

VILTFORUM # 1/2008

Predator kontroll inom
viltförvaltning och naturvård



Predator kontroll inom viltförvaltning och naturvård

- en kunskapsöversikt över predationens betydelse och effekter av predator kontroll

Docent Fredrik Widemo

Avd. för populations- och naturvårdsbiologi

Uppsala universitet

Innehåll

Uppdraget	s. 6
Sammanfattning	s. 7
English summary	s. 9
Bakgrund	s. 10
<i>Biologi & etik</i>	s. 11
<i>Målsättning med kunskapsöversikten</i>	s. 11
Predationens betydelse	s. 12
<i>Predation på fåglar</i>	s. 12
<i>Predation på däggdjur</i>	s. 15
Vilka effekter ger predator kontroll?	s. 17
<i>Överensstämmelse med tidigare studier</i>	s. 18
<i>Resultatens tillförlitlighet</i>	s. 19
<i>Predatorsamhällets sammansättning</i>	s. 21
<i>Faktorer som begränsar effektiviteten</i>	s. 22
Landskapets betydelse för predationen	s. 24
Predator kontroll inom viltförvaltningen	s. 26
Predator kontroll inom naturvården	s. 30
Hur ser man på predator kontroll - författarens reflektioner	s. 32
Referenser	s. 33
<i>Appendix- Vilka effekter kan man vänta sig av predator kontroll</i>	s. 43

Uppdragets utformning

Predator kontroll har hittills huvudsakligen varit en åtgärd inom viltförvaltningen i Sverige. Denna typ av åtgärder kan dock även fylla en viktig funktion inom den övriga naturvården. Predator kontroll anses dock av somliga vara en kontroversiell åtgärd, då man ställer sig frågande till att kontrollen av predatorer är ett lämpligt arbetsätt för att uppnå förvaltningsmål inom vilt- och naturvård. Diskussionerna kring detta ämne har ofta, från båda sidor, präglats av tyckanden och vissa lösryckta fragment av vetenskaplig litteratur.

Under senare tid har Svenska Jägareförbundet allt oftare uppfattat en ökad efterfrågan på fördjupad kunskap angående predator kontrollens effekter och utförande från förvaltare inom vilt- och naturvård.

För att tillgodose denna efterfrågan har Svenska Jägareförbundet genom sin forskningsfond "Forskningstjugan" avsatt medel till en forskare för att göra en objektiv kunskapssammanställning om predator kontroll. I uppdraget ligger 3 huvuduppgifter:

1. Objektivt granska predationens betydelse för förvaltning inom vilt- och naturvård
2. Sammanställa vetenskaplig litteratur om predator kontroll
3. Objektivt granska vetenskaplig litteratur angående predator kontrollens effekter och utförande

Svenska Jägareförbundet hoppas med denna kunskapssammanställning lägga grunden för en mer saklig diskussion angående predator kontrollens roll i natur- och viltförvaltningen. Förhoppningen är också att det kunskapsunderlag denna rapport erbjuder kan underlätta för beslutsfattare inom natur- och viltförvaltningen.

För uppdragets utförande anlitas Docent Fredrik Widemo, Avdelningen för populations- och naturvårdsbiologi, Uppsala universitet.

Hans von Essen
Riksjaktvårdskonsulent, Svenska Jägareförbundet



Vårdar
det vilda

Sammanfattning

- Predation har stor betydelse för viltet, såväl det jaktbara som det icke jaktbara, och predation begränsar ofta bytesstammarna. Det är därmed ofta möjligt att gynna en population genom åtgärder som minskar predationstrycket. Sådan predator kontroll kan vara *direkt*, dvs. man tar bort predatorer genom fångst eller jakt, eller *indirekt*, vilket innebär att man minskar predatorns effektivitet. Detta kan exempelvis ske genom att skapa mer skydd i landskapet.
- Modern vilt- och naturvård bygger på tanken om adaptiv förvaltning och hållbart nyttjande av den biologiska mångfalden, inklusive viltet. Livskraftiga stammar av våra inhemska rovdjur har här sin givna plats; vi strävar genom vilt- och naturvårdsinsatser efter att skapa förutsättningar för stammar av vilt, som är starka nog att beskattas både av människor och av andra rovdjur. Predatorerna utgör ibland även hot för skyddsvärda arter. Olika metoder för att minska de negativa effekterna av predation, samtidigt som predatorerna bibehålls i livskraftiga stammar, är därmed potentiellt viktiga redskap både inom viltförvaltningen och inom naturvården.
- Majoriteten av de publicerade vetenskapliga studierna visar på positiva effekter av predator kontroll, oavsett om predatorerna och bytesdjuren är däggdjur eller fåglar. Effekterna är dock inte sällan relativt kortvariga, och för att predator kontroll långsiktigt skall gynna bytespopulationerna måste den bedrivas regelbundet.
- De positiva effekterna av habitatförbättrande åtgärder för bytespopulationer beror inte sällan på att tillgången till skydd ökar, och direkt och indirekt predator kontroll ger ofta jämförbara effekter. Dessa är i många fall additiva, dvs. kombinerar man habitatförbättrande åtgärder med predator kontroll drar bytespopulationen nytta av bägge formerna av åtgärder. Vill man gynna populationen maximalt bör man följaktligen kombinera åtgärderna. Direkt predator kontroll är särskilt betydelsefull i områden med brist på skydd och innan eventuella habitatförbättrande åtgärder hunnit ge effekt.
- Predatorsamhället bygger ofta på komplexa interaktioner, där olika predatorer konkurrerar om byten och inte sällan även dödar varandra. Man kan därmed få ökade predationstryck på bytesdjur genom predator kontroll inriktad på toppredatorer. Predationstrycken av räv och grävling i Sverige är idag troligen högre än de hade varit om vi haft livskraftiga stammar av varg, lo och kungsörn över hela landet; räven och grävlingen fungerar därmed idag ofta som toppredatorer, om inte människan tar den rollen och bedriver predator kontroll.
- För små och fragmenterade populationer, där varje individ potentiellt är viktig för populationsutvecklingen och den genetiska variationen, kan även "normala" predationstryck vara ödesdigra. Biologiskt sett finns det därmed minst lika starka skäl för att använda predator kontroll som åtgärd inom bevarandearbetet som inom viltförvaltningen. Man är dock även tvungen att ta hänsyn till bevarandestatusen för predatorn.
- Huruvida predator kontroll skall bedrivas är en etisk fråga, där ställningstagandet dock måste grunda sig på biologisk kunskap om vilka effekter olika åtgärder får. Syftet med direkt och indirekt predator kontroll är dock detsamma: att gynna somliga populationer på bekostnad av andra. Det är bara metoderna för att nå målet som skiljer. De olika formerna för predator kontroll skiljer sig här inte från annan mänsklig verksamhet;

exempelvis kommer olika former av markanvändning att gynna vissa arter på bekostnad av andra.

- Det kan vara mycket svårt att förutsäga vilka effekter direkt och indirekt predatorkontroll får, eftersom utfallet påverkas av populationsbiologin hos alla arter som interagerar och hur miljön ser ut. Det är därför viktigt att man sätter upp en plan och kontinuerligt följer upp populationerna av bytesdjur och predatorer, samt vilka effekter åtgärderna får, så att man kan revidera sina planer när det gäller inriktning eller omfattning. Detta gäller i synnerhet om man vill gynna en hotad art.



Fig 1: Rödräv i odlingslandskapet med ett nytaget byte. Predation begränsar ofta viltstammarna.

English Summary

Virtually all animals are predators, prey or both. Today, there is compelling evidence that predation often limits prey populations and increasing interest has been focused on measures for decreasing predation pressures through predator control. This is true both for game management, where the aim is to increase the opportunity for culling game populations, and in conservation, where the aim is increasing the viability of endangered populations.

The scientific literature on predator control was reviewed and 46 experimental studies fit the search criteria. There was a clear significant effect of predator control on prey populations, such that predator control usually led to increasing breeding success and population numbers. This was true both for mammals and birds, unless prey numbers already were so high that competition limited prey populations. The results were in agreement with previous reviews of the literature, mainly dealing with older empirical studies. Overall, there is a convincing body of evidence on the positive effects of predation control on prey populations.

The positive effects were, however, in many cases relatively short-lived, unless predator control remained in place, due to immigration of predators. Furthermore, predation control targeting single species resulted in other predators increasing their predation pressure in several cases, thus preventing positive effects on prey numbers. Control of top predators may even increase predation pressures through so called 'meso-predator release', which may occur when top predators also prey on smaller predators. For instance, control programs aimed at reducing red foxes have led to increasing numbers of feral cats and as a consequence increasing predation pressures on small mammals.

Predation pressures may be reduced by removing predators or by reducing predator effectiveness. Changing the habitat in order to provide cover can in many cases be more cost effective than reducing predator numbers, which can be time consuming and requires continuous or repeated efforts in order to be effective. The positive effects of direct predation control, i.e. removing predators, and improving the habitat are, however, in many cases additive. Thus, combining such measures is likely to benefit prey populations more than implementing either form of measure by itself. Successful predator control in many cases requires careful planning, combining measures and controlling a significant part of the predator guild. Predator control should be seen as a flexible measure, where it is necessary to review the effects on predators and prey as one goes along; it may often be necessary to adapt the methods, effort or focus. This is especially true in conservation work, where it may be crucial to achieve the goal quickly in order to prevent extinction of the prey population.

The question of whether predator control should be implemented relies on ethical, rather than biological, considerations. It is, however, necessary to have a biological understanding of the consequences of predator control in order to make the decision. It is important to make a distinction between biological and ethical issues when deciding on appropriate measures. Furthermore, it is important to realise that the ethical considerations may be identical, or similar, for very different measures. Increasing the amount of cover in order to reduce predation pressure, and removing predators by shooting or catching them, ultimately strives to achieve the same goal: benefitting a prey population by reducing the success of a predator. Only the proximate mechanisms for achieving the goal differ. Indirect predation control methods, i.e. reducing the efficiency of the predators, may entail ethical problems of their own, as compared to direct predator control. For instance, predator young may starve when the success rate of the predator decreases.

Predator control provides a powerful measure for benefitting prey populations when used correctly, both in game management and conservation. In order to be effective it should be regarded as a flexible tool best combined with other measures, such as improving the habitat for prey populations.

Predatorkontroll inom viltförvaltning och naturvård

-en kunskapsöversikt över metoder och förväntade effekter

Bakgrund

Människan har stått i konflikt med rovdjuren ända sedan vi övergick från att vara kringströvande jägare och samlare till att bruka jorden och hålla husdjur^{1,2}. Det finns flera exempel på att predatorkontroll för att skydda tamdjur uppmuntrades genom statliga ersättningar redan i det klassiska Grekland och i Romarriket³. I Fennoskandien dröjde det längre innan djurhållningen blev av central betydelse; lagstiftade krav på predatorkontroll kom först på 1400-talet och skottpengar på större rovdjur på 1600-talet^{2,4}. Sverige var dock förhållandevis tidigt ute med lagstiftad predatorkontroll för att gynna småvilt, vilket kom 1741⁵. En del rovdjur har genom predatorkontrollen utsatts för hårt, eller mycket hårt, jakttryck och de stora rovdjuren har för länge sedan utrotats från stora delar av Europa.

