför till många individer inför höstens jakt. Predation på ägg, ungar och vuxna fåglar, inte minst ruvande honor, har för många änder en inverkan på produktionen av ungfåglar som kan variera mellan år beroende på tätheten av predatorer (Sargeant & Raveling 1992). Detta är ett exempel på när variation i reproduktionsframgång kan ha stor betydelse för fluktuationer i populationsstorlek.

Till skillnad från stannfåglar påverkas flyttfåglar av miljöfaktorer och omständigheter i såväl häckningsområden som i andra delar av världen, där fåglarna vistas för övervintring eller passage under flyttningen (Newton 2004). För många flyttande fågelarter är häcknings- och övervintringsområden väl avskilda geografiskt och antalet individer dessa kan hålla varierar ofta mellan åren. Därför kan faktorer som begränsar fågelpopulationer under flyttningen eller på övervintringsplatser påverka storleken på den häckande populationen, eller vice versa. Med andra ord kan faktorer i enstaka länder eller områden avgöra hur stor populationen är och vilken besättning den därför tål.

Medan en del flyttande fågelpopulationer begränsas antingen under sommaren eller under vintern, alternativt under båda perioderna, spelar själva flyttningen en stor roll för andra (Newton 2006). Geografiska barriärer såsom stora ökenområden, höga bergskedjor eller milsvida hav utgör stora utmaningar. Flyttningen som sådan och den tid fåglarna spenderar i luften kan vara krävande med risk att möta olämpligt väder eller jagande predatorer, men tillgången på rastplatser är nog så viktig, inte minst för många vadare, änder och gäss. Predation under flyttningen är inte oväsentlig för

många flyttfåglar. Till exempel uppskattas att 10% av flyttande bofinkar *Fringilla coelebs* och bergfinkar *F. montifringilla* dör som en följd av predation från sparvhökar *Accipiter nisus* och falkar *Falco spp.* under den sexveckorsperiod höstflyttningen pågår i södra Sverige (Lindström 1990). Även vidare är utsatta för rovfåglars attacker och i Nordamerika tycks fåglarnas flyttningsstrategier vara anpassade till att i största mån undvika möten med pilgrimsfalk *Falco peregrinus* (Lank m.fl. 2003, Ydenberg m.fl. 2004). Det har också föreslagits att den ökande stammen av havsörn *Haliaeetus albicilla* i Östersjön, tillsammans med ökad konkurrens om föda, har haft betydelse för att en kontingent av vitkindade gäss under våren senarelagt flyttningen över Östersjön och nästan helt undviker att rasta i detta område (Eichhorn m.fl. 2009).

Händelser under flyttningen riskerar inte bara att direkt påverka fåglarnas överlevnad, utan också deras möjligheter att framgångsrikt reproducera sig när de väl kommer till häckningsplatserna. Därför utgör rastplatserna en viktig del av flyttningen, inte minst under våren. Flygkostnaderna ökar avsevärt med mängden energireserver fåglarna lagrar i kroppen (Pennycuick 1989). Det kan därför vara mer fördelaktigt att flytta kortare sträckor mellan rastplatser som har goda födoresurser än att genomföra långdistansflygningar som kräver en högre fettupplagring i förväg. En del större flyttfåglar är till och med beroende av ett under övervintringen eller flyttningen uppbyggt energiförråd för att kunna genomföra en lyckad häckning. Ett exempel är mindre sångsvan *Cygnus columbianus* som stannar till några veckor vid Vita Havet innan de fortsätter till häckningsplatserna på den ryska tundran (Nolet & Drent 1998). På denna för arten viktiga rastplats är konkurrensen om födan stor och de fåglar som anländer tidigast strax efter islossningen kan också lämna området tidigare än de som anländer sent. En tidig ankomst till rastplatserna vid Vita Havet ger därmed en direkt fördel vid ankomsten till häckningsplatserna. Också hos flera arter gäss som häckar i arktiska områden beror häckningsframgången av hur mycket näringsreserver de lyckats ”få med sig” från vinterkvarter och rastplatser längs flyttningssvägen (Spaans m.fl. 2007). Överlag är medhavda näringsreserver till häckningsplatserna viktigare för större fåglar som t.ex. gäss (dvs. de kan börja lägga ägg mer eller mindre omedelbart efter ankomst till häckningslokalen), eftersom vikten av de lagda äggen utgör en relativt liten del av den totala kroppsvikten (Newton 2010).



JAKTDÖDLIGHET

Dödsorsakerna för många jagade fågelarter domineras av predation men det är inte enkelt att peka ut vilka predatorer som är viktigast. Däggdjur som rödräv *Vulpes vulpes*, grävling *Meles meles*, mårhund *Nyctereutes procyonoides* och mink *Neovison vison* är kanske viktigast för markhäckande fåglar i vår del av världen. Förutom predation omfattar ”naturlig dödlighet” sjukdomar och väderbetingad dödlighet utöver svält. Dödlighet orsakade av mänskliga aktiviteter förutom jakt kan vara trafik, miljögifter, blyförgiftning, bifångst vid fiske, oljeutsläpp m.m.

Ett första steg för att utvärdera jaktens effekter på populationer av flyttfåglar är att uppskatta hur stor del av den totala dödligheten som utgörs av jakt respektive andra orsaker. För några av de mest jagade fågelarterna har beräkningar av jaktens andel av den totala dödligheten genomförts. Två metoder har använts: analyser av återfynd av ringmärkta fåglar samt studier med radiosändarförsedda fåglar. Den första metoden har fördelen att den omfattar en stor population över en stor geografisk skala, men nackdelen är att den andel döda fåglar som aldrig återfinns, således med okänd dödsorsak, är betydande. Därtill finns problem med rapporteringsgrad där funna märkta fåglar inte alltid rapporteras. Metoden med radiosändare innebär datainsamling som omfattar färre individer än vid ringmärkningsstudier och utförs oftast i områden med omfattande jakt. Sådana studier blir därmed tidsbegränsade till höst och vinterhalvåret då jakten i huvudsak äger rum, och är därför kanske inte alltid fullt representativa för jaktens effekter i stort. Dessutom kan det inte uteslutas att montering av radiosändare på fåglar påverkar deras beteenden så att risken för att bli skjutna är högre jämfört med individer utan radiosändare (t.ex. Barron m.fl. 2010 och referenser i artikeln).

JAKTUTTAG

Ett centralt mått på jaktens omfattning i en population är jaktuttaget (”harvest rate” på engelska). Jaktuttaget beräknas som andelen av populationen efter reproduktion, eller i början av jaktsäsongen, som dör av jakt fram till nästa års reproduktionstillfälle, eller till jaktsäsongens slut. Två metoder används för att beräkna jaktuttag: analyser av avskjutningsstatistik och återfynd av ringmärkta fåglar. Förutom att de båda analysmetoderna ger resultat med viss osäkerhet är skattningar av populationsstorlek (alltså hur många det fanns till att börja med, före jakt) ofta svåra att genomföra med någorlunda precision. Skattningar av jaktuttag blir därför inte exakta, men är likväl viktiga vid bedömningar av hållbarheten i jakten på jagade populationer.

Vid jakt påträffas inte samtliga fåglar som dött vid påskjutning och dessa dödsfall inkluderas därför inte i avskjutningsstatistik eller i analyser av ringmärkta fåglar. Förutom jaktuttag eller ”harvest rate” används begreppet ”kill rate” (Anderson & Burnham 1976), där det senare inbegriper dödsfall av fåglar vid jakt som aldrig påträffas, men som också inbegriper skadeskjutningar av fåglar som inte dör direkt vid träff.

Eftersom döda fåglar är svåra att hitta är det mycket svårt att beräkna, eller ens grovt skatta, nivån av påskjutna fåglar som dör inom kort tid och aldrig påträffas. Intervjuer av jägare har gett grova skattningar av att ca 15-20% av skjutna änder inte återfinns vid jakten (Guillemain 2011, Guillemain & Elmberg 2014). Observationer vid jakt på änder har registrerat högre nivåer; upp mot 35-40% (sammanställt i Norton & Thomas 1994, Alison 2001). Vid jakt med apportrande hund är andelen påskjutna fåglar som inte återfinns sannolikt väsentligt lägre än ovan nämnda nivåer. Antagligen är skillnaderna mycket stora mellan olika jaktformer, biotoper och länder.

SKADESKJUTNING

Fåglar som blir träffade vid jakt och inte dör direkt eller inom kort tid kan ha kvar spår av påskjutning under lång tid. Flera studier visar att andelen påskjutna individer ökar i högre åldersklasser (Noer & Madsen 1996, Guillemain m.fl. 2007). I stickprovsundersökningar har man med hjälp av röntgenutrustning funnit att upp till ca 30% av svanar (sångsvan *Cygnus cygnus* och mindre sångsvan) som övervintrar i Storbritannien har haft hagel i kroppen (Newth m.fl. 2011). De högsta nivåerna av

påskjutning observerades hos den mindre sångsvanen även om andelen påskjutna hade sjunkit från drygt 30% under 1970- och 1980-talen till 23% på 2000-talet. Hos sångsvan påträffades hagel i kroppen hos 14% av undersökta individer utan någon förändring över tiden. Andra liknande studier av gäss och havslevande dykänder har funnit såväl högre som lägre andel påskjutna individer i en population (Noer m.fl. 2007).

Hos krickor såväl i Europa som i Nordamerika har andelen påskjutna individer rapporterats ligga omkring 5-7% av undersökta individer (Guillemain m.fl. 2007). Vid undersökningar i Danmark under tre vårar (mars-april) mellan 1990 och 1992 påträffades hagel i kroppen hos 25% av ungfåglar och 36% av äldre individer i populationen av spetsbergsgås som häckar på Svalbard (Noer & Madsen 1996). Jaktuttaget bedömdes då vara ca 10% av populationen, men för varje jaktödad individ blev uppskattningsvis ytterligare 0,7-1 individ påskjuten med hagel. Två studier efter 1998 fann att andelen påskjutna individer i populationen hade halverats till att 2005 omfatta ca 10% av ungfågeln och ca 18% av de vuxna gässen (Noer m.fl. 2007), och därefter (april-maj 2016) rapporteras om ytterligare minskning (Madsen & Haugaard 2016). I stickprov på rastningslokaler i Danmark av den rysk-baltiska populationen av vitkindad gås hade drygt 10% av de undersökta individer årarna 2009 och 2011 hagel i kroppen (Holm & Madsen 2013). En studie med datainsamlingar från östra Kanada 1989-1998 omfattande fyra fågelarter (flyttande kanadagäss *Branta canadensis*, övervintrande svartänder *Anas rubripes* och gräsänder samt ruvande ejderhonor *Somateria mollissima*) visade att av 1624 undersökta fåglar hade 25% hagel inbäddat i kroppen (Hicklin & Barrow 2004).

Vilka konsekvenser skadeskjutning har på individ- och populationsnivå är inte helt klarlagt. Påskjutna fåglar som överlever de första månaderna efter skadeskjutning har förmodligen överlag inte några kroniska effekter över längre tid (Merkel m.fl. 2006, Madsen & Rigét 2007), men bly inkapslat i vävnaden kan ge effekter långt senare då de väl frigörs. För krickor fångade i Camargue, södra Frankrike, kunde det inte påvisas någon skillnad i överlevnad för fåglar med bly i kroppen jämfört individer utan bly (Guillemain m.fl. 2007). Däremot var överlevnaden upp till fem år efter fångst hos 114 påskjutna spetsbergsgäss i Danmark (Madsen & Noer 1996) 12% lägre jämfört med 230 individer utan hagel i kroppen vid fångstillfället. Av 2740 gräsänder ringmärka i Camargue vintrarna 1960-1971 var överlevnaden 19% lägre hos individer med bly inbäddat i musklerna vid ringmärkningstillfället jämfört med individer utan bly (Tavecchia m.fl. 2001).

FÖRGIFTNING AV AMMUNITIONSBLY

Fåglar äter ofta gruskorn eller små stenar för att effektivisera sin matsmältning. Eftersom många våtmarksfåglar söker efter föda i vatten där jakt kan ha ägt rum, kan de av misstag få i sig blyhagel från jakt. Blyhagel i matsmältningskanalen har från ett stort antal länder rapporterats orsaka förgiftning hos vilda fåglar, även bland landlevande arter (speciellt rovfåglar som får i sig metallen sekundärt via bytesdjur med blyhagel i kroppen; Axelsson 2009). På den amerikanska kontinenten uppskattades den årliga dödligheten av blyförgiftning bland våtmarksfåglar (änder och gäss) ligga mellan 1 och 2% innan blyförbud vid jakt infördes (Anderson m.fl. 2000). Detta motsvarade 1-2 miljoner fåglar. I Europa har den årliga dödligheten orsakad av blyförgiftning från ammunitionsbly bedömts till närmare 9% av drygt 11 miljoner övervintrande våtmarksfåglar av 17 arter (Mateo 2009). Det är oklart varför blyförgiftning som dödlighetsfaktor skulle ha varit så mycket större i Europa än i Nordamerika. Efter införandet av blyförbud vid vissa jakter har blyhalten hos våtmarksfåglar minskat i Nordamerika (Anderson m.fl. 2000). Någon motsvarande minskning av bly tycks inte ha påvisats i Europa och blyförgiftning hos våtmarksfåglar kan fortfarande vara så stor att den möjligen påverkar överlevnad och även populationsstorlek (Green & Pain 2016). Faktum är att förgiftning av ammunitionsbly anses vara en av de viktigaste dödsorsakerna för de hotade europeiska populationerna av kopparand *Oxyura leucocephala* och marmorand *Marmaronetta angustirostris* (Fisher m.fl. 2006, Svanberg m.fl. 2006). Andra exempel är brunand och stjärtand som har förhållandevis hög förekomst av bly i matsmältningskanalen hos individer i undersökta populationer samtidigt som de har minskande populationsstorlekar i Europa (Green & Pain 2016).

JAKTDÖDLIGHET HOS GÄSS

Gäss har naturligt låg dödlighet där den årliga överlevnaden bland vuxna oftast ligger mellan 70 och 90%. Dödlighet orsakad av jakt kan därför utgöra en relativt stor andel av jaktbara gåspopulationers dödlighet. Jakt dödligheten i populationer av snögäss *Chen caerulescens* i Nordamerika har periodvis uppskattats till ca 50% av den totala dödligheten (Gauthier m.fl. 2001) eller på ännu högre nivåer vid en analys några år senare (Calvert & Gauthier 2005). I den senare studien bedömdes jaktuttaget av vuxna snögäss som högst vissa år nått nivåer mellan 15 och 20%, och har då varit den viktigaste dödsorsaken i dessa populationer. Jaktuttaget av yngre snögäss var ytterligare något högre, mellan 25 och 30%. Dessa nivåer av jaktuttag var resultatet av en intensiv och riktad jakt med generösa jakttider och jaktmetoder. Andra studier har för vuxna gäss angivit en årlig dödlighet orsakad av jakt till mellan 5 och 10% (t.ex. snögås i Kampp m.fl. 1988, och bläsgås *Anser albifrons* i Gauthier m.fl. 2001). Den rysk-baltiska populationen av vitkindad gås får i EU endast jagas med skyddsjakt eller licensjakt, men likväl uppskattades dödligheten i populationen (770 000 individer) orsakad av jakt till mellan 3 och 7% (Holm & Madsen 2013).

JAKTDÖDLIGHET HOS ÄNDER

Predation är en viktig naturlig dödsorsak hos simänder. Särskilt honor är känsliga för predation under ruvningen och ungvårdnaden. Typiskt är därför en högre dödlighet hos honor än hanar och därmed observeras också en högre andel hanar i populationen. Guillemain & Elmberg (2014) konstaterar att hos kricka är under en livstid honornas naturliga dödlighet ca 33% högre än hanarnas, sannolikt förklarad av predation under häckningen.

I en analys av mer än 5 300 ringmärkningsåterfynd av gräsänder märkta i Sverige och Finland uppskattades jaktens andel av den totala årliga dödligheten ligga mellan 30 och 70% hos vuxna gräsänder (Elmberg m.fl. 2008, Gunnarsson m.fl. 2008). Den verkliga nivån är svårbedömd då mer än 90% av återfunna ringmärkta gräsänder rapporteras som jakt dödade, främst från månaderna augusti – december. Ringmärkta gräsänder som dött av naturliga orsaker, inklusive predation, påträffades i okänd utsträckning. Det verkliga antalet som dödade av naturliga orsaker underskattas därför. Även skattningarna av gräsändernas årliga överlevnad baserade på ringmärkningsåterfynd är osäkra och hamnar i intervallet 70-90% för vuxna och ner mot 30% för individer ringmärkta som ungfåglar (Gunnarsson m.fl. 2008).

Från Nordamerika finns flera studier där man med radiosändare följt änders överlevnad under höst och vinter. I Central Valley, Kalifornien (1987-2000) var under jaktperioden 72% av stjärtänders och 91% av gräsänders dödlighet orsakad av jakt (Fleskes m.fl. 2007). Predation var den näst viktigaste dödsorsaken och den mest betydelsefulla naturliga orsaken. I samma studie var överlevnaden under vintern, då jakttrycket var högt, ungefär 80% för stjärtand och för gräsand 75% och 55% för vuxna respektive årsungar. I en annan undersökning var jakt dödsorsak för 67% av gräsänderna under tre övervintringssäsonger (höst och vinter) åren 2005-2008 i Colorado (Dooley m.fl. 2010). Genomsnittlig årlig dödlighet hos europeiska krickor har skattats till 51,5% där jakten utgör 20-60% av den totala dödligheten (Devineau m.fl. 2010, Guillemain & Elmberg 2014).

Flera andra nordamerikanska studier har funnit liknande nivåer av jaktens relativa andel av simänders höst- och vinterdödlighet (sammanställt i Fleskes m.fl. 2007). Det ska noteras att undersökningarna har gjorts på de mest jagade simandsarterna; värdena är därför inte lika höga för de simandsarter som jagas i mindre omfattning, vilka också är i majoritet. Beaktat en obefintlig jakt under vår- och sommarhalvåret kan jaktens andel av den totala årliga dödligheten ligga någonstans mellan 30 och 70% hos de mest jagade simänderna i såväl Europa som i Nordamerika.