Även rovdjuren utgör dock självklart en del av den biologiska mångfalden och vår natur. Modern vilt- och naturvård bygger på tanken om adaptiv förvaltning och hållbart nyttjande av den biologiska mångfalden, inklusive viltet. Livskraftiga stammar av våra inhemska rovdjur har här sin givna plats; vi strävar genom vilt- och naturvårdsinsatser efter att skapa förutsättningar för stammar av jaktbart vilt, som är starka nog att beskattas både av människor och av andra rovdjur⁶. Predatorerna begränsar möjligheterna till beskattning av viltstammar och utgör ibland även hot för skyddsvärda arter, i synnerhet då icke inhemska predatorer introducerats i en ny miljö⁷⁻¹⁰. Begränsade predationstryck kan vara en viktig förutsättning för lyckad reproduktion både för jaktbart och icke jaktbart vilt. Olika metoder för att minska de negativa effekterna av predation, samtidigt som predatorerna bibehålls i livskraftiga stammar, har därför blivit ett alltmer angeläget diskussionsämne inom natur- och viltvård.

Predatorkontroll är åtgärder som utförs i avsikt att begränsa predationen på bytesdjur. Direkt predatorkontroll kan definieras som när predatorer tas bort genom avlivning eller fångst, medan indirekt predatorkontroll sker genom att försvåra för predatorerna på olika sätt. Gränsdragningen för vad som är att betrakta som indirekt predatorkontroll är dock mycket svår. Sågar man exempelvis ned enstaka träd och buskar på en strandäng för att ta bort utkiksplatser för kråkfåglar, så har man utfört indirekt predatorkontroll för att minska bopredationen för markhäckande fåglar. Eventuella effekter av åtgärden kan undersökas genom att mäta predationen före och efter åtgärden på ett antal strandängar, och resultaten kan utvärderas genom att jämföra strandängar med och utan utkiksplatser.

Andra åtgärder kan dock ha flera olika typer av effekter och utförs kanske inte heller primärt för att minska predation. Exempelvis innebär åkermark i träda både ökad tillgång till skydd och föda för viltet i landskapet. Det är möjligt att mäta vilka effekter man får på olika djurarter genom att lägga åkermark i träda, men det är betydligt mera komplicerat att utröna hur stor del av en eventuell effekt som beror på minskad predation. Ofta läggs marken inte heller i träda för att skapa skydd i första hand. För att slippa besvärliga gränsdragningar avses med predatorkontroll i kunskapsöversikten *direkt* predatorkontroll, medan olika former av indirekt predatorkontroll diskuteras tillsammans med övriga åtgärder för att skapa lämpligt habitat för bytesdjuren.

Biologi & etik

Huruvida predatorkontroll är en acceptabel åtgärd inom viltförvaltning och naturvård är inte en biologisk fråga, utan kräver ett ställningstagande baserat på etiska grunder.

De frågor man bör ställa sig är:

- Är målen för predatorkontrollen acceptabla?
- Är metoderna acceptabla?
- Är konsekvenserna för predatorpopulationen och andra arter acceptabla?

Predatorkontroll som utförs för att skapa ökade förutsättningar att beskatta en stam av jaktbart vilt kan ur ett etiskt perspektiv förefalla väsensskild från predatorkontroll som utförs för att gynna en hotad art. Ur biologisk synvinkel är det dock ingen skillnad på de frågor man bör ställa sig för att avgöra om predatorkontroll är en kostnadseffektiv åtgärd för att gynna stammar av bytesdjur. Relevanta frågor är (omarbetad efter Reynolds & Tapper):

- Hur stor effekt kan predatorkontroll ge på bytesdjurens populationsdynamik?
- Är målen realistiska?
- Vilka blir konsekvenserna för predatorn och andra arter ur ett bevarandeperspektiv?
- Vilka metoder är mest effektiva om man beslutar att bedriva predatorkontroll?
- Är målen möjliga att uppnå med de resurser som står till buds?

Svaren på de ”biologiska” frågorna är ofta avgörande för det etiska ställningstagandet.

Målsättning med kunskapsöversikten

Målet med kunskapsöversikten är att ge en objektiv sammanställning över var vetenskapen står när det gäller svaren på de biologiska frågorna, för att ge ett beslutsunderlag när man skall ta ställning till om man bör bedriva predatorkontroll. Däremot tas de etiska frågorna inte upp i kunskapsöversikten, och djurskyddsaspekter på olika metoder ligger också utanför arbetets ramar. Kunskapsöversikten begränsas följaktligen till att omfatta vetenskapliga studier av predatorkontroll och dess effekter på predatorpopulationer och bytespopulationer.

Predationens betydelse

Predation är en av de absolut viktigaste faktorerna som bestämmer var arter förekommer, hur starka stammarna är och hur antalet individer i populationer och deras sammansättning förändras över tiden (populationsdynamik)¹¹. Bytesdjur utvecklar dessutom anpassningar i form av ändrat utseende och beteenden för att begränsa predationsrisken, medan predatorerna svarar genom att utveckla egna anpassningar för att motverka bytesdjurens anpassningar. Praktiskt taget alla djurarter är bytesdjur, predatorer eller både och; predation påverkar därmed utseendet och beteendet hos alla djur. Predationen påverkar även vilka arter som samexisterar, hur näringsväven ser ut och ekosystemets produktivitet. Föga förvånande har effekter av predation därmed rönt stort intresse inom den ekologiska forskningen, och på senare tid även inom den mer tillämpade forskningen och gränslandet mellan forskning och förvaltning. Tidigare var den förhärskande åsikten att rovdjur endast beskattade ett reproduktivt överskott i bytespopulationerna, huvudsakligen tog svaga individer och att predation endast i undantagsfall begränsade bytespopulationerna. En översikt över forskningslitteraturen under de senaste tre decennierna visar dock tydligt på motsatsen: predation är tveklöst en av de viktigaste populationsbegränsande faktorerna^{1-8,12,14}.

Predation på fåglar

Predationen är ofta stor hos fåglar, i synnerhet på ägg och ungstadiet. Tre omfattande litteratursammanställningar visar alla på likartade resultat, där 33 % (genomsnitt över 74 arter¹⁵), 41 % (55 arter¹⁶) respektive 38 % (98 arter¹⁷) av bona plundras av bopredatorer. Bopredation står för c:a 80 % av den totala andelen misslyckade häckningar på bostadiet. För många arter är dessutom predationen på ungarna en viktig dödsorsak, inte minst hos arter som har borymmande ungar som exempelvis vadare och hönsfåglar. Bopredation från inhemska predatorer begränsar inte sällan bytespopulationerna, men man finner oftast en jämvikt mellan predation och reproduktion hos en bytespopulation så länge fåglarna har tillgång till den miljö de är anpassade till. Påverkar människan habitatet negativt, exempelvis genom någon form av markanvändning, kan dock ökad bopredation vara en viktig förklaring till minskande populationer⁸. Introducerade predatorer, som fåglarna saknar anpassningar mot, har till skillnad från inhemska predatorer inte sällan utrotat bytesarter^{8,17}.

Flera svenska studier visar på den stora potentiella betydelsen av bopredation från kråkfåglar i olika typer av landskap¹⁸⁻²¹. Detta gäller främst för arter som häckar i buskskiktet, men även för markhäckande arter. Korp (*Corvus corax*) och nötskrika (*Garrulus glandarius*) rövar främst bon i skogsmiljö och skogsbryn, medan råka (*Corvus frugilegus*), skata (*Pica pica*) och kaja (*Corvus monedula*) främst förekommer i det öppna landskapet. Kråkan (*Corvus corone cornix*) är habitatgeneralist, och därmed den art bland kråkfåglarna som har störst betydelse som bopredator¹⁸. Sett över de senaste tio åren har stammarna av kråka, råka och korp inte förändrats, medan skata och kaja ökat²². Sett över en längre tidsperiod verkar dock kråkan ha minskat med 2 % per år, medan korpen istället har ökat med 4 % per år. I takt med att korpen ökat, och inte minst sprider sig till nya miljöer²³, ökar dess betydelse som predator. Hos en del arter anpassar fåglarna sitt val av häckningsplats beroende på risken för predation från kråkfåglar^{20-21,24} och i en del fall ändras till och med hur mycket man investerar i häckningen²⁵. Måsar och trutar (*Laridae* spp.) är potentiellt viktiga bopredatorer²⁶; genom att häcka i mås- eller trutkolonier kan dock änder och andra markhäckande fåglar få hjälp med att skydda sina bon från kråkfåglar²⁷⁻²⁸. För flera av de hotade fågelarterna som är knutna till våtmarker är kolonier av skratmås, *Larus ridibundus*, närmast en förutsättning för framgångsrik häckning²⁹⁻³⁰. Måsfåglar, främst trutar, verkar i stor utsträckning vara viktiga predatorer på ungar, snarare än ägg, av änder, tärnor och vadare. Det är dock mycket svårare att mäta predationen på

ungar än predationen på ägg, framför allt hos borymmande arter, och i många fall saknas bra data och publicerade studier. Hos den rödlistade brushanen, *Philomachus pugnax*, rövas ungefär 50 % av bona innan äggen kläcks på de gotländska strandängarna, huvudsakligen av kråka och räv. Av de ungar som kläcker fram tas 90 % innan de blir flygga³¹⁻³², bland annat av gråtrut *Larus argentatus* och havstrut *Larus marinus*²¹.

För markhäckande fåglar är ofta predation från däggdjur viktigare än predation från fåglar^{19,33}, även om det finns undantag³⁴ och avsevärd lokal variation i betydelsen av olika predatorer. För stammarna av fält- och skogshöns är predation av rödräv under häckningsperioden och sensommaren ofta av kritisk betydelse. De mest övertygande studierna som visar på rävpredationens inverkan på hönsfåglarnas reproduktion kommer från Sverige, där Marcström m. fl.³⁵ experimentellt manipulerade förekomsten av predatorer på öar. Vidare har Lindström m. fl.¹² visat på de storskaliga effekterna på rävens bytesdjur när rävpopulationen kraschade på grund av att rävskaften bröt ut. Övertygande studier som visar på rödrävens stora betydelse som predator på fält- och skogshöns finns även från resten av Europa³⁶⁻³⁹. Predation och konkurrens från rödräv har inte sällan även avgörande inverkan på rödlistade arter (både fåglar och däggdjur), såväl i Sverige^{40-41,211} som i andra länder^{9-10,42}.

Stammen av mård, *Martes martes*, ökade kraftigt i Sverige till följd av minskad konkurrens⁴³ och predation¹² från räv när rävskaften kom, men i och med att räven åter ökat har mården gått tillbaka igen. Den kan dock fortfarande vara en viktig predator på ägg och fågelungar.