JAKTDÖDLIGHET HOS MORKULLA

Morkulla är en av Europas fåglar med högst jakttryck, och uppskattningsvis 3-4 miljoner individer skjuts årligen i Europa även om denna skattning är osäker (Ferrand & Gossmann 2001 i Duriez m.fl. 2005). Samma referens anger att franska jägare står för 30-40% av det totala antalet fällda morkullor, med drygt 1 miljon skjutna varje år (ca 70% är ungfåglar).

Överlevnadsberäkningar baserade på studier i Italien och Frankrike av radiosändarförsedda morkullor under övervintringen och på återfyndsdata av ringmärkta morkullor har genererat överlevnadsnivåer kring 80% under vinterhalvåret och 50-60% på årsbasis (Tavecchia m.fl. 2002, Duriez m.fl. 2005, Aradis m.fl. 2008, Péron m.fl. 2012a). Eftersom morkullorna i hög utsträckning återvänder till samma övervintringsområde år efter år, har det också varit möjligt att uppskatta sommaröverlevnaden, eller mer bestämt överlevnaden mellan vår och höst. Således skattades att för morkullor övervintrande i områden med lågt jakttryck stod sommar dödligheten för drygt 2/3 av den totala dödligheten hos vuxna fåglar. Motsvarande sommar dödlighet för morkullor övervintrande i områden med högt jakttryck var 50% av den totala dödligheten.

I en annan fransk studie stod predation och jakt för lika stora delar av vinterdödligheten hos morkulla, men det ska noteras att studien genomfördes i ett område med relativt lågt jakttryck (Duriez m.fl. 2005). Om jakten står för hälften av dödligheten under vintern och om ca 50% av dödligheten äger rum under vintern, utgör jaktdödligheten ca 25% av den totala dödligheten, givet att det inte är någon jaktdödlighet sommartid.



JAKTENS EFFEKTER PÅ ÖVERLEVNAD – ADDITIV ELLER KOMPENSATORISK DÖDLIGHET?

Det brukar ibland heta att jakten på småvilt ”tar av räntan snarare än kapitalet”, alltså det överskott som eventuellt produceras i en population. Denna beskrivning förutsätter att jaktdödligheten inte ökar den totala dödligheten i den jagade populationen, alltså om täthetsberoende processer gör att de som överlever jakten får bättre förutsättningar än vad de skulle haft annars. Huruvida den genomsnittliga överlevnaden i en population påverkas av jakt beror alltså på i vilken utsträckning populationen kan kompensera för jaktdödlighet genom en ökad överlevnad eller reproduktion bland de individer som överlever jakten. Fågelarter med förhållandevis snabb reproduktion med större ungfoklar har, teoretiskt sett, större möjligheter att kompensera för ökad dödlighet av jakt än de med långsam reproduktion.

GÄSS

Det finns flera exempel där överlevnaden i gåspopulationer ökat när jakttrycket minskat vid införande av jaktförbud. Den årliga överlevnaden för vuxna prutgäss *Branta bernicla* ökade från 83% perioden 1955-1974 till ca 87% åren 1972-1982, vilket sammanföll med ett jaktförbud på arten i Danmark som trädde i kraft 1972 (Kalchreuter 1991). Vitkindade gäss häckande på Svalbard hade en årlig vuxenöverlevnad på ca 80% under 1960-talet, och 92% åren 1973-1981 efter att arten blivit fullt skyddad från jakt 1971 (Kalchreuter 1991). På motsvarande sätt finns exempel på att överlevnaden minskat bland gäss där jakttrycket ökat genom införande av generösa jakttider med vårjakt som en åtgärd med det uttalade målet att begränsa populationer (Gauthier m.fl. 2001, Calvert & Gauthier 2005, Alisauskas m.fl. 2011, Iverson m.fl. 2014). Exempel som dessa indikerar att jakt på gäss ofta är additiv och att den genomsnittliga överlevnaden därför överlag minskar när de utsätts för jakt (Menu m.fl. 2002, Cooch m.fl. 2014).

ÄNDER

När det gäller simänder gjordes en analys av Anderson & Burnham (1976) som stödde uppfattningen att jakten på gräsänder i Nordamerika komprimerades genom minskning av den naturliga dödligheten. Efterföljande analyser har emellertid gett en mer svårtolkad bild som inte entydigt stöder hypotesen om kompensatorisk dödlighet (Cooch m.fl. 2014). Pöysä m.fl. (2004) föreslog efter en genomgång av litteraturen att gräsandspopulationer i Nordamerika hade genomgått en förändring från att jakten tidigare varit kompensatorisk dödlighet till att på senare tid vara additiv till den naturliga dödligheten. Denna slutsats kritiserades av Sedinger & Herzog (2012), men har vidhållits i efterföljande polemik (Pöysä m.fl. 2013). Frågan får fortfarande sägas vara öppen huruvida jaktdödligheten i simandspopulationer generellt är additiv eller kompensatorisk. Den adaptiva förvaltningen i Nordamerika modellerar årligen olika scenarier med insamlade data från andpopulationer och anpassar jakttrycket till den dödlighetsmodell som bedöms beskriva verkligheten bäst.

MORKULLA

I en studie påvisades indikationer på att jakten på övervintrande morkullor i Frankrike kan ha en additiv effekt och lokalt sänka överlevnaden (Péron m.fl. 2011). De morkullor som övervintrade i områden med högt jakttryck hade i genomsnitt en lägre årlig överlevnad (färre ringmärkta individer återvände till vinterlokaler) jämfört med morkullor i områden med lågt jakttryck.

INDIREKTA EFFEKTER AV JAKT

Jaktens diffusa – icke-dödliga – effekter genom störning och beteendeförändringar ingår nästan aldrig i beräkningar av jaktens betydelse för populationsförändring. Detta är en brist som bör uppmärksammas.

Även om de flesta fåglar överlever jaktsäsongen kan de påverkas av jakten genom olika störningar. Till exempel kan jaktaktiviteter leda till att fåglar flyger bort från födosöksplatser till andra mindre lämpliga områden med sämre födotillgång (Fox & Madsen 1997). Vissa arter kan kompensera ett sådant födointagsbortfall med ett ökat intag nattetid, men det gäller inte alla. Mer än två mänskliga störningar/timme hos snögäss under höstflyttningen bedömdes vara tillräckligt för att det inte skulle vara möjligt att nattetid kompensera för bortfallet av födosökmöjligheter under dagen (Bélangier & Bédard 1990). Vid återkommande störningar kan fåglarna tvingas spendera mycket energi på förflyttningar. Störningar orsakade av jakt kan framför allt tänkas ha effekter på fågelindivider under perioder med dålig födotillgång eller vid sträng kyla (Madsen & Fox 1995). Genom att skapa refugier där fåglarna får vara ifred från mänskliga aktiviteter inklusive jakt blir de mindre påverkade av jaktstörningar (Madsen m.fl. 1998).

Några kriterier som kan avgöra störningskänsligheten bland olika fågelarter har listats av Madsen (1998) respektive Sokos m.fl. (2013). Exempel på kriterier är arter som födosöker i huvudsak dagtid, arter som uppträder i flock eller grupper, situationer med dålig tillgång på föda och lämpliga biotoper, omfattande predatorstörningar, avsaknad av refugier och arter som är eftertraktade jaktbyten. Även jaktmetoder kan avgöra störningskänsligheten. Jakt där jägaren söker upp fåglarna stör antagligen mer än jakt vid fasta punkter där jägaren väntar in fåglarna (Fox & Madsen 1997, Madsen 1998).

Sokos m.fl. (2013) kunde vid en genomgång av litteraturen, med särskilt fokus på jaktbara arter i Grekland, inte finna stöd för att störningar av jakt under höst och vinter resulterade i påtagliga effekter på fågelpopulationer genom t.ex. ökad dödlighet av predation eller på kroppskondition. Däremot har andra studier lyft fram möjliga effekter på fågelpopulationer genom störningar under vårjakt (se nästa stycke). Eftersom många fågelindivider lagrar upp energireserver under våren inför häckningen kan jaktstörningar under denna period ha betydligt större konsekvenser jämfört med jakt under höst och vinter.

JAKTSTÖRNINGARS EFFEKTER PÅ FÖRYNGRING

Jaktstörningar under ordinarie jakttider under höst och vinter påverkar sannolikt sällan möjligheter till föryngring i de jagade fågelpopulationerna. Däremot finns det exempel bland gäss där vårjakt i syfte att öka dödligheten i gåspopulationer också påverkar häckningsutfallet. För häckande snögäss i Nordamerika kan det t.o.m. vara så att vårjakts störningar leder till större effekter på populationsförändringen än den direkta dödligheten av själva jakten. Således har man funnit att tidpunkten för första föryngringstillfället har senarelagts hos snögäss sedan vårjakt infördes (Juillet m.fl. 2012). Vårjakten kan också påverka snögässens kroppskondition så att en del av honorna inte häckar eller att de lägger mindre kullar (Mainguy m.fl. 2002, Féret m.fl. 2003). En sådan indirekt effekt kan vara önskvärd när syftet är att begränsa snögåspopulationen. Några studier indikerar däremot att vårjakt riktad mot snögås också kan innebära icke-letala konsekvenser för helt andra arter som vistas i områden med jakt under vårflyttningen. En studie påvisade minskat födointag och energiförråd hos bläsgäss som stördes av vårjakt på snögäss (Pearse m.fl. 2012). Om detta leder till sämre föryngring för dessa individer kan det få oönskade konsekvenser på bläsgåspopulationen.