Fig 2: Rödräven är generalistpredator och ett av de mest välstuderade rovdjuret. Den kan påverka många bytesdjur och har i vissa ekosystem en nyckelroll. Rödräven är ett av de mest spridda däggdjuren på jorden och är på många platser den mest talrika bland de markbundna predatorerna.

Betydelsen av bopredation från mård på skogshöns har exempelvis visats av Marcström m. fl.³⁵ i Sverige och Summers m. fl.³⁴ i Skottland. Även mårdens släkting grävlingen, *Meles meles*, är en viktig potentiell bopredator både i skogs- och i jordbrukslandskapet. Grävlingen är en uttalad födogeneralist, och dess betydelse som predator varierar kraftigt. Det finns dock ett tydligt mönster där grävlingen tar en betydligt större andel fåglar, ungar och ägg på nordliga breddgrader än i södra Europa⁴⁴. I en svensk studie av fasan stod grävlingen för 23 % av förlusten av bon på äggstadiet⁴⁵, och grävlingen står också för en del av predationen på rödlistade vadare på svenska havsstrandängar^{41,212}. Mindre inhemska mårddjur som hermelin, *Mustela erminea*, och småvessla, *Mustela nivalis*, tar också ägg och ungar av både markhäckande och hålhäckande fåglar. Störst betydelse bland mårddjuren har dock den introducerade minken, *Mustela vison*, som genom bopredation helt kan förhindra framgångsrik reproduktion bland markhäckande fåglar, åtminstone i skärgårdsmiljö (se nedan). Idag står vi inför ett närbesläktat hot, eftersom mårdhunden, *Nyctereutes procyonides*, börjat sprida sig från Finland till norra Sverige. Mårdhunden är en generalistpredator, och konsekvenserna av mårdhundstammar i Sverige kan komma att bli mycket allvarliga för småviltet i allmänhet och markhäckande fåglar i synnerhet.

Även om predationen på bo- och ungstadiet normalt har störst inverkan på fågelpopulationer, så kan även predation på vuxna individer begränsa en populations utveckling. Ser man till jaktbart vilt så är det bara duvhök, *Accipiter gentilis*, jaktfalk, *Falco rusticolus*, och kungsörn, *Aquila chrysaetos*, som huvudsakligen tar sådana byten bland de 52 arterna av europeiska



Fig 3: Mårdhunden kan precis som minken bli ett stort hot mot fågellivet om den tillåts etablera sig i Sverige. Arten är talrik i Finland och gör där stor skada på viltstammarna. På senare år har mårdhunden börjat sprida sig till Sverige, och även reproducerat sig här. Den trivs i olika miljöer och etablerade stammar är ofta täta, vilket gör mårdhunden till ett stort potentiellt problem för vilt- och naturvården.

rovfåglar som studerats¹⁴. Det är därmed rimligt att anta att endast dessa arter normalt kan utöva predationstryck som kan begränsa stammar av jaktbart fågelvilt. I extremfall kan predationstrycket från duvhöken få bytespopulationerna att krascha⁴⁶; normalt balanserar dock produktionen predationen i en någorlunda stabil jämvikt, även om duvhöken står för en ansenlig del av dödligheten för vuxna fält-⁴⁷ och skogshöns^{14,48} i Skandinavien. Hönorna av orre och tjäder är extra utsatta för predation från duvhök under häckningsperioden⁴⁹. Jaktfalken är starkt specialiserad på ripor, *Lagopus spp*⁵⁰⁻⁵¹; den starkt fluktuerande tillgången på ripor begränsar snarare jaktfalken än tvärtom, men en studie från Island visar att jaktfalken delvis kan begränsa rippopulationer i nedgångsfas och predationstrycket kan vara en viktig bidragande orsak till cykliciteten hos rippopulationer⁵². Ripor är även den viktigaste födan för kungsörnen i den svenska fjällvärlden, men till skillnad från jaktfalken föredrar kungsörnen dalripa, *Lagopus lagopus*, framför fjällripa, *Lagopus mutus*⁵³. Även stammar av icke jaktbara fåglar påverkas självklart potentiellt av predation på adulta individer, men här är kunskapen mer bristfällig än för de jaktbara arterna.

Predation på däggdjur

Stammar av hjortdjur begränsas ofta av toppredatorer om dessa förekommer i tillräckligt starka populationer⁵⁴. Predatorsamhället i Sverige har under de senaste decennierna ändrats genom växande stammar av framför allt lo, *Lynx lynx*, brunbjörn, *Ursus arctos*, men även varg, *Canis lupus*. Vargen är en utpräglad toppredator, som ofta huvudsakligen utnyttjar en bytesart. Normalt begränsar predation från varg endast populationsutvecklingen för den huvudsakliga bytesarten⁵⁵. I Sverige⁵⁶ och Finland⁵⁷, liksom över stora delar av vargens utbredningsområde, är älgen, *Alces alces*, det viktigaste bytet. Förekomsten av vilt styr dock predationen; i Polen, där älgen är ovanlig, utgör den betydligt vanligare kronhjorten, *Cervus elaphus*, det föredragna bytet⁵⁵. Tillgången på alternativa byten är viktig under reproduktionen, liksom om stammen av den huvudsakliga bytesarten minskar. Förekomsten av vildsvin, *Sus scrofa*, verkar viktig för att kunna hålla stabila vargstammar i tempererade skogar i Europa; speciellt kultingar och unga svin är viktiga byten när vargen har valpar, eller när de huvudsakliga bytena är svårfunna⁵⁵. I Sverige är framför allt rådjur, *Capreolus capreolus*, ett viktigt alternativt byte⁵⁸, medan de expanderande stammarna av varg och vildsvin först nyligen mötts. I Vitryssland har man visat att kraftigt reducerade stammar av klövvilt gör att vargen i betydligt större utsträckning tar mindre byten och tamdjur. Vargen tvingas därmed söka föda närmare mänskligt bebyggelse, vilket ger intryck av en växande vargstam och leder till kraftigt ökat antal konflikter mellan människa och varg⁵⁹. Förvaltning med inriktning på starka och varierade klövviltstammar har därmed föreslagits som en lämplig metod att minska graden av konflikt mellan vargen och människan⁵⁹.

Lodjuret är utpräglat specialiserat på rådjur, även där rådjursstammarna är svaga⁶⁰, och predationstrycket från lo har en starkt populationsbegränsande effekt på rådjur där lon förekommer. Även hare och skogsfågel ingår i lons diet, men här har inte predationen samma betydelse som begränsande faktor. Brunbjörnen är mer av en födogeneralist, men slår älgkalvar när de är små. Nya resultat från Sverige visar att björnen tar över 20 % av kalvarna, och att björnpredationen, till skillnad från vad man tidigare trott, bör tas i beaktande när man lägger upp förvaltningsplaner för älg⁶¹. Undersökningar från Nordamerika visar på kvantitativt liknande resultat.

Däggdjurspredatorer, och då framför allt rödräven, har större betydelse än fågelpredatorer när det gäller att begränsa tillgången på små och mellanstora däggdjur. Man har i svenska studier visat att över 40 % av rådjurskillingar i genomsnitt faller offer för räven. Predation av rödräv är dock också en avgörande populationsbegränsande faktor för stammarna av harar;

tidigare spekulationer om att räven bara tar överskottet av årets reproduktion är direkt felaktiga¹². Predationstrycket på mindre gnagare från mellanpredatorer, som rödräv, hermelin och småvessla, driver troligen den cykliska populationsdynamiken man ser hos lämmel och sorkar i norra Fennoskandien⁶²⁻⁶⁵. Predationstrycket från däggdjurspredatorer spelar därmed en central roll även för dessa arters populationsbiologi.

Duvhöken är väl anpassad både till att jaga i skog och i ett mer småbrutet landskap⁴⁶⁻⁴⁸. Storleksskillnaden mellan könen gör att de föredrar olika byten; den större honan tar under vintern i första hand hare och tjädertuppar där dessa förekommer, medan de mindre hanarna specialiserar sig på de mindre skogshönsen⁴⁸. Ekorre utgör också en viktig del i dieten⁴⁹. Hos duvhöken bidrar de icke häckande individerna starkt till predationstrycket på olika bytesdjur^{48,66-67}. Även för berguv och kungsörn utgör hare ibland en viktig del i dieten, och stammarna av små gnagare är av stor betydelse för flertalet rovfåglar.

Vilka effekter ger predator kontroll?

För att undersöka om det finns några generella mönster bland vetenskapliga undersökningar av predator kontroll genomfördes en litteratursökning av den vetenskapliga databasen *Biological Abstracts*. I litteraturdatabasen läggs titlar och sammanfattningar för de vetenskapliga artiklar som publiceras inom biologi och angränsande ämnen in successivt. En sökning på artiklar som antingen innehöll "predat* control" (ger positivt svar både för "predation control" och "predator control") eller "predat* removal" i titel eller sammanfattning gav 350 träffar. Det faktiska antalet studier av predator kontroll är större, i och med att man i en del fall istället använder begrepp som "predator management", "carnivore management", "pest management" eller "pest control" osv. Det har inte varit tidsmässigt möjligt att göra en heltäckande översikt över litteraturen, i och med att man skulle behöva gå igenom över 30 000 artiklar som behandlar predation i någon form. Begreppen "predator control" och "predator removal" har dock en bred användning inom den vetenskapliga litteraturen.

Sammanfattningarna gicks igenom för samtliga 350 artiklar, för att se vilken typ av studie det rörde sig om, samt vilka predatorer och vilka bytesdjur som undersökts eller diskuterades. Artiklar som ej behandlade fåglar eller landlevande däggdjur som predatorer och bytesdjur uteslöts, liksom de som inte behandlade predator kontroll, vilket reducerade antalet artiklar från 350 till 105. Av dessa utgjorde 46 empiriska studier, där man försökt begränsa predationen genom predator kontroll och tittat på effekterna. Studierna klassificerades efter om predatorerna och bytesdjuren var däggdjur eller fåglar, samt om man visat på några signifikanta effekter av predator kontrollen på boöverlevnad, rekrytering eller antal individer för bytespopulationerna (Tabell 1). Det är inte ovanligt att man bedriver predator kontroll samtidigt som man utför habitatförbättrande åtgärder. Studier där man samtidigt bedrivit predator kontroll och utfört andra åtgärder i avsikt att gynna bytesdjuren^{39,68-71} har dock inte tagits med i sammanställningen i tabell 1, eller de statistiska analyserna av utfallet (se nedan), eftersom man inte kan säga i vilken utsträckning eventuella effekter beror på predator kontrollen.

Tabell 1. Utfallet för studier där man experimentellt reducerat predatorstammar, samt tittat på populationseffekter hos bytesdjuren. Studiernas nummer i referenslistan ges med upphöjda siffror. Summan är antalet studier, som dock kan förekomma flera gånger i kolumnen.