I en experimentell studie i Finska viken, med syftet att utvärdera effekten av vårjakt på ejder, fann man att ejderhonornas häckningsframgång minskade när hanarna sköts bort efter att parning ägt rum (Hario m.fl. 1995). Försöket genomfördes av naturliga skäl i liten skala med endast 20 skjutna hanar och det är oklart hur väl experimentet speglade en traditionell vårjakt på sträckande ejder.

JAKTENS EFFEKTER PÅ FLYTTNINGSRÖRELSER

När spetsbergsgäss jagades på en rastningslokal under höstflyttningen i Norge uppehöll de sig längre bort från området med jakt under de följande dagarna (Jensen m.fl. 2016). Under det rådande jakttrycket, vilket var relativt lågt, återvände de emellertid redan efter några dagar utan jakt. När grågäss i Danmark utsattes för liknande jakttryck var de mindre benägna att hålla sig undan från jaktområdet (Bregnballe & Madsen 2004), vilket tyder på att olika arter har olika känslighetsnivå för jakt, eller att gässen störs lättare på vissa lokaler. Vid mer omfattande störningar av jakt har det visat sig att fåglarna tämligen snabbt kan leta upp områden där jakt inte äger rum. Snögäss som jagades under våren på rastlokaler i Kanada valde i viss utsträckning att lämna området och istället uppsöka andra områden för födosök (Béchet m.fl. 2003). Konsekvenserna av ett sådant beteende kan bli att fåglarna ändrar flygrutter, något som kan försvåra möjligheterna för fortsatt jakt på dessa fåglar. Gässens flexibilitet med möjlighet till snabba anpassningar till rådande situationer utgör en försvårande faktor vid begränsning av gåspopulationer genom jakt (Madsen m.fl. 2015b). En möjlig bieffekt är att gässen i ökad omfattning använder sig av åkermark för födosök och därmed orsakar ännu större skador för lantbruket (Béchet m.fl. 2003).



HAR JAKTEN NÅGON PÅVERKAN PÅ POPULATIONSTORLEK?

Vi har konstaterat att jaktuttaget kan vara relativt stort på populationer av gäss, änder och morkulla. Hur mycket som kan skjutas och ändå vara en hållbar jakt varierar mellan olika arter och beror på produktiviteten och vilken populationsstorlek man eftersträvar. Tidpunkten för jakt har betydelse och vårjakt har generellt större påverkan på populationer jämfört med jakt höst och vinter. Jägarnas jaktmetoder och uthållighet är viktiga variabler som sällan mäts (se dock Jensen m.fl. 2016). Vid införandet av nya jakttider på snögäss i Nordamerika ökade jaktuttaget påtagligt de inledande åren för att sedan minska när intresset för den nya jakten svalnade hos jägarkåren (Koons m.fl. 2014). Jaktuttaget på svenska ripor har varit mer beroende av jägarnas ansträngningar i fält än av hur mycket ripor det funnits, och jägarna har till och med visat sig vara mer effektiva (skjutit lika många ripor) vid lägre tätheter än vid högre (Willebrand m.fl. 2011).

JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV GÄSS

Historiskt har jakten varit betydande för flera gåsarter med jakt också under ruggningsperioder samt en omfattande äggplockning (Kalchreuter 1991). Det är tveklöst så att de sentida populationsökningarna av flera gåsarter i Europa och Nordamerika till stor del initialt kan förklaras av ett minskat jakttryck (Ebbinge 1991). Den fortsatta ökningen förklaras däremot mer sannolikt av ändrade jordbruksmetoder med ökade födoresurser för gässen under vinterhalvåret. Dessutom kan ett mildare klimat bidragit till de populationsökningar som förekommit hos många gåsarter sedan omkring 1970 (Gauthier m.fl. 2005).

Snabbt växande populationer av gäss i såväl Nordamerika som i Europa har ibland lett till konflikter med jordbruket, samt lokal betydande påverkan av arktiska miljöer där många gäss fortplantar sig (Koons m.fl. 2014). Problemen har nått en sådan omfattning att jakt har använts som en metod för att begränsa vad som uppfattas som alltför stora gåspopulationer.

I Nordamerika fastställdes i slutet av 1990-talet en åtgärdsplan för att halvera populationen av den mindre rasen av snögås (*Lesser Snow Goose Chen c. caerulescens*) på mindre än 10 år, från ca 20 miljoner par. Populationstillväxten uppskattades vid projektstarten vara 5% per år, men med en 3-faldig ökning av jaktuttaget från drygt 700 000 gäss (vuxna och yngre fåglar) till 2,2 miljoner individer årligen förväntades halveringsmålet uppnås (Alisauskas m.fl. 2011). Höstjakten förlängdes och vårjakt infördes liksom att fler jaktmetoder blev tillåtna. Jaktuttaget ökade under perioden fram till 2006 till som mest ca 1,1 miljon gäss, men likväl sköts endast en av 40 vuxna individer under den förlängda jaktsäsongen. Populationen fortsatte att öka även efter det ökade jaktuttaget, även om tillväxten var lägre. Eftersom överlevnaden hos de vuxna gässen var oförändrad kunde inte andra biologiska faktorer uteslutas som bidrog till en långsammare populationstillväxt (Alisauskas m.fl. 2011).

Den större rasen av snögås (*Greater Snow Goose Chen c. atlanticus*) har en väsentligt mindre population än den mindre rasen. Vid införandet av vårjakt 1999 uppskattades populationen till ca 1 miljon individer, och redan 2003 hade populationen minskat till ca 700 000 individer (Calvert & Gauthier 2005). Eftersom den årliga vuxenöverlevnaden minskade från 83 till 72,5% under dessa år drog forskarna i studien slutsatsen att den utökade jakten hade haft inverkan på minskningen av snögåspopulationen. Det är ett resultat som skiljer sig från utvärderingarna av jaktens effekt på populationsstorlekar av den mindre snögåsrasen samt dvärgsnögås *Chen rossii*, en småvuxen vit gås i Nordamerika, där en utökad jakt endast haft marginella, om ens några, effekter på populationstillväxten (Leafloor m.fl. 2012).

Iverson m.fl. (2014) kunde inte fastställa någon effekt på populationsstorlek hos kanadagäss häckande i Kanada efter förlängning av jaktsäsongen till att omfatta även vårjakt. Den genomsnittliga överlevnaden hos vuxna individer sjönk något under perioden efter det ökade jaktuttaget, men jakten riktades främst mot flockar av individer som misslyckats med häckningen eller inte häckade alls. Jakten fick därför till synes ingen reell effekt på populationsstorleken.

Jakt på gäss under hösten på Island utvärderades av Frederiksen m.fl. (2004). Utvärderingen gällde populationer som häckade på Island, jagades på Island under hösten och på övervintringsområden i

Storbritannien. Forskarna bakom studien kom fram till att jakten troligtvis hade effekt på populationsstorleken för grågås, men sannolikt inte för spetsbergsgås. Effekten var dock svårbedömd då uppskattningar av populationsstorleken för grågås var bristfälliga.

Sammanfattningsvis kan sägas att de gåsararter som har försetts med generösare jaktregler har så hög överlevnad att jakten ofta inte nått upp till målen att begränsa eller reducera populationen. Detta visar att det är mycket svårt att reglera arter när de väl uppnått sådana antal att jägarna inte mäktar med att skjuta tillräckligt många.

JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV ÄNDER

Troligtvis möter varje år en tredjedel av höstpopulationen av kricka i Europa respektive Nordamerika en död orsakad av jakt. På båda kontinenterna har arten ökat i antal de senaste decennierna. Krickan har troligen p.g.a. sin livshistoriestrategi möjlighet att kompensera för jaktdödlighet, men kanske inte fullt ut. Jakten kan vara begränsande såtillvida att populationerna av kricka kanske hade varit ännu större utan jakt. Fleming & Howell (2013) kom fram till slutsatsen att nuvarande jaktuttag i Nordamerika är hållbart i den meningen att populationen fortsätter öka i antal trots ett stort årligt jaktuttag. Det är också sannolikt att jaktuttaget skulle kunna öka från nuvarande nivåer utan att krickans beståndsstorlek skulle minska från dagens nivå. För en art som kricka kan t.ex. en 10% ökning av nuvarande jaktuttag teoretiskt kompenseras med en 15% ökning i ungproduktion (Guillemain & Elmberg 2014).

Populationen av rödhuvad dykand *Netta rufina* i Centraleuropa och västra Medelhavet består av ca 50 000 individer (Wetlands International 2014). En beräkning av Defos du Rau & Mondain-Monval (i Madsen m.fl. 2015c) uppskattade att populationen kunde klara ett årligt jaktuttag om 13 500 individer (27%) utan att minska i antal. Det uppskattade årliga jaktuttaget i västra Europa var ca 9220 individer, vilket motsvarar 68% av det maximala hållbara jaktuttaget. Osäkerhet i beräkningsunderlaget innebär emellertid en osäkerhet om nuvarande jaktuttag är hållbart och inte minst efterlystes bättre avskjutningsstatistik.

Även om en hållbar jakt i vissa populationer av änder kan tillåta ett jaktuttag på upp mot 40% kan förutsättningarna vara annorlunda i andra populationer. Som exempel kan nämnas analyser för övervintrande ejdrar på Grönland med ett jaktuttag på ca 13%, vilket bedömdes som alltför högt för att vara hållbart (Gilliland m.fl. 2009).

JAKTENS BETYDELSE FÖR POPULATIONER AV MORKULLA

Den franska jakten på övervintrande morkullor har i vissa avseenden undersökts tämligen detaljerat (Péron m.fl. 2011, 2012a). Under perioden 1990-2008 tycktes överlevnaden öka och den franska övervintrande populationen hade en genomsnittlig tillväxt över perioden på 16% (5% i områden med högt jakttryck och 27% i områden med lågt jakttryck). Vissa vintrar innebar jakten en synbar överexploatering i områden med högt jakttryck utan att detta ledde till minskningar efterföljande år. Forskarna föreslog att morkullorna fördelade sig mellan områden så att områden med högt jakttryck alltid blev påfyllda med morkullor från ett överskott i häckningsområden i östra Europa. Så länge dessa morkullor producerar ett överskott av juvenila fåglar kan dessa fördela sig mellan olika habitat och områden, och på så vis "jämna ut" områden med olika jakttryck. Vuxna morkullor återvänder till samma områden medan ungfåglar väljer ett område första vintern antingen oberoende av jakttryck eller som en täthetsberoende spridning till områden med lediga utrymmen. Om de unga morkullorna överlever till nästa vinter återvänder de till samma område. Ett stöd för denna slutsats är att i områden med högt jakttryck var andelen yngre fåglar högre än i områden med lågt jakttryck.

Slutsatsen av analyserna är att det finns tecken på kompensatorisk jaktdödlighet hos morkulla som uttrycks i en täthetsberoende spridning från områden med lägre jakttryck och högre överlevnad till områden med högre jakttryck och lägre överlevnad. Den rumsliga variationen i vinterdödlighet hos morkulla har alltså potentialen att påverka artens populationsdynamik, åtminstone så länge föryngringen är tillräckligt hög.

ÖVERGRIPANDE ANALYSER AV JAKTENS EFFEKTER PÅ POPULATIONSTRENDER

En metod att analysera jaktens effekter på fågelpopulationer är att undersöka eventuella skillnader i populationstrender mellan jagade arter och arter som inte jagas. En fransk undersökning fann fler minskande populationer hos jagade fågelarter än de icke-jaktbara även om det inte gick att utesluta att andra faktorer än jakt låg bakom denna skillnad (Jiguet m.fl. 2012). Pöysä m.fl. (2012) hittade å andra sidan inget stöd för att jakten påverkat populationsstorlekar av våtmarksfåglar i Finland. Jakten begränsade möjligen populationsstorleken för några arter under en period när jakttrycket var högre före det finska blyhagelförbudet 1996, men detta mönster sågs inte hos de mest jagade arterna. Forskarna bedömde det som osannolikt att jakten förklarade de minskningar som ägt rum för flera våtmarksfåglar de senaste 15 åren i Finland och Europa. En särskild analys av den finska populationen av årta kunde inte heller finna stöd för att höstjakt på arten i Finland förklarade dess populationsutveckling i landet (Pöysä & Väänänen 2014).

Analys av jaktens effekter på populationstrender har gjorts på några vadare vilka likt morkulla har jagats tämligen intensivt i Europa. En av dessa är tofsvipa *Vanellus vanellus* som har minskat påtagligt i Europa sedan ca 1980 (Souchay & Schaub 2016). Enligt Souchay & Schaub (2016) fälls årligen närmare 400 000 tofsvipor i Europa, vilket bedömdes vara mindre än 10% av den totala dödligheten. I en analys av knappt 3000 återfynd av drygt 360 000 ringmärkta tofsvipor under perioden 1960–2010 uppskattades det årliga jaktuttaget inklusive den s.k. kill rate till mindre än 5% av den studerade populationen. Materialet till analysen härstammade från sju västeuropeiska länder inklusive 9465 tofsvipor ringmärkta i Sverige. Överlevnadsnivåerna för tofsviporna låg i stort sett oförändrade över perioden med 60% det första levnadsåret och 80% årlig överlevnad därefter. Dessa nivåer är vad man brukar påträffa hos vadare. Slutsatsen av analysen var att jakten på tofsvipor inte utgjorde en bidragande faktor till den europeiska populationsminskningen.

Storspov *Numenius arquata* är en vadare där ett moratorium om tillfälligt jaktstopp inom EU har införts som svar på kraftigt minskande populationsstorlekar. En analys av ringmärkningsdata från övervintrande storspovar i norra Wales indikerade att den årliga överlevnaden för storspov ökade något efter införandet av jaktförbud på arten i Storbritannien 1982, från 87 till ca 90% (Taylor & Dodd 2013). Detta motsvarar en ökning av livslängden med ca 40%. En kortvarig period med intensivt fiske av hjärtmusslor, storspovens föda under vintern, i studieområdet i Wales 1996 reducerade överlevnaden hos storspov från 95 till 86% under två års tid innan den återvände till den högre nivån. Storspoven har emellertid fortsatt att minska i antal efter införandet av jaktförbud i Storbritannien, och minskningen förklaras, enligt författarna till studien, främst med en alltför låg ungproduktion som inte kan kompensera för dödligheten hos vuxna individer.

GRÄNSÖVERSKRIDANDE ADAPTIV FÖRVALTNING I EUROPA – SPETSBERGSGÅS SOM FÖRSTA TEST

Jaktbara våtmarksfåglar förflyttar sig regelbundet över relativt stora avstånd och korsar nationsgränser, vilket kräver gränsöverskridande övervakning och förvaltning av dem. I Nordamerika finns ett omfattande förvaltningsprogram där jaktuttaget av änder under hösten och vintern anpassas till den häckande stammens storlek på våren och häckningsframgången under sommaren. Information om bl.a. livsmiljöernas förutsättningar, populationsstorlekar och storleken på kullarna förs in i matematiska modeller. Dessa modeller ger sedan skattningar av ändernas populationsstorlek och kan användas för att justera jakttrycket i önskvärd riktning. Någon liknande gränsöverskridande förvaltning finns inte inom EU, men initiativ har tagits för att åstadkomma detta, i alla fall i mindre skala. I Finland förekommer redan en nationell ansats till adaptiv förvaltning av andjakten; jägare och ornitologer inventerar varje sommar par och kullar i hundratals sjöar, och resultaten från dessa räkningar används redan samma år för att ge rekommendationer för avskjutningen.

Adaptiv förvaltning handlar i första hand om att säkerställa en hållbar jakt i meningen att den jagade populationen inte ska minska i antal under en viss angiven nivå. Med kraftigt växande populationer av gäss har det istället uppstått situationer där målsättningen har varit att jakt ska begränsa populationers tillväxt eller reducera populationsstorlekar. I Nordamerika initierades förvaltningsprogram i slutet av 1990-talet i syfte att hejda populationsökningar av snögäss och kanadagäss. Dessa program har oftast haft klen framgång trots införande av vårjakt, ökning av den tillåtna dagskvoten av fällda individer ("daily bag"), förlängd jaktsäsong under hösten och nya jaktmetoder. Den största utmaningen har varit att uppnå ett tillräckligt högt jaktuttag när populationerna blivit riktigt stora.

Vid förvaltning av gåspopulationer i Nordamerika som vuxit till oönskade nivåer har beräkningar av hållbar jakt gjorts. I Europa har ett förvaltningsprogram initierats för svalbardspopulationen av spetsbergsgås som ett samarbete mellan först och främst Danmark och Norge (Madsen & Williams 2012). Spetsbergsgässen övervintrar visserligen förutom i Danmark också i Nederländerna och Belgien, men dessa båda länder vill inte införa jakt på arten, och dessutom är konflikten med jordbruket som störst på rastlokaler i Danmark och Norge. Överenskommelsen har fastställt att vårpopulationen inför häckningssäsongen ska utgöras av ca 60 000 individer. Denna nivå är en startpunkt som anses vara rimlig att nå i ett första skede. Under nuvarande förutsättningar måste minst 15 000 individer eller ca 20% av höstpopulationen skjutas för att begränsa populationen till den nivån (Johnson & Madsen 2013). Populationen har som mest bedömts till mer än 80 000 individer 2012, men tycks ha minskat till 60 000-70 000 år 2014 (Madsen m.fl. 2016).