Predator	Byte	Positiv effekt	Ingen effekt	Negativ effekt
Däggdjur	Däggdjur	13 ^{64,72-83}	1 ⁸³	0
Däggdjur	Fågel	24 ^{35,37-38,42,70,84-97,99-102}	5 ¹⁰³⁻¹⁰⁷	0
Fågel	Däggdjur	1 ⁷⁵	0	0
Fågel	Fågel	8 ^{34,37,70,90,102,109-111}	1 ¹¹²	0
Summa		39	7	0

En del av de empiriska studierna faller inom mer än en kategori, exempelvis om man reducerat rävstammen och tittat på effekterna både på fåglar och på däggdjur. Dessa redovisas då i mer än en kategori i tabellen, men varje studie tas endast med en gång i respektive statistiska analys (se nedan). Jämför man utfallet med nollhypotesen att predator kontrollen inte innebär några positiva effekter, dvs. en slumpmässig fördelning av antalet studier mellan positiva effekter och ingen effekt/negativ effekt, finner man att resultaten skiljer sig kraftigt från vad man skulle förvänta sig från slumpen både för fåglar (Binomialtest baserat på antalet studier (taxonomiska "dubletter" uteslutna), $n_1 = 31$, $n_2 = 6$ $p < 0,0001$) och däggdjur (Binomialtest

baserat på antalet studier (taxonomiska "dubletter" uteslutna), $n_1 = 13$, $n_2 = 1$ ($p < 0,001$) som bytesdjur. Genomgången av den vetenskapliga litteraturen visar följaktligen att man i de flesta fall ser positiva effekter av predator kontroll på bytespopulationerna; det verkar inte heller finnas några kvalitativa eller kvantitativa skillnader beroende på vilka taxa som utgör bytesdjur eller predatorer, även om antalet studier där fågelpredatorer reducerats och eventuella effekter på däggdjur studerats är för få för att uttala sig med säkerhet om den kombinationen.

Den inhemska faunan har drabbats hårt av medvetet, eller omedvetet, introducerade predatorer på Nya Zeeland, Hawaii och i Australien⁹⁻¹⁰; man är därmed betydligt mer pragmatiskt inställd till predator kontroll där än i övriga världen, och predator kontroll är en självskriven åtgärd inom naturvården. I sammanställningen av den vetenskapliga litteraturen var det 29 artiklar av 105 som förespråkade predator kontroll för att gynna en hotad art, utan att man faktiskt studerat effekten av predator kontroll (Tabell 2). I ytterligare sex artiklar^{85,117,159-162} lägger man fram populationsmodeller för att gynna hotade arter, utan att effekterna av predator kontroll mätts i samma artikel. Av de 35 artiklarna var 26^{85,115-136,160-162} skrivna av forskare från Nya Zeeland, Australien eller Hawaii. Dessa siffror kan jämföras med att tio artiklar diskuterar predator kontroll inom viltförvaltningen; åtta av dessa artiklar är skrivna av nordamerikanska forskare¹⁵⁰⁻¹⁵⁷, en av europeiska forskare¹⁵⁸ och författarna till en artikel är baserade både i Nordamerika och i Europa¹⁵⁹.

Tabell 2. Geografisk spridning och inriktning på de arts specifika artiklarna i litteratursammanställningen. "Stilla Havet" omfattar Nya Zeeland, Australien och Hawaii.

Världsdel	Experimentella	Gynna bytesart	Skydda predator	Viltförvaltning
Afrika	1 ⁸⁷	1 ¹¹⁵	2 ¹⁴²⁻¹⁴³	0
Nordamerika	13 ^{42,75,81-82,84,89-91,97,100-101,104,107}	3 ^{98,114,137}	3 ¹⁴⁴⁻¹⁴⁶	9 ¹⁵⁰⁻¹⁵⁸
Europa	16 ^{34-35,37-38,64,70,72,74,88,102-103,105-106,110-112}	4 ¹³⁸⁻¹⁴¹	3 ¹⁴⁷⁻¹⁴⁹	2 ^{140,158}
Stilla Havet	16 ^{73,76-80,83,85-86,92-96,99,109}	22 ¹¹⁵⁻¹³⁶	0	0
Summa	46	29	8	10

Eftersom effekten av introducerade predatorer är större än effekten av naturligt förekommande predatorer skulle en stor andel studier från Stilla Havsregionen kunna ge signifikanta effekter för hela materialet, men som inte är representativa för resten av världen. För att säkerställa att så inte är fallet upprepades testerna av effekter av predator kontroll för de studier som utförts i Nordamerika och Europa. Utfallet skilde sig fortfarande från vad man skulle förvänta sig från slumpen både för fåglar (Binomialtest baserat på antalet studier (taxonomiska "dubletter" uteslutna); $n_1 = 22$; $n_2 = 6$; $p = 0,0014$) och däggdjur (Binomialtest baserat på antalet studier (taxonomiska "dubletter" uteslutna); $n_1 = 6$; $n_2 = 0$; $p = 0,02$) som bytesdjur.

Åtta av artiklarna i litteratursammanställningen lyfte fram risken att predatorer hotas genom predator kontroll^{143-149,159}. Av dessa artiklar var ingen skriven av forskare från Stilla Havsregionen. Skillnader i samhällets syn på predator kontroll verkar följaktligen avspeglas i vilka aspekter på predator kontroll som intresserat forskarsamhället i olika delar av världen (Tabell 2).

Överensstämmelse med tidigare studier

Resultaten från denna litteraturöversikt överensstämmer väl med resultaten som presenteras i sju litteraturstudier^{1,8-10,54,163-164} bland de 105 artiklarna. En mer detaljerad metaanalys av

generella mönster i tjugo experiment där predatorer på fågelbon tagits bort under kontrollerade former visade att det finns en tydlig positiv effekt av predator kontroll på sannolikheten att äggkullarna kläcks, liksom på populationsstorleken under hösten⁸. Även Newton¹⁶³ visar på liknande mönster, där predator kontroll i 14 av 15 studier gav högre boöverlevnad, resulterade i större populationsstorlek under hösten i 4 av 8 fall och gav högre tätheter av häckande fåglar året efter i minst 6 av 11 fall. Coté & Sutherland⁸ betonar att även om predator kontroll oftast leder till större populationer under hösten, så finns det inte något generellt mönster för storleken på den häckande populationen året efter; vissa studier visar på positiva effekter, medan andra studier inte visar på några effekter alls. Författarna förklarar detta med att det ofta finns så kallade täthetsberoende effekter på storleken på den häckande populationen. Vinteröverlevnaden är ofta mindre vid större populationstätheter, och det är framför allt unga oerfarna individer som stryker med. Konkurrens om föda under vintern kan i sådana fall begränsa populationsstorleken följande år, oavsett hur många individer som fötts fram. Även under häckningssäsongen finns det täthetsberoende effekter, genom brist på boplatser och territorialitet. Liksom under vintern är det de unga och oerfarna individerna som drabbas av konkurrensen. Dessa faktorer innebär att en större populationsstorlek under hösten inte nödvändigtvis ger en större häckande population året efter⁸. För jaktbara arter innebär dock starka höststammar ökade möjligheter till beskattning, även om inte den häckande populationsstorleken ökar. Målsättningarna med predator kontrollen skiljer därmed delvis mellan naturvården och viltförvaltningen⁷⁻⁸.

Vidare skall man komma ihåg att det är storleken på den häckande populationen som uppskattats året efter i undersökningarna, inte den totala populationen. Fåglar som inte häckar är ofta mycket svårinventerade¹⁶⁵⁻¹⁶⁶, eftersom de sällan exponerar sig eller sjunger, och det är fullt möjligt att den totala populationsstorleken ökat även om antalet häckande par inte gjort det. Förekomsten av ickehäckande individer "buffrar" populationen mot minskningar i den totala reproduktionen, eftersom de kan ta över om häckande individer förolyckas eller misslyckas med sina häckningar. Det är också möjligt att den lokala populationen producerar ett överskott av individer som utvandrar till angränsande områden som inte omfattas av studien, dvs. att åtgärderna haft positiva effekter men på en större geografisk skala än den som undersökts. Coté & Sutherlands⁸ argument om täthetsberoende effekter kan vara relevanta för jaktbart vilt; de arter man vill gynna inom naturvården förekommer dock mer sällan i sådana tätheter att konkurrens begränsar populationsstorleken, såvida inte arten lider av stark brist på lämpligt habitat.

Fåglar har länge fascinerat människan, och är ofta praktiska studieobjekt för ekologer och populationsbiologer. Därmed finns det nästan dubbelt så många forskningsartiklar där man studerat fåglars ekologi, som det finns motsvarande artiklar om däggdjur. Detta mönster går igen även när det gäller predation och predator kontroll, och vi har bättre kunskap om effekterna på fåglar än på däggdjur. Den tillgängliga litteraturen visar dock på liknande effekter av predation hos däggdjur som för fåglar och på möjligheten att gynna bytesstammar genom predator kontroll (Ballard m. fl.⁵⁴, tabell 1 ovan). Stammar av hjortdjur svarar ofta positivt på reducerade predatorstammar, såvida tätheten på bytesdjuren inte redan är så hög att de huvudsakligen begränsas av inom- eller mellanartskonkurrens⁵⁴. Även fälthare *Lepus europeus*⁶⁷, skogshare *Lepus timidus*^{12,35} och mindre däggdjur⁶⁴⁻⁶⁵ kan gynnas genom predator kontroll. Skogsharen svarar dock inte alltid positivt¹⁰⁵ och för mindre däggdjur med populationscykler har vilken fas populationen befinner sig i betydelse för effekten⁶⁵.

Resultatens tillförlitlighet

Det är svårt och resurskrävande att genomföra experiment som på ett invändningsfritt sätt



Fig 4: För att maximera effekten av predator kontroll kombineras denna ofta med habitatförbättrande åtgärder. Bland fåglar är de markhäckande arterna ofta extra utsatta för predation. Den ruvande fasanhönan på bilden är välkamouflerad i den anlagda viltremissen.

utvärderar hypotesen att predator kontroll har positiva effekter på stammarna av bytesdjur¹⁷. I enstaka fall har man bara mätt predationen före och efter att predator kontroll genomförts, men eventuella skillnader kan då bero på andra faktorer som vädret eller ändrad markanvändning. Man skulle exempelvis kunna tänka sig att klimatförändringar leder till ökad vinteröverlevnad för bytesdjuren, vilket kan tolkas som en effekt av predator kontroll om man endast mäter populationsstorleken före och efter att man decimerat antalet predatorer. För att kunna uttala sig med någon säkerhet om effekterna inom enskilda studier måste man ha referensområden, där man inte bedriver predator kontroll. Det kan dock vara svårt att välja kvalitetsmässigt jämförbara referens- och försöksområden, som dessutom måste vara så avlägset belägna att predator kontrollen i försöksområdena inte ger effekter även i referensområdena. Mest övertygande är studier där man dels har flera jämförbara studieområden och referensområden, dels byter behandling efter halva experimentet så att man bedriver predator kontroll i de tidigare referensområdena och låter predatorer återbesätta de områden där man tidigare decimerade predatorstammarna¹. För alla typer av experiment krävs självklart att man låter dem pågå tillräckligt länge för att man skall kunna få mätbara effekter; för den optimala experimentdesignen krävs att man håller på så länge att effekten hinner försvinna och svänga åt andra hållet efter att man vänt på behandlingen. För att experimentellt studera effekterna av predator kontroll på högre ryggradsdjur på ett invändningsfritt sätt krävs avsevärda arbetsinsatser under vetenskaplig ledning under minst sex år¹. Det är därmed normalt nödvändigt att utnyttja kunskap från tidigare studier i andra områden för att fatta beslut om åtgärder och uppnå kostnadseffektivitet inom vilt- och naturförvaltningen. Även om resursbehoven är avsevärda för att forska på effekter av predator kontroll, så kan man med betydligt mindre insatser följa upp och utvärdera vilka effekter man uppnått på predatorstammar och bytespopulationer genom predator kontroll.