ADAPTIV FÖRVALTNING

Bristerna med nuvarande övervakning av våtmarksfåglar, främst änder, har påtalats och behovet av ett system för kompletterande datainsamling har lyfts fram (Elmberg m.fl. 2006). Övervakning av jagade fåglar sker i dag genom skattning av populationsstorlekar, främst under höst och vinter, varför man räknar fåglarna vid en tid då deras ursprung inte alltid är känt. Andra stora problem för en hållbar och adaptiv förvaltning är att fåglarna inte räknas före beskattningen börjar och att den årliga häckningsframgången sällan skattas. Det blir då ofta omöjligt att bedöma graden av additiv och kompensatorisk jaktödlighet som avskjutningen utgör. Information om överlevnad, rekrytering och häckningsutfall saknas alltså för flertalet jagade flyttfåglar. Det är därför svårt att förklara historisk variation i populationsdynamik och att förutse framtida förändringar i populationsstorlekar. Ofta saknas avskjutningsstatistik eller så är sådan information bristfällig.

Vid adaptiv förvaltning av jagade fågelarter är det angeläget med kunskap om ett antal variabler som kan vara mödosamma att samla in. Det gäller i första hand information om populationers storlek och förändringstakt men också reproduktionsframgång ett visst år (Madsen m.fl. 2015c). Det är ofta svårt att

särskilja jaktens effekter från annan dödlighet, och ännu svårare att avgöra i vilken mån jaktdödligheten kompenseras genom minskad naturlig dödlighet, eller är additiv till den senare. Detta är några skäl till att det ofta är svårt att få svar på hur jaktuttag speglas i den jagade fågelartens populationsdynamik, och om jakten påverkar överlevnadsnivåer, föryngring eller flyttningsrörelser.

Adaptiv förvaltning är en läroprocess där förvaltningen förändras baserat på de erfarenheter och resultat som kommer efterhand. De första resultaten av jakten på de svalbardska spetsbergsgässen i Danmark och Norge har tillkännagivits, och de visar att det har betydelse hur jakten genomförs då det tycks vara effektivare att jaga med några jakt fria dagar emellan jaktdagarna istället för att jaga flera dagar i rad (Jensen m.fl. 2016). På rastlokaler i Norge har det visat sig att andelen yngre fåglar är signifikant högre än på rastlokaler i Danmark (Clausen m.fl. 2017). Det är då bättre att jaga med större insats i Danmark där chansen att skjuta vuxna fåglar är högre. De yngre fåglarna bidrar inte i tillnärmelsevis samma grad till populationstillväxten som de vuxna individerna gör.

Om jakten ska vara adaptiv förutsätter detta regelbunden insamling av data om överlevnad och reproduktionsframgång hos jagade fågelarter. Datainsamling bör också göras per kön och åldersgrupp om hanar och honor och olika åldersgrupper beskattas olika. Ett minimum är regelbundet uppdaterade uppgifter om populationsstorlek, trend (populationsförändring) och avskjutningsstatistik.

POPULATIONSEFFEKTER AV JAKT PÅ FLYTTANDE FÅGLAR – VAD BORDE VI VETA MER OM?

- Regelbundna skattningar av de häckande populationernas storlek.
- Årlig reproduktionsframgång mätt före jaktsäsongens start, vilket ger möjlighet till adaptiv förvaltning.
- Regelbunden och enhetligt insamlad avskjutningsstatistik på populationsnivå (internationellt).
- Hur ofta, när, och i vilken grad jagade populationer påverkas av naturliga täthetsberoende processer. Detta är en förutsättning för att avgöra graden av additiv och kompensatorisk jaktdödlighet.

REFERENSER

- Abraham, K.F., Jefferies, R.L. & Alisauskas, R.T. 2005. The dynamics of landscape change and snow geese in mid-continent North America. *Global Change Biology* 11: 841-855.
- Alisauskas, R.T., Rockwell, R.F., Dufour, K.W., Cooch, E.G., Zimmerman, G., Drake, K.L., Leafloor, J. O., Moser, T.J. & Reed, E.T. 2011. Harvest, survival, and abundance of Midcontinent Lesser Snow Geese relative to population reduction efforts. *Wildlife Monographs* 179: 1-42.
- Alison, R. 2001. The ones that almost got away: unseen victims of waterfowl hunters. Special Scientific Report. The Humane Society of the United States. Washington, USA.
- Anderson, D.R. & Burnham, K.P. 1976. Population ecology of the mallard VI. The effect of exploitation on survival. United States Fish and Wildlife Service Resource Publication 128, 66 pp.
- Anderson, W.L., Havera, S.P. & Zercher, B.W. 2000. Ingestion of lead and nontoxic shotgun pellets by ducks in the Mississippi flyway. *Journal of Wildlife Management* 64: 848-857.
- Aradis, A., Miller, M.W., Landucci, G., Ruda, P., Taddei, S. & Spina, F. 2008. Winter survival of Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* in central Italy. *Wildlife Biology* 14: 36-43.
- Axelsson, J. 2009. Bly från ammunition som förgiftningsrisk hos rovfåglar - en kunskapsöversikt. *Viltforum #1/2009*. Svenska Jägareförbundet.
- Barron, D.G., Brawn, J.D. & Weatherhead, P.J. 2010. Meta-analysis of transmitter effects on avian behaviour and ecology. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 180-187.
- Béchet, A., Giroux, J-F., Gauthier, G., Nichols, J.D. & Hines, J.E. 2003. Spring hunting changes the regional movements of migrating greater snow geese. *Journal of Applied Ecology* 40: 553-564.
- Bélanger, L. & Bédard, J. 1990. Energetic cost of man-induced disturbance to staging snow geese. *Journal of Wildlife Management* 54: 36-41.
- Black, J.M., Prop, J. & Larsson, K. 2007. *Wild Goose Dilemmas*. Branta Press, Groningen.
- Bregnballe, T. & Madsen, J. 2004. Tools in waterfowl reserve management: effects of intermittent hunting adjacent to a shooting-free core area. *Wildlife Biology* 10: 261-268.
- Buij, R., Melman, T.C.P., Loonen, M.J.J.E. & Fox, A.D. 2017. Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. *Ambio* 46(Suppl 2): 301-318.
- Calvert, A.M. & Gauthier, G. 2005. Effects of exceptional conservation measures on survival and seasonal hunting mortality in greater snow geese. *Journal of Applied Ecology* 42: 442-452.
- Clausen, K.K., Kjær, T.K., Gundersen, O.M. & Madsen, J. 2017. Impact of hunting along the migration corridor of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* – implications for sustainable harvest management. *Journal of Applied Ecology*. 54: 1563-1570. doi:10.1111/1365-2664.12850.
- Cooch, E.G., Guillemain, M., Boomer, G.S. & Lebreton, J-D. 2014. The effects of harvest on waterfowl populations. *Wildfowl Special Issue* 4: 220-276.

- Devineau, O., Guillemain, M., Johnson, A.R. & Lebreton, J-D. 2010. A comparison of green-winged teal *Anas crecca* survival and harvest between Europe and North America. *Wildlife Biology* 16: 12-24.
- Dooley, J.L., Sanders, T.A. & Doherty Jr., P.F. 2010. Effects of hunting season structure, weather and body condition on overwintering mallard *Anas platyrhynchos* survival. *Wildlife Biology* 16: 357-366.
- Duriez, O., Eraud, C., Barbraud, C. & Ferrand, Y. 2005. Factors affecting population dynamics of Eurasian woodcocks wintering in France: assessing the efficiency of a hunting-free reserve. *Biological Conservation* 122: 89-97.
- Ebbinge, B.S. 1991. The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the Western Palearctic. *Ardea* 79: 197-209.
- Eichhorn, G., Drent, R.H., Stahl, J., Leito, A. & Alerstam, T. 2009. Skipping the Baltic: the emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian barnacle geese. *Journal of Animal Ecology* 78: 63-72.
- Elmberg, J., Gunnarsson, G., Dessborn, L., Jonzén, N., Pöysä, H. & Valkama, J. 2008. Gräsandens liv och död. *Svensk Jakt* 2008 (10): 82-84.
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Sjöberg, K., Gunnarsson, G., Clausen, P., Guillemain, M., Rodrigues, D. & Väänänen, V-M. 2006. The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wildlife Biology* 12: 121-127.
- Féret, M., Gauthier, G., Béchet, A., Giroux, J-F. & Hobson, K.A. 2003. Effect of a spring hunt on nutrient storage by greater snow geese in southern Quebec. *Journal of Wildlife Management* 67: 796-807.
- Fisher, I.J., Pain, D.J. & Thomas, V.G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421- 432.
- Fleming, K. & Howell, D. 2013. An assessment of the harvest potential of North American Teal. Opublicerad rapport från USFWS-Flywy-CWS Teal harvest potential working group. Finns citerad i Guillemain & Elmberg (2014).
- Fleskes, J.P., Yee, J.L., Yarris, G.S., Miller, M.R. & Casazza, M.L. 2007. Pintail and mallard survival in California relative to habitat, abundance, and hunting. *Journal of Wildlife Management* 71: 2238-2248.
- Fox, A.D. & Madsen, J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology* 34: 1-13.
- Frederiksen, M., Hearn, R.D., Mitchell, C., Sigfússon, A., Swann, R.L. & Fox, A.D. 2004. The dynamics of hunted Icelandic goose populations: a reassessment of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 41: 315-334.
- Gauthier, G., Giroux, J-F., Reed, A., Béchet, A. & Bélanger, L. 2005. Interactions between land use, habitat use and population increase in Greater Snow Geese: what are the consequences for natural wetlands? *Global Change Biology* 11: 856-868.
- Gauthier, G., Pradel, R., Menu, S. & Lebreton, J-D. 2001. Seasonal survival of greater snow geese and effect of hunting under dependence in sighting probability. *Ecology* 82: 3105-3119.

- Gilliland, S.G., Grant Gilchrist, H., Rockwell, R.F., Robertson, G.J., Savard, J-P.L., Merkel, F. & Mosbech, A. 2009. Evaluating the sustainability of harvest among northern common eiders *Somateria mollissima borealis* in Greenland and Canada. *Wildlife Biology* 15: 24-36.
- Green, R.E. & Pain, D.J. 2016. Possible effects of ingested lead gunshot on populations of ducks wintering in the UK. *Ibis* 158: 699-710.
- Guillemain, M. 2011. Determinants of bird ring return: a questionnaire to duck hunters. *Wildlife Biology* 16: 440-444.
- Guillemain, M. & Elmberg, J. 2014. *The Teal*. T & AD Poyser. London.
- Guillemain, M., Devineau, O., Lebreton, J-D. & Simon, G. 2007. Lead shot and teal (*Anas crecca*) in the Camargue, Southern France: Effects of embedded and ingested pellets on survival. *Biological Conservation* 137: 567-576.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Dessborn, L., Jonzén, N., Pöysä, H. & Valkama, J. 2008. Survival estimates, mortality patterns, and population growth of Fennoscandian Mallards. *Annales Zoologici Fennici* 45(6): 483-495.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Pöysä, H., Nummi, P., Sjöberg, K., Dessborn, L. & Arzel, C. 2013. Density dependence in ducks: a review of the evidence. *European Journal of Wildlife Research* 59: 305-321.
- Hario, M., Hollmen T. & Selin, K. 1995. Breeding performance of widowed eider females – the effects of spring shoot of males. *Suomen Riista* 41: 13-20.
- Hicklin, P.W. & Barrow, W.R. 2004. The incidence of embedded shot in waterfowl in Atlantic Canada and Hudson Strait. *Waterbirds* 27: 44-45.
- Holm, T.E. & Madsen, J. 2013. Incidence of embedded shotgun pellets and inferred hunting kill amongst Russian/Baltic barnacle geese *Branta leucopsis*. *European Journal of Wildlife Research* 59: 77-80.
- Iverson, S., Reed, E.T., Hughes, R.J. & Forbes, M.R. 2014. Age and breeding stage-related variation in the survival and harvest of temperate-breeding Canada Geese in Ontario. *Journal of Wildlife Management* 78: 24-34.
- Jensen, G.H., Madsen, J. & Tombre, I.M. 2016. Hunting migratory geese: is there an optimal practice? *Wildlife Biology* 22: 194-203.
- Jiguet, F., Godet, L. & Devictor, V. 2012. Hunting and the fate of French breeding waterbirds. *Bird Study* 59: 474-482.
- Johnson, F.A., Boomer, G.S., Williams, B.K., Nichols, J.D. & Case, D.J. 2015. Multilevel learning in the adaptive management of waterfowl harvests: 20 years and counting. *Wildlife Society Bulletin* 39: 9-19.
- Johnson, F.A. & Madsen, J. 2013. Adaptive harvest management for the Svalbard population of the pink-footed geese: assessment for the 2013-2015 hunting seasons. Technical Report from DCE – Danish centre for Environment and Energy. 22 pp.

Johnson, F.A., Moore, C.T., Kendall, W.L., Dubovsky, J.A., Caithamer, D.F., Kelley, J.T. & Williams, B.K. 1997. Uncertainty and the management of mallard harvests. *Journal of Wildlife Management* 61: 203-217.

Johnson, F.A., Williams, B.K., Nichols, J.D., Hines, J.E., Kendall, W.L., Smith, G.W. & Caithamer, D.F. 1993. Developing an adaptive management strategy for harvesting waterfowl in North America. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 58: 565-583.

Juillet, C., Choquet, R., Gauthier, G., Lefebvre, J. & Pradel, R. 2012. Carry-over effects of spring hunt and climate on recruitment to the natal colony in a migratory species. *Journal of Applied Ecology* 49: 1237-1246.

Kalchreuter, H. 1991. On the impact of hunting on goose populations – a literature search. *Ardea* 79: 211-216.

Kampp, K., Fox, A.D. & Stroud, D.A. 1988. Mortality and movements of the Greenland White-fronted Goose *Anser albifrons flavirostris*. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 82: 25-36.

Koons, D.N., Rockwell, R.F. & Aubry, L.M. 2014. Effects of exploitation on an overabundant species: the lesser snow goose predicament. *Journal of Animal Ecology* 83: 365-374.

Lank, D.B., Butler, R.W., Ireland, J. & Ydenberg, R.C. 2003. Effects of predation danger on migration strategies of sandpipers. *Oikos* 103: 303-319.

Leafloor, J.O., Moser, T.J. & Batt, B.D.J. (editors). 2012. Evaluation of special management measures for midcontinent lesser snow geese and Ross's geese. Arctic Goose Joint Venture Special Publication. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. and Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario.

Lindström, Å. 1990. The role of predation risk in stopover habitat selection in migrating bramblings, *Fringilla montifringilla*. *Behavioral Ecology* 1: 102-106.

Madsen, J. 1998. Experimental refugees for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.

Madsen, J. & Fox, A.D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. *Wildlife Biology* 1: 193-207.

Madsen, J. & Haugaard, L. 2016. Anskydning af kortnæbbet gås – opdatering 2016. Rapport från Aarhus Universitet.

Madsen, J. & Noer, H. 1996. Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. *Wildlife Biology* 2: 75–82.

Madsen, J. & Rigét, F. 2007. Do embedded shotgun pellets have a chronic effect on body condition of Pink-footed Geese? *Journal of Wildlife Management* 71: 1427-1430.

Madsen, J. & Williams, J.H. 2012. International Species Management Plan for the Svalbard Population of the Pink-footed Goose *Anser brachyrhynchus* AEWA Technical Series No. 48. AEWA, Bonn, Germany.

- Madsen, J., Bunnefeld, N., Nagy, S., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.Y., Hearn, R., Czajkowski, A., Grauer, A., Merkel, F.R., Williams, J.H., Alhainen, M., Guillemain, M., Middleton, A., Christensen, T.K. & Noe, O. 2015a. Guidelines on sustainable harvest of migratory waterbirds; AEWA Conservation Guidelines No. 5, Technical Series No.62. Bonn, Germany.
- Madsen, J., Christensen, T.K., Balsby, T.J.S. & Tombre, I.M. 2015b. Could have gone wrong: effects of abrupt changes in migratory behaviour on harvest in a waterbird population. PLoS ONE 10(8): e0135100. doi:10.1371/journal.pone.0135100
- Madsen, J., Guillemain, M., Nagy, S., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.Y., Griffin, C., Williams, J.H., Bunnefeld, N., Czajkowski, A., Hearn, R., Grauer, A., Alhainen, M. & Middleton, A. 2015c. Towards sustainable management of huntable migratory waterbirds in Europe: A report by the Waterbird Harvest Specialist Group of Wetlands International. Wetlands International, the Netherlands.
- Madsen, J., Kuhlmann Clausen K., Kjær Christensen T. & Johnson, F.A. 2016. Regulation of the hunting season as a tool for adaptive harvest management – first results for pink-footed geese *Anser brachyrhynchus*. Wildlife Biology 22: 204-208. doi:10.2981/wlb.00234
- Madsen, J., Pihl, S. & Clausen, P. 1998. Establishing a reserve network for waterfowl in Denmark: a biological evaluation of needs and consequences. Biological Conservation 85: 241-255.
- Mainguy, J., Bêty, J., Gauthier, G. & Giroux, J-F. 2002. Are body condition and reproductive effort of laying greater snow geese affected by the spring hunt? Condor 104: 156-161.
- Marjakangas, A., Alhainen, M., Fox, A.D., Heinicke, T. Madsen, J., Nilsson, L. & Rozenfeld, S. 2015. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Taiga Bean Goose *Anser fabalis fabalis*. AEWA Technical Series No. 56.
- Mateo, R. 2009. Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. I: Watson, R.T., Fuller, M., Pokras, M. & Hunt, W.G. (red.). Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. doi:10.4080/ilsa.2009.0107
- Menu, S., Gauthier, G. & Reed, A. 2002. Changes in survival rates and population dynamics of greater snow geese over a 30-year period: implications for hunting regulations. Journal of Applied Ecology 39: 91-102.
- Merkel, F.R., Falk, K. & Jamieson, S.E. 2006. Effect of embedded lead shot on body condition of common eiders. Journal of Wildlife Management 70: 1644-1649.
- Newth, J.L., Brown, M.J. & Rees, E.C. 2011. Incidence of embedded shotgun pellets in Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* and whooper swans *Cygnus cygnus* wintering in the UK. Biological Conservation 144: 1630-1637.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, San Diego.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. Ibis 146: 197-226.
- Newton, I. 2006. Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? Journal of Ornithology 147: 146-166.