Coté & Sutherland⁷ fann samma mönster för sex studier man anser särskilt väldesignade, som för resterande studier av effekter på fågelpopulationer av predator kontroll: för fasan¹⁶⁸ (*Phasianus colchicus*), kragjärpe¹⁶⁹ (*Bonasa umbellus*), vissa simänder¹⁷⁰⁻¹⁷¹ (Anatinae), rapphöna¹⁷² (*Perdix perdix*), samt orre³⁵ (*Tetrao tetrix*) och tjäder³⁵ (*Tetrao urogallus*) ser man positiva effekter på populationen under innevarande år. Av de sex studierna var effekterna på den häckande populationen året efter dock bara tydliga i studien av Marcström m. fl.³⁵ på orre och tjäder enligt Coté & Sutherland⁸.

Sammantaget finns det en samstämmig bild i den vetenskapliga litteraturen av att det är möjligt att gynna bytespopulationer genom predator kontroll, även om effekterna kan ta sig olika uttryck. Det finns dock alltid en risk för att de studier som publicerats inte är ett representativt urval av alla studier som utförts. Det är hård konkurrens om att lyckas publicera vetenskapliga artiklar, och det är generellt lättare att publicera artiklar som visar på signifikanta skillnader än sådana som inte gör det. En tänkbar förklaring till mönstren skulle då vara att forskare helt enkelt haft svårare att publicera undersökningar där man inte hittat någon effekt av predator kontroll. Det är omöjligt att utesluta att denna felkälla påverkar resultaten; det finns dock flera faktorer som talar mot att effekten är stor, om den existerar. För det första så bör det finnas ett intresse för resultaten oavsett vad de visar, i och med att predator kontroll är en tänkbar åtgärd ur ett förvaltningsperspektiv och även avsaknad av en effekt är ett viktigt resultat. För det andra så skulle det vetenskapliga nyhetsvärdet idag vara klart större för en studie som visade på avsaknad av effekter, i och med att en absolut majoritet av alla publicerade studier visar på positiva effekter. För det tredje ses direkt predator kontroll som en kontroversiell åtgärd inom delar av naturvården, vilket ytterligare stärker nyhetsvärdet av studier som inte visar på gynnsamma effekter. Sammantaget gör dessa faktorer att en "publication bias" skulle förklara utfallet är högst osannolikt.

Predatorsamhällets sammansättning

Predatorer är ofta anpassade för att ta en viss storlek av byten, och det är tillgången på byten i kombination med hur svårt det är att fånga dem som bestämmer vilka arter som tas¹⁷³. Medelstora generalistpredatorer, som rovfåglar och rödräv, tar inte sällan mer specialiserade mindre predatorer som mindre rovfåglar, vesslor och hermelin¹⁷⁴. Därmed ingår mindre predatorer normalt i dieten för större predatorer, vilket gör att predationstrycket på de mindre predatorernas bytesdjur till och med kan öka om man enbart bedriver predator kontroll inriktad på de större predatorerna¹⁷⁵. För de större predatorerna ger predation på medelstora rovdjur dubbla vinster- dels får de stora predatorerna föda, dels minskar konkurrensen om andra byten. I något fall tycker man sig ha visat att predatorer aktivt verkar välja att döda konkurrenter, exempelvis när det gäller lopredation på räv¹⁷⁶, men i de flesta fall är den minskade konkurrensen troligen bara en positiv sidoeffekt av att predatorn dödar ett byte för att äta det.

Riktad jakt efter toppredatorer har i flera fall visat sig leda till att stammarna av mellanpredatorer ökar, vilket ger ökade predationstryck på småvilt. Dessa effekter kan man få som en önskad bieffekt genom att bedriva predator kontroll utan kunskap om hur predatorerna påverkar varandra (se Appendix). Exempelvis så tar vargen räv och grävling^{55,58}, lodjur tar räv¹⁷⁷, och det gör även kungsörnen (Viltskadecenter; www.viltskadecenter.se); kråkfåglar är en viktig del i duvhökens diet^{46,48}, och berguven (*Bubo bubo*) tar i sin tur duvhöksungar och konkurrerar dessutom ut duvhöken om boplatser^{67,213}. På samma sätt som man inte vet vilken effekt predatorers predation på varandra har på olika bytesdjur, är det svårt att förutsäga vilken effekt predator kontroll inriktad på en enda art får. Exempelvis har man i Australien visat att predationstrycket på små däggdjur ökade kraftigt när man reducerade stammen av rödräv, tack vare att populationen av tama och förvildade katter (*Felis silvestris*) då kunde öka⁷⁷.

När både stammarna av räv och katt reducerades ökade dock de mindre däggdjuren jämfört med stammarna i kontrollområdena utan predator kontroll. När predatorer själva utsätts för risk för predation ser man ofta en skillnad i hur de fördelar sig i landskapet; toppredatorerna anpassar sig enbart efter födotillgången, medan mellanpredatorerna även tvingas ta hänsyn till tillgången på skydd från toppredatorerna¹⁷⁸. Även detta kan påverka predationstrycken på bytesdjuren.

Man skall komma ihåg att sammansättning av vår fauna idag, och de predationstryck vi ser, är ett resultat av målinriktad kontroll av toppredatorer under flera hundra år. De predationstryck vi ser av exempelvis räv och grävling, i områden där varg och lo saknas, är med största sannolikhet högre än de hade varit om det funnits toppredatorer närvarande. Arter som tidigare var mellanpredatorerna fungerar därmed idag ofta som toppredatorer, om inte människan fyller denna roll och kontrollerar stammarna av mellanpredatorer direkt eller indirekt.

Faktorer som begränsar predator kontrollens effektivitet

Inom flera av de vetenskapliga studierna lyckades man i vissa områden inte alls decimera stammarna av en del predatorer pga. invandring av nya individer. Detta innebär att de potentiella effekterna av predator kontroll kan vara större än vad som rapporterats, men framför allt skall man vara klar över att det kan krävas avsevärda arbetsinsatser för att reducera predatorstammarna kraftigt. Kontroll av räv för att gynna storträpp har exempelvis fungerat i Ungern, där professionella jägare bedrev intensiv predator kontroll, medan motsvarande effekt inte kunnat ses i Tyskland där predator kontrollen skett under ordinarie jakt på jägarnas fritid¹⁹³.



Fig 5: Riktad jakt på toppredatorer har visat sig kunna gynna mellanpredatorer. Lodjuret är en rådjursspecialist men kan även ta räv. Om lodjuret kontrolleras innebär detta att räven kan gynnas vilket i sin tur kan leda till ökad rävpredation på rådjur.

Predatorer rör sig ofta över stora områden för att söka föda, och svarar snabbt på en ökad lokal tillgång på bytesdjur eller annan föda. Sänker man predationstrycket genom predator kontroll i ett område, och detta leder till ökad förekomst av bytesdjur, får man därför ofta ett ökat inflöde av nya predatorer. De positiva effekterna av predator kontroll försvinner därmed förhållandevis snabbt, om man inte regelbundet håller efter predatorerna. Generalistpredatorerna byter ofta bara bytesdjur om deras normalt föredragna byten minskar, medan specialisterna i betydligt större utsträckning drabbas negativt och tvingas försöka hitta områden där deras byten fortfarande förekommer¹⁸⁰. Detta gäller i synnerhet de individer som inte etablerat revir eller är en del i den reproducerande delen av populationen⁶⁶. Ofta är generalistpredatorerna inte födobegränsade, vilket däremot är fallet för specialisterna¹³.

För vissa arter verkar det som om sannolikheten att uppnå positiva effekter genom predator kontroll är mindre i minskande populationer än i stabila⁸. En trolig förklaring är att bytespopulationen minskar på grund av försämrad levnadsmiljö, där inte bara brist på skydd påverkar dem, och att man bara får positiva effekter av predator kontroll när miljön medger en positiv populationsutveckling⁸. Man får normalt inte heller påvisbara effekter av predator kontroll om bytespopulationen är så tät att den huvudsakligen begränsas av inom- och mellanartskonkurrens om föda⁵⁴. Tätheten av predatorer spelar också roll; exempelvis så visade Bolton m. fl.³³ att predator kontroll gynnade tofsvipor i områden där predatorer var vanliga, medan man inte fann någon effekt i områden där predatorer var ovanliga. Denna typ av samband kan förefalla självklara, men ofta saknar man såväl kunskap om populationsdynamiken hos arten man vill gynna som kännedom om de populationsbegränsande faktorerna. Detsamma gäller för predatorerna. Det är exempelvis ofta svårt att få en bild av hur stor den icke-reproducerande delen av populationen av predatorer är, eftersom individerna med låg ålder, status och konkurrenskraft undviker att exponera sig. Hos rovfåglar kan den icke-häckande andelen av populationen spela en stor roll för antalet häckande par, i och med de snabbt tar över revir och boplatser om det uppstår en ”lucka”⁶⁶, och även för det totala predationstrycket. Det finns dessutom ofta avsevärda skillnader i hur känsliga närbesläktade arter är för predation¹⁰ och detsamma gäller populationer av samma art i olika miljöer. Sammantaget är det ofta mycket svårt att uttala sig om hur stora effekter man kan vänta sig av predator kontroll på bytespopulationerna och predatorerna (se Appendix).

Landskapets betydelse för predationen

Den absoluta merparten av vår miljö är kraftigt påverkad av olika former av historisk och pågående markanvändning. Äldre tiders markanvändning var mycket mera varierad och småskalig, medan dagens landskap karaktäriseras av större enheter och brukas mer intensivt. Detta gäller både i skogen och i jordbrukslandskapet. Förändringarna har bland annat medfört minskad tillgång på skydd i landskapet, vilket innebär en större risk för predation för många arter¹.

På senare år har ett stort antal studier från olika länder i Europa¹⁸⁰⁻¹⁸¹, inklusive Sverige¹⁸², visat på orsakssamband mellan ändrad markanvändning och minskande biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Ökad predation är en av de faktorer som i samverkan med andra orsakat nedgångarna för fågelpopulationer¹⁴⁰. Även om predatorstammarna inte blir större kan habitatförändringar leda till ökad predation genom minst fyra olika mekanismer (omarbetade efter Evans¹⁴⁰):

1. Ökad täthet. Genom att mängden lämpligt habitat minskar ökar tätheten på potentiella byten och bon inom de föredragna biotoperna, vilket gör predatorer mer effektiva och får dem att visa starkare preferenser för dessa områden.
2. Minskat skydd. Brist på lämpligt habitat innebär ofta att en del individer häckar eller söker föda i mer utsatta miljöer än de normalt skulle göra, vilket leder till ökad risk för predation.
3. Minskad tillgång på föda. Tvingas bytesdjuren söka efter föda över större områden utsätter de sig för större risk för predation, i synnerhet om tillgång på skydd är begränsad.
4. Ändrade predatorpreferenser. Habitatförändringar kan leda till att andra, normalt föredragna, byten minskar i antal. Generalistpredatorer byter då bytesdjur, vilket leder till ökad risk för predation för dessa arter.

Dessa processer är välstuderade i jordbrukslandskapet, och det finns många exempel på hur fåglar och annat vilt missgynnats. Under senare år har exempelvis andelen höstsådda grödor ökat, vilket är negativt för de fåglar som behöver en lägre och mindre tät vegetation för sin häckning. Sånglärkan, *Alauda arvensis*, har minskat till följd av den ändrade markanvändningen och är idag rödlistad; arten utnyttjar i större utsträckning än tidigare trädor, istället för fält med stråsäd¹⁸³. Ökade tätheter av lärkor och andra markhäckare i trädorna gör dock att dessa områden i större utsträckning genomsöks av predatorer, vilket gjort att predationen ökat. Idag bryts trädorna på grund av ändrad jordbrukspolitik, och även denna fristad för de markhäckande fåglarna minskar. Lärkorna häckar också i hjulspår och osådda remsor i höstsådda grödor. De utsätts dock där för hårt predationstryck; predatorerna följer gärna dessa linjer i landskapet, och bona upptäcks lätt⁷⁰. Tillgången på insekter är liten i dagens intensiva jordbruk, där man odlar stora enheter och använder insekticider; borymmade ungar tvingas därmed exponera sig för predatorer för att hitta tillräckligt med föda, exempelvis hos fasan¹⁸⁴. Betesmarkerna hävdas ofta inte längre alls, alternativt betas de mycket hårt; detta leder också till en lägre mångfald och mindre biomassa bland insekter^{31-32,185-186} och därmed mindre föda för fåglarna. Ändrad markanvändning har också medfört svagare stammar av sorkar och möss i jordbrukslandskapet, vilket gör att predatorer i ökad utsträckning inriktar sig på annat vilt¹⁸⁷.



Fig 6: Markanvändningen har stor betydelse för vilken inverkan predationen har på bytesdjurens stammar - inte minst i jordbrukslandskapet där skyddande vegetation helt kan saknas.

Öppna landskap, med brist på skydd, ökar förutsättningarna för predatorer som söker efter killingar och kalvar av de hjorddjur som förlitar sig på att gömma sig under den första levnadstiden¹⁸⁸⁻¹⁸⁹. Skapande av skydd är därmed en viktig viltvårdsåtgärd, och predatorkontroll kommer att ge större effekter i områden där tillgången till skydd är dålig. Förekomsten av skydd är även viktig för häckande fåglar. Bopredation från kråkfåglar är högre i öppna landskap med begränsad tillgång på skydd²⁰, och detsamma gäller produktionsskog där man genom röjning och underröjning skapar en enskiktad skog utan buskskikt²¹.

Flera studier drar slutsatsen att det kommer att vara mer kostnadseffektivt att utföra habitatförbättrande åtgärder än att bedriva predatorkontroll. Detta har föreslagits gälla för änder¹⁹⁰, antiloper¹⁵⁰ och hönsfåglar¹⁵²⁻¹⁵³. Andra studier har dock visat att man kan uppnå mer gynnsam populationsutveckling genom att kombinera habitatförbättrande åtgärder med predatorkontroll för änder¹⁵¹, hönsfåglar^{37-39,68,71} och sånglärka⁷⁰. Schroeder & Baydack⁹⁸ poängterar att när det lämpliga habitatet fragmenteras blir direkt predatorkontroll ett alltmer viktigt komplement till habitatförbättrande åtgärder. Sammantaget kommer det inte sällan att vara mer kostnadseffektivt att förbättra habitatet än att bedriva predatorkontroll när resurserna är begränsade, men kombinationer av båda åtgärderna medför störst sannolikhet att man får en positiv utveckling för bytespopulationerna.

Markanvändningen skapar grundförutsättningarna för mångfalden och för viltet, både när det gäller skydd och föda, och sätter därmed begränsningar samtidigt som den skapar möjligheter⁶. Genom att ha viltets behov i åtanke när man planerar sin markanvändning kan man såväl minska behovet av direkt predatorkontroll som av stödutfodring. Oavsett om man överväger direkt och indirekt predatorkontroll för att gynna en hotad art, eller en stam av jaktbart vilt, så kommer man i flertalet fall tvingas ta ställning till vad som är lämpliga åtgärder i en miljö som påverkas av mänskliga aktiviteter. Detta kan begränsa möjligheterna att utföra olika åtgärder, exempelvis kan skapande av skydd stå i konflikt med produktionsintressen inom jord- och skogsbruk.

Predatorkontroll inom viltförvaltningen

Ur ett viltförvaltningsperspektiv är eventuella positiva effekter på populationsstorleken efter häckningssäsongen viktiga i sig, eftersom de medger en större beskattning av populationen, även om man inte skulle ha kvar några positiva effekter av predatorkontrollen vid följande års reproduktion⁷⁻⁸. Självklart eftersträvas dock att genom viltvård så långt möjligt skapa livskraftiga populationer av jaktbart vilt som är långsiktigt stabila och möjliga att beskatta utan intensiv predatorkontroll. För att uppnå detta är det viktigt att skapa och bibehålla ett varierat landskap, med god tillgång till föda i anslutning till skydd⁶.

Man strävar ofta inom viltförvaltningen efter att beskattning av viltstammar skall ha kompensatorisk inverkan på den totala dödligheten, dvs. att dödligheten av andra orsaker minskar när populationsstorleken reduceras genom beskattning. Så är ofta fallet exempelvis då det råder populationsreglerande konkurrens om födan. En sund förvaltningsstrategi för att uppnå detta är att beskatta stammen under hösten och lägga signifikanta delar av uttaget på de individer som löper störst risk att drabbas negativt av konkurrens. Önskar man istället decimera stammen varaktigt, som vid predatorkontroll, är det mest effektivt om man lyckas uppnå att populationsminskningen genom predatorkontroll är additiv till annan dödlighet¹. Störst effekt uppnås om man bedriver predatorkontrollen strax före och under reproduktionen, då predatorerna i de flesta fall är territoriella, spridningen är liten och det mesta av konkurrensen redan skett. Därmed decimeras predatorpopulationen både genom konkurrens och predatorkontroll, och sannolikheten att nya individer snabbt ersätter dem som tagits bort minskar. För många bytesdjur är dessutom predation under reproduktionstiden en viktig populationsbegränsande faktor. Detta gäller exempelvis bopredation hos fåglar^{7-8,163-191}, rävpredation på rådjurskillingar⁷²⁻¹⁸⁹ och björnpredation på älgkalvar⁶¹. Har man begränsade resurser för predatorkontroll bör dessa följaktligen sättas in så sent som möjligt innan reproduktionssäsongen, för att maximera effekten av åtgärden. Här finns dock viktiga etiska hänsyn att ta, i och med att predatorerna ofta reproducerar sig samtidigt som bytesdjuren och själva har ungar.

Två predatorer står i särklass när det gäller att begränsa svenska viltstammar: rödräv och kråka (se ovan). Räven är en av världens mest effektiva generalistpredatorer, med en bred diet som gör det möjligt för den att leva såväl i arktiska miljöer som i halvtorr öken¹⁷⁴. Predation av rödräv kan stå för upp till 80-90 % av dödligheten hos unga rådjurskillingar, och på Ekenäs i Södermanland har man sett att räven i genomsnitt tar ungefär 40 % av killingarna⁷². Även om predationen kan vara lägre i andra områden, så kvarstår faktum att predation från rödräv är en mycket viktig dödsorsak för unga rådjur¹⁰⁸. Minskar förekomsten av räv, exempelvis genom rävsjakt^{12,72}, eller predatorkontroll¹⁹², så minskar predationstrycket för att åter öka när rävstammen återhämtar sig. Rådjursstammen i Sverige begränsas i de flesta fall definitivt av predation snarare än tillgång på föda, och man kan generellt förvänta sig att framgångsrik predatorkontroll inriktad på räv ger starkare stammar av rådjur och möjligheter till högre beskattning⁷². Räven begränsar dessutom hare, skogs- och fälthöns samt andra markhäckande fåglar^{12,19,33,35,37,39,172}.

Det kan dock vara svårt och arbetskrävande att effektivt kontrollera förekomsten av rödräv^{34,147,193}; även om man lyckas är dessutom effekterna ofta lokala¹⁹⁴ och relativt kortvariga⁴². För att få någon effekt krävs det också att man bedriver predatorkontroll inom tillräckligt stora områden⁹¹. Det är svårt, eller omöjligt, att ge en tumregel om hur stora områden som behöver kontrolleras, eftersom det beror på förekomsten av olika bytesdjur och alternativ föda, landskapets sammansättning, tillgången till gryt, jakttryck på angränsande marker,



Fig 7: Grävling och räv är konkurrenter om både gryt och föda. Predatorkontroll av grävling har i brittiska studier visat sig gynna räven vilket ger ett ökat predationstryck på vissa av bytesdjuren. Vill man minska predationstrycket på dessa bytesdjur är det därför viktigt att bägge predatorerna kontrolleras. Fällfångst är ofta en effektiv metod för kontroll av grävlingar.

predationstryck från andra predatorer, hur framgångsrik den egna predatorkontrollen är och så vidare. I Frankrike har man visat att man inte fick några effekter på predationen på fasaner när man kontrollerade räv i områden på 10 km², medan man däremot fick effekter när områdena var 40 km². Detta antyder att invandringen av rävar från angränsande områden kompenserar för predatorkontrollen, vilket man även visat i andra studier⁴². Oavsett de exakta siffrorna står det klart att man för att långsiktigt gynna viltet genom predatorkontroll av räv måste bedriva regelbunden jakt över betydligt större områden än enskilda jägare eller jaktlag normalt förfogar över, åtminstone i södra och mellersta Sverige. Så sker dock också i viss utsträckning, i och med att många jaktlag prioriterar avskjutning av räv även vid annan jakt. Man bedriver därmed ett uttalat samarbete om predatorkontroll över mycket stora ytor, även om intensiteten på predatorkontrollen ofta troligen är för låg för att ge stora effekter på viltet.