- Newton, I. 2010. Bird Migration. HarperCollins Publisher, London.
- Nichols, J.D., Johnson, F.A. & Williams, B.K. 1995. Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annual Review of Ecological Systems* 26: 177-199.
- Niel, C. & Lebreton, J-D. 2005. Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19: 826-835.
- Noer, H. & Madsen, J. 1996. Shotgun pellet loads and infliction rates in pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. *Wildlife Biology* 2: 65-73.
- Noer, H., Madsen, J. & Hartmann, P. 2007. Reducing wounding of game by shotgun hunting: effects of a Danish action plan on pink-footed goose. *Journal of Applied Ecology* 44: 653-662.
- Nolet, B.A. & Drent, R.H. 1998. Bewick's Swans refuelling on pondweed tubers in the Dvina Bay (White Sea) during their spring migration: first come, first served. *Journal of Avian Biology* 29: 574-581.
- Norton, M.R. & Thomas, V.G. 1994. Economic analysis of "crippling losses" of North American waterfowl and their policy implications for management. *Environmental Conservation* 2(4): 347-353.
- Pearse, A.T., Krapu, G.L. & Cox Jr., R.R. 2012. Spring snow geese hunting influences body composition of waterfowl staging in Nebraska. *Journal of Wildlife Management* 76: 1393-1400.
- Pennycuik, C.J. 1989. Bird Flight Performance: a practical calculation model. Oxford University Press, Oxford.
- Péron, G., Ferrand, Y., Choquet, R., Pradel, R., Gossmann, F., Bastat, C., Guénézan, M., Bauthian, I., Juliard, R. & Gimenez, O. 2012a. Spatial heterogeneity in mortality and its impact on population dynamics on European woodcocks. *Population Ecology* 54: 305-312.
- Péron, G., Ferrand, Y., Gossmann, F., Bastat, C., Guénézan, M. & Gimenez, O. 2011. Nonparametric spatial regression of survival probability: visualization of population sinks in Eurasian Woodcock. *Ecology* 92: 1672-1679.
- Péron, G., Nicolai, C.A. & Koons, D.N. 2012b. Demographic response to perturbations: the role of compensatory density dependence in a North American duck under variable harvest regulations and changing habitat. *Journal of Animal Ecology* 81: 960-969.
- Pöysä, H. & Väänänen, V-M. 2014. Drivers of breeding numbers in a long-distance migrant: the Garganey (*Anas querquedula*): effects of climate and hunting pressure. *Journal of Ornithology* 155: 679-687.
- Pöysä, H., Dessborn, L., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., Sjöberg, K., Suhonen, S. & Söderquist, P. 2013. Harvest mortality in North American mallards: a reply to Sedingler and Herzog. *Journal of Wildlife Management* 77(4): 653-654. doi:10.1002/jwmg.532.
- Pöysä, H., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P. & Sjöberg, K. 2004. Ecological basis of sustainable harvesting: is the prevailing paradigm of compensatory mortality still valid? *Oikos* 104: 612-615.

- Pöysä, H., Rintala, J., Lehikoinen, A. & Väisänen, R.A. 2012. The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *European Journal of Wildlife Research*. 59: 245-256. doi:10.1007/s10344-012-0673-8.
- Sæther, B-E., Lillegård, M., Grøtan, V., Drever, M.C., Engen, S., Nudds, T.D. & Podruzny, K.M. 2008. Geographical gradients in the population dynamics of North American prairie ducks. *Journal of Animal Ecology* 77: 869-882.
- Sargeant, A.B & Raveling, D.G. 1992. Mortality during the breeding season. I: Batt m.fl. (red), Ecology and management of breeding waterfowl. University of Minnesota Press, Minneapolis. Sid. 396-422.
- Sedinger, J.S. & Herzog, M.P. 2012. Harvest and dynamics of duck populations. *Journal of Wildlife Management* 76: 1108-1116.
- Sokos, C.K., Birtsas, P.K., Connelly, J.W. & Papaspyropoulos, K.G. 2013. Hunting of migratory birds: disturbance intolerant or harvest tolerant? *Wildlife Biology* 19: 113-125.
- Souchay, G. & Schaub M. 2016. Investigating rates of hunting and survival in declining European Lap-wing populations. *PLoS ONE* 11(9):e0163850. doi:10.1371/journal.pone.0163850.
- Spaans, B., van't Hoff, K.C.A., van der Veer, W. & Ebbinge, B.S. 2007. The significance of female stores for egg laying and incubation in dark-bellied brent geese *Branta bernicla bernicla*. *Ardea* 95: 3-15.
- Svanberg, F., Mateo, R., Hillström, L., Green, A.J., Taggart, M.A., Raab, A. & Meharg, A.A. 2006. Lead isotopes and lead shot ingestion in the globally threatened marbled teal (*Marmaronetta angustirostris*) and white-headed duck (*Oxyura leucocephala*). *Science of the Total Environment* 370: 416-424.
- Tavecchia, G., Pradel, R., Gossmann, F., Bastat, C., Ferrand, Y. & Lebreton, J-D. 2002. Temporal variation in annual survival probability of the Eurasian woodcock *Scolopax rusticola* wintering in France. *Wildlife Biology* 8: 21-30.
- Tavecchia, G., Pradel, R., Lebreton, J.D., Johnson, A.R. & Mondain-Monval, J.Y. 2001. The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *Journal of Applied Ecology* 38: 1197-1207.
- Taylor, R.C. & Dood, S.G. 2013. Negative impacts of hunting and suction-dredging on otherwise high and stable survival rates in Curlew *Numenius arquata*. *Bird Study* 60: 221-228.
- Willebrand, T., Hörnell-Willebrand, M. & Asmyhr, L. 2011. Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density. *Oikos* 120: 1667-1673.
- Williams, B.K. & Johnson, F.A. 1995. Adaptive management and the regulation of waterfowl harvests. *Wildlife Society Bulletin* 23: 430-436.
- Ydenberg, R.C., Butler, R.W., Lank, D.B., Smith, B.D. & Ireland, J. 2004. Western sandpipers have altered migration tactics as peregrine falcons have recovered. *Proceedings of the Royal Society B* 271: 1263-1269.

TIDIGARE NUMMER AV VILTFORUM

Viltforums rapportserie kommer ut med något eller några nummer årligen. Alla rapporter ligger tillgängliga på nätet som läs- och nerladdningsbara PDF-filer på www.jagareforbundet.se/vilt/viltforum.

Nr 1/08 Predatorkontroll inom Viltförvaltning och Naturvård – en kunskapssammanställning.
Widemo F.

Nr 2/08 Årsrapport Viltövervakningen jaktåret 2006/2007
Kindberg J, Holmqvist N & Bergqvist G.

Nr 1/09 Bly från ammunition som förgiftningsrisk hos rovfåglar- en kunskapsöversikt
Axelsson J.

Nr 2/09 Årsrapport Viltövervakningen jaktåret 2007/2008
Kindberg J, Holmqvist N & Bergqvist G.

Nr 1/10 Jämförelse av tre inventeringsmetoder för älg.
Hörnell-Willebrand M.

Nr 2/10 Spillningsfrekvens samt nedbrytning av spillning hos kronvilt
Jarnemo A.

Nr 3/10 Forskning kring foderskapande åtgärder för klövvilt- sammanfattning av en Workshop
Holmqvist N.

Viltforum är en rapportserie från Svenska Jägareförbundet. Innehållet behöver inte spegla Svenska Jägareförbundets uppfattning eller inställning. Rapporterna tar upp särskilt intressanta frågor eller områden som brett har anknytning till jakt- eller viltvårdsrelaterade frågor.

Titel: Kunskapsöversikt om populationseffekter av jakt på flyttande fåglar – med särskilt fokus på änder, gäss och morkulla

Författare: Ottvall Richard, Elmberg Johan, Gunnarsson Gunnar

Url: www.jagareforbundet.se/vilt/viltforum

Utgivningsdatum: November 2019

Redaktör: Göran Bergqvist

Citeras som: Ottvall R, Elmberg J, Gunnarsson G. 2019. Kunskapsöversikt om populationseffekter av jakt på flyttande fåglar – med särskilt fokus på änder, gäss och morkulla. Svenska Jägareförbundet. Viltforum 1/2017.

Sammanfattning: Kunskapen om hur flyttande fågelpopulationer påverkas av jakt är bristfällig. I denna rapport redovisas en kunskapsöversikt baserad på vetenskapligt publicerad litteratur, med särskilt fokus på änder, gäss och morkulla. Effekten av jaktdödlighet på den totala mortaliteten är beroende av om jaktuttaget är additivt eller kompensatoriskt. Det senare fallet förutsätter att populationen påverkas av täthetsberoende faktorer, och i litteraturen finns exempel på båda effekterna. En adaptiv förvaltning av flyttande fågelpopulationer kräver att relevanta data samlas in över hela flyttområdet, där ett minimum är årligen uppdaterade uppgifter om populationsstorlek, populationsförändring och avskjutningsstatistik.

Nyckelord: Adaptiv förvaltning, Additiv, Kompensatorisk, Täthetsberoende

Foto, omslagsbild: Niklas Liljebäck. Layout: ellie.se

ISBN: 978-91-86971-20-5