Liksom hos många andra predatorer finns det ofta en stor andel unga rävar i populationen. Normalt undertrycker alfahonorna reproduktionen hos dessa, tills de uppnått tillräcklig ålder och status för att hävda sig. Det kan därmed vara klokt att inrikta predatorkontrollen på unga individer, åtminstone initialt, eftersom man riskerar att få ökad reproduktion om man tar bort de gamla alfaindividerna^{42,195-196}. Räven konkurrerar med grävlingen om tillgång till gryt, även om det förekommer att de utnyttjar samma gryt samtidigt. De konkurrerar dessutom om föda, och grävlingen är dominant över räven i konkurrenssituationer¹⁹⁷. Riktad predatorkontroll på grävling i England har visat sig kunna resultera i dubbelt så starka rävstammar, och därmed högre predationstryck på deras bytesdjur¹⁹⁸. Vill man reducera predationstrycket genom att jaga grävling är det följaktligen viktigt att även jaga räv. Även mård har visat sig snabbt svara positivt när andra predatorer minskar, exempelvis när rävpopulationen kraschade på grund av rävsjakt¹² och när man bedrivit predatorkontroll inriktad på kråka³⁴.



Fig 8: Kråkan har i egenskap av effektiv boplundrare länge varit föremål för predator kontroll inom viltförvaltningen. Kråkan kan kontrolleras genom konventionell jakt, men effektiviteten blir klart större om man kompletterar med fällfångst.

Kråkan är i första hand ett hot mot häckande fåglar, men kan även påverka stammarna av hare. Genom att det framför allt handlar om predation på ägg och ungar är det förekomsten av kråkor under maj-juni som är mest intressant. Kråkan är revirhävande, och de erfarna revirkråkorna står ofta för huvuddelen av predationen inom reviren. Ungkråkorna håller ofta ihop i grupper, och håller sig borta från de revirhävande fåglarna²⁰⁰. Kråkan kan dock flyga långt för att finna föda, och är inte begränsad till att söka föda inom sitt revir. Just innan och under kråkans häckningssäsong är spridningen begränsad; i och med att detta sammanfaller med bytesdjurens reproduktion ger predator kontroll under denna tid störst effekter^{37,172}. Tidigare flyttade de flesta svenska, finska och norska kråkorna¹⁹⁹⁻²⁰⁰, men på senare år har en allt större andel av de Skandinaviska kråkorna övergått till att vara stannfåglar²⁰¹. Fortfarande sker dock avsevärda flyttrörelser, och man kan inte räkna med några lokala effekter av predator kontroll inriktad på sträckande kråka under höst och tidig vår. Störst effekter fås av predator kontroll riktad mot revirhävande par så nära reproduktionen som möjligt, eftersom reviren ofta inte återbesätts förrän efter häckningen. Även jakt och fångst under sensommar, tidig höst och under vintern reducerar dock numera det lokala beståndet i södra och mellersta Sverige.

Ett välstuderat exempel på viltförvaltning, där man försöker minska förekomsten av predatorer indirekt genom att ändra habitatet, är de brittiska riphedarna¹⁷⁹. Av tradition bränner man hedarna fläckvis för att gynna moripan, *Lagopus lagopus scoticus*; därmed skapas en varierad vegetation, där det både finns nya skott av ljunng, *Calluna vulgaris*, som föda för riporna och högre ljunng som erbjuder skydd¹¹⁰. På huvuddelen av riphedarna bedrivs även aktiv predator kontroll genom yrkesjägares försorg. Det är framför allt rödräv och kråka som kontrolleras

genom jakt eller fällfångst; på hedarna finns dock även blå kärrhök, *Circus cyaneus*, som tar en del moripor, vilket lett till konflikter mellan viltförvaltning och naturvård¹¹⁰. Viktigare bytesdjur för blåhöken är dock ängspiplärka¹⁷⁹, *Anthus pratensis*, och ängssork²⁰², *Clethrionomus glareolus*, som är vanligt förekommande på hedarna i områden med större inslag av gräs. Genom bränning och svagt till medelhårt betestrycket får man mindre inslag av gräs, vilket missgynnar ängspiplärka och ängssork. Detta gör att färre blåhökar etablerar sig¹⁷⁹. Mindre hårt bete ger dessutom större tillgång på skydd och insekter, vilket gynnar både moripa och orre¹¹¹.

Det är följaktligen möjligt att styra den blå kärrhökens etablering bort från riphedarna, genom att skapa mindre lämpligt habitat för deras viktigaste bytesdjur¹⁷⁹. Ändrar man habitatet genom att anpassa markanvändningen får man dock självklart även andra effekter. Minskad bytestillgång kan komma att leda till att även rödräv och hermeliner missgynnas och byter områden, vilket är positivt ur predationssynpunkt. Samtidigt finns det en risk att de predatorer som trots allt finns kvar byter bytesdjur, och ökar andelen moripa i sin kost. Dessutom är den blå kärrhöken skyddsvärd i sig och man kan även få negativa effekter på exempelvis jorduggla, som också utnyttjar samma miljö. Jämför man ljunghedar där heltidsanställda yrkesjägare aktivt försöker gynna moripan genom bränning och predator kontroll med andra ljunghedar, så är moripa, ljungpipare, storspov och tofsvipa vanligare på riphedarna. Ängspiplärka, sånglärka, buskskvätta och kråka är istället vanligare på de hedarna som inte brukas som riphedar¹¹⁰. Man har också visat att man kan sänka predationstrycket på moripa från blå kärrhök kraftigt genom stödutfodring av blåhökarna²⁰³. Exemplet med de skotska riphedarna visar samtidigt på vilka komplexa effekter olika former av markanvändning och åtgärder kan få, som på vad man kan uppnå om man förstår systemet och vilka effekter olika åtgärder ger.

Predator kontroll inom naturvården

Predation begränsar inte sällan populationsutvecklingen för hotade arter, och predator kontroll är därmed en av de potentiella naturvårdsåtgärder som står till buds inom bevarandearbetet. Metodmässigt sett finns det ingen skillnad mellan predator kontroll som utförs inom viltförvaltningen, dvs. med mål att skapa större beskattningsbara populationer, och predator kontroll som bedrivs för att gynna en hotad art. För små och fragmenterade populationer, där varje individ potentiellt är viktig för populationsutvecklingen och den genetiska variationen, kan dock även "normala" predationstryck vara ödesdigra. Biologiskt sett finns det därmed minst lika starka skäl för att använda predator kontroll som åtgärd inom bevarandearbetet som inom viltförvaltningen.

Vi har i Sverige ett motsvarande exempel till situationen i den Nya Världen, genom den introducerade amerikanska minken. Man har redan på ett tidigt stadium konstaterat att minkar som rymt eller släppts ut från pälsfarmer har negativa effekter på vår inhemska fauna, framför allt i skärgården. Den biologiska mångfalden i skärgården har dock även påverkats av övergödning, miljögifter och klimatförändringen. Vilken betydelse en introducerad predator haft för nedgångar i viltstammarna är därmed omöjligt att säga utan att göra kontrollerade experiment, där man reducerar minken i vissa områden och under en längre tid jämför faunan med andra områden där minken inte utsatts för predator kontroll. Flera sådana undersökningar visar på starkt negativa effekter, dels på markhäckande fåglar²⁰⁴⁻²⁰⁷ dels på groddjur²⁰⁸. Populationsdynamiken och spridningsförmågan hos smågnagare påverkas också av minken²⁰⁹.

Utanför Upplandskusten har ett storskaligt experiment genomförts i Upplandsstiftelsen regi, där man under 1998-2006 jämfört sjöfågelhäckningen i områden med och utan mink kontroll²¹⁰. Genom predator kontroll har man uppnått signifikant positiva effekter på antalet häckande vitkindade gäss (*Branta leucopsis*), gravänder (*Tadorna tadorna*), gräsänder (*Anas platyrhynchos*), skedänder (*Anas clypeata*), viggår (*Aythya fuligula*), svärter (*Melanitta fusca*), småskrakar (*Mergus serrator*), större strandpipare (*Charadrius hiaticula*), rödbenor (*Tringa totanus*), roskarlar (*Arenaria interpres*), labbar (*Stercorarius parasiticus*), fiskmåsar (*Larus canus*), fisktärnor (*Sterna hirundo*) silvertärnor (*Sterna paradisaea*) och tobisgrisslor (*Cepphus grylle*). Effekterna på drillsnäppa (*Actitis hypoleucos*) och den rödlistade sydliga kärrsnäppan (*Calidris alpina schinzii*) var nästan signifikanta, och Sveriges största koloni av skrântärna (*Hydroprogne caspia*) har ökat från c:a 80 par till 200²¹⁰. Samtidigt fann man dock inga signifikanta ökning för knölsvan (*Cygnus olor*), grågås (*Anser anser*), kricka (*Anser creca*), ejder (*Somateria mollissima*), knipa (*Bucephala clangula*), storskrake (*Mergus merganser*), strandkata (*Haematopus ostralegus*), havstrut, silltrut (*Larus fuscus*), gråtrut och skratmås. Resultaten visar följaktligen att vissa arter begränsas av minkpredation, och därmed kan gynnas genom predator kontroll, medan andra inte gör det. Totalt sett gynnas dock mångfalden av häckande fågelarter tydligt av predator kontrollen; det är dessutom möjligt att de arter som idag inte påverkas framgent kan bli viktiga byten om minken reducerar stammarna av de idag föredragna arterna. Populationsmodeller för skrântärnan visar att en populationsnedgång är oundviklig och utdöenderisken är påtaglig om mink kontroll inte bedrivs, medan utdöenderisken med mink kontroll på dagens nivå är försumbar²¹⁴. Spridningen av mink är dock stor, och det krävs regelbundna insatser för att decimera minkstammen²¹⁰.

Direkt predator kontroll ger som vi sett i kunskapsöversikten i de allra flesta fall positiva effekter på bytespopulationerna, precis som habitatförbättrande åtgärder. Effekterna är ofta additiva, dvs. om man kombinerar båda typerna av åtgärder läggs effekterna samman och

populationerna gynnas mer än om man bara utfört en av åtgärderna. Frågan om man skall kombinera habitatförbättrande åtgärder med predator kontroll är ett gott exempel på den inom naturvården ofta omhuldade, men inte sällan missförstådda, "försiktighetsprincipen": vill man maximera sannolikheten att gynna en art bör man både förbättra habitatet och kontrollera predatorerna, eftersom man inte vet om det räcker med eventuella positiva effekter från den ena åtgärden. Detta är särskilt relevant om det tar tid innan habitatförbättrande åtgärder verkligen avspeglas i förbättrat habitat i form av ökad tillgång på skydd för bytesdjuren.

Idag styr predatorernas bevarandestatus huruvida man får bedriva predator kontroll. De arter som kontrolleras lagligt i Nordeuropa är i normalfallet framgångsrika, vanligt förekommande och har inte sällan en positiv populationsutveckling¹, även om olaglig predator kontroll tveklöst fortfarande är ett problem för naturvården. Frågan om man skall tillgripa predator kontroll som åtgärd för att gynna hotade bytesarter blir betydligt mer problematisk när predatorn är en hotad eller skyddad art. Är både bytesdjuren och predatorerna hotade tvingas man göra en avvägning, där valet av åtgärder bestäms av hur hotbilden ser ut för arterna, vilka effekter man kan förvänta sig och hur skydden för de olika arterna ser ut. Vi har sett ovan (se Appendix) att det kan vara mycket svårt att förutsäga vilka effekter olika åtgärder får. Det är därför viktigt att man sätter upp en plan^{1,144,146} och kontinuerligt följer upp populationerna av bytesdjur och predatorer, samt vilka effekter åtgärderna får, så att man kan revidera sina planer både vad gäller inriktning och omfattning. Detta gäller i synnerhet om man vill gynna en hotad art, som per definition endast förekommer i svaga eller fragmenterade populationer.



Fig 9: Kärrsnäppa av den sydliga rasen Schinzii häckar på strandängar och är idag hotad i Sverige. Predation av ägg och ungar är en betydande del av hotbilden för den sista spillran av stammen. Försök görs idag att med hjälp av predator kontroll förhindra att denna fågel försvinner från den svenska faunan.

Hur bör man se på predatorkontroll?

– författarens reflektioner.

Predatorkontroll av inhemska predatorer för att gynna hotade arter bedrivs i viss utsträckning inom naturvården i Sverige, exempelvis jagar man rödrev för att gynna fjällräv, *Alopex lagopus*, och kråka för att gynna strandängsfåglar på Öland. Det förekommer också skydds-jakt för att gynna hotade arter, dvs. predatorkontroll av arter utanför ordinarie jakttid eller av arter som är helt fridlysta. Predatorkontroll är dock en kontroversiell åtgärd i vissa kretsar, där man anser att det är problematiskt att kontrollera en inhemsk art för att gynna en annan. Detta avgörande är etiskt till sin natur, men frågan är betydligt bredare än som kanske först inses. Syftet är detsamma oavsett om man väljer att missgynna en predator indirekt, genom att ändra habitat, eller direkt genom jakt: målet är att reducera en inhemsk population för att gynna en annan och endast metoderna för att nå målet skiljer sig åt. Det finns inte heller några garantier för att de indirekta metoderna är oproblematiske ur ett etiskt perspektiv, exempelvis om ungar till en missgynnad predator svälter.

Det är av central betydelse att skilja mellan etiska och biologiska frågor, och även mellan ultimata (vad/varför?) och proximata (hur?) frågor, vid olika typer av ställningstaganden. Praktiskt taget all vår omgivning påverkas på ett eller annat sätt av vår markanvändning och andra mänskliga verksamheter. Vi påverkar därmed den biologiska mångfalden runt omkring oss genom våra olika aktiviteter, och att argumentera mot predatorkontroll med att "naturen skall få sköta sig själv" har mycket liten relevans i Sverige eftersom så ändå inte sker. Man skall dessutom komma ihåg att vi troligen skapat historiskt sett mycket höga predationstryck från mellanpredatorer, genom att vi samtidigt utövat intensiv kontroll av toppredatorer och skapat ett allt mindre varierat landskap med brist på skydd genom ändrad markanvändning. Rätt använd är predatorkontroll ett kraftfullt komplement till andra vilt- och naturvårdsåtgärder inom viltförvaltningen och naturvårdsarbetet.

Tack

Staffan Roos och Martin Amcoff för att jag fick tillgång till opublicerade data från Upplandsstiftelsens minkstudie vid Upplandskusten.

Referenser

1. Reynolds, J. C. & S. C. Tapper. 1996. Control of mammalian predators in game management and conservation. *Mammal Review* 26: 127-155.
2. Ericsson, G. 2005. Människan – ett accepterat rovdjur? I Viltvård, älgar och jaktturism: Tvärvetenskapliga perspektiv på jakt och vilt i Sverige 1830-2000, red. S. Åkerberg, Hållbarhetsrådet, Umeå.
3. Dannenfeldt, K. H. 1982. The control of vertebrate pests in Renaissance agriculture. *Agricultural History* 56: 542-559.
4. Brusewitz, G. 1993. Från medeltid till nutid. I Sverige, jakten och EG (red. R. Bergström, H. Hult & U. Nilsson). Svenska Jägareförbundet, Uppsala.
5. Myrberget, S. 1990. Wildlife management in Europe outside the Soviet Union. *Norsk Institut for Naturforskning Utredning* 18: 1-47.
6. Widemo, F. Viltvård för rikare landskap. I "Viltvård". Jägareförbundet, Öster Malma. Under tryckning.
7. Coté, I. M. & W. J. Sutherland. 1995. The scientific basis for predation control for bird conservation. *Research Report* 144. English Nature, Peterborough, United Kingdom.
8. Coté, I. M. & W. J. Sutherland. 1997. The effectiveness of removing Predators to Protect Bird Populations. *Conservation Biology* 11: 395-405.
9. Sinclair, A. R. E., Pech, R. P., Dickman, C. R., Hik, D., Mahon, P. & A. E. Newsome. 1998. Predicting the effects of predation on conservation of endangered prey. *Conservation Biology* 12: 564-575.
10. Dowding, J. E. & E. C. Murphy. 2001. The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: A conservation perspective. *Biological Conservation* 99: 47-64.
11. Ormerod, S. J. 2002. Applied issues with predators and predation: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 39: 181-188.
12. Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P. A., Martinsson, B. B., Sköld, K. & J. E. Swenson. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation and prey populations. *Ecology* 75: 1042-1049.
13. Newton, I. 2003. The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: a brief review of the evidence. I *Birds of prey in a changing environment* (Red. D.B.A Thompson, S.M. Redpath, A.H. Fielding, M. Marquiss & C.A. Galbraith). Edinburgh, UK; Scottish Natural Heritage.
14. Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Manosa, S., Redpath, S. M., Thirgood, S. & J. Vinuela. 2005. Birds of prey as limiting factors of game bird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80: 171-203.
15. O'Connor, R. J. 1991. Long term bird population studies in the US. *Ibis* 133, Supplement 1: 30-48.
16. Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897-913.
17. Macdonald, D. W., Mace, G. M., & G. R. Barretto. 1999. The effects of predators on fragmented prey populations: A case study for the conservation of endangered prey. *Journal of Zoology* 247: 487-506.
18. Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
19. Söderström, B., Pärt, T. & J. Rydén. 1998. Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117:108-118.
20. Roos, S. 2002. Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133: 608-615.
21. Eggers, S., Griesser, M., Andersson, T. & J. Ekman. 2005. Nest predation and habitat change interact to influence Siberian jay numbers. *Oikos* 111: 150-158.

22. Lindström, Å. & S. Svensson. 2006. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006. Svensk häckfågeltaxering. <http://www.biol.lu.se/zooekologi/birdmonitoring/PDF-files/Arsrapportfor2006kf.pdf>
23. Svensson, S., Svensson, M. & M. Tjernberg. 1999. Svensk fågelatlas. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
24. Wallander, J., Isaksson, D. & T. Lenberg. 2006. Wader nest distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biological Conservation* 132: 343-350.
25. Eggers, S., Griesser, M., Nystrand, M. & J. Ekman. 2006. Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings of the Royal Society London B*. 273: 701-706.
26. Guillemette, M. & P. Brousseau. 2001. Does culling predatory gulls enhance the productivity of breeding common terns? *Journal of Applied Ecology* 38: 1-8.
27. Götmark, F. & M. Ahlund. 1988. New predation and nest site selection among eiders *Somateria mollissima*: the influence of gulls. *Ibis* 130: 111-123. & Ahlund, 1988.
28. Götmark, F. 1989. Costs and benefits to eiders nesting in gull colonies: a field experiment. *Ornis Scandinavica* 20: 283-288.
29. Väänänen. 2000. Predation risk associated with nesting in gull colonies by two *Aythya* species: observations and an experimental test. *Journal of Avian Biology* 31: 31-35.
30. Widemo, F. 2006. Bristanalys över rödlistade fågelarter knutna till våtmarker i odlingslandskapet. Beslutsunderlag. Jordbruksverket.
31. Thuman, K. 2003. Female reproductive strategies in the ruff (*Philomachus pugnax*). Doktorsavhandling, Uppsala universitet.
32. Thuman, K., Widemo, F. & L. Borg. Nest predation and nestling mortality in the Ruff, *Philomachus pugnax*. Manuskript.
33. Bolton, M., Tyler, G., Smith, K. & R. Bamford. 2007. The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44: 534-544.
34. Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., Moss, R. & D. Baines. 2004. An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology* 41: 513-525.
35. Marcström, V., Kenward, R. E. & E. Engren. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles- an experimental study. *Journal of Animal Ecology* 57: 859-872.
36. Reynolds, J. C., Angelstam, P. & S. Redpath. 1988. Predators, their ecology and impact on gamebird populations. I Hudson, P. J. & M. R. W. Rands (red.) *Ecology and management of gamebirds*. BSP Professional Books, Oxford.
37. Tapper, S. C., Potts, G. R. & M. H. Brockless. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 965-978.
38. Kauhala, K., Helle, P. & E. Helle. 2000. Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography* 23: 161-168.
39. Farago, S. 2001. Dynamics of a Grey Partridge (*Perdix perdix*) population in western Hungary: Effect of a management plan. *Game and Wildlife Science* 18: 425-441.
40. Tannerfelt, M., Elmhagen, B. & A. Angerbjörn. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia* 132: 213-220.
41. Flodin, L. Å., Larsson M. & R. Ottvall. 2007. Åtgärdsprogram för bevarande av sydlig kärrsnäppa. Naturvårdsverket, Stockholm.
42. Harding, E. K., Doak, D. F. & J. D. Albertson. 2001. Evaluating the Effectiveness of Predator Control: the Non-Native Red Fox as a Case Study. *Conservation Biology* 15: 1114-1122.
43. Storch, I., Lindström, E. & J. de Jonge. 1990. Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriologica* 35: 311-320.
44. Hounscome, T. & R. Delahay. 2005. Birds in the diet of the Eurasian badger *Meles meles*: a review and a meta analysis. *Mammal Review* 35: 199-209.
45. Erlinge, S., Frylestam, B., Göransson, G. Högstedt, G. Liberg, O., Loman, J., Nilsson, I. N., von Schantz, T. & M. Sylvén. 1984. Predation on brown hare and ring necked pheasant populations in southern Sweden. *Holarctic Ecology* 7: 300-304.
46. Kenward, R. E., 2006. *The Goshawk*. T. & A. D. Poyser, London.
47. Kenward, R. E., Marcström, V. & M. Karlbom. 1981. Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *Journal of Wildlife Management* 45: 397-408.
48. Tornberg, R. 2000. Effects of changing landscape structure on the predator-prey interaction between goshawk and grouse. Doktorsavhandling, Universitetet i Oulu, Finland.
49. Widén, P. 1987. Goshawk predation during winter spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology* 10: 104-109.
50. Nyström, J., Ekenstedt, J., Engström, J. & A. Angerbjörn. 2005. Gyr Falcons, ptarmigan and microtine rodents in northern Sweden. *Ibis* 147: 587-597.
51. Nyström, J., Dalén, L., Hellström, P., Ekenstedt, J., Angleby, H. & A. Angerbjörn. 2006. Effect of local prey availability on gyrfalcon diet: DNA analysis on ptarmigan remains at nest sites. *Journal of Zoology* 269: 57-64.
52. Nielsen, O. K. 1999. Gyrfalcon predation on ptarmigan: numerical and functional responses. *Journal of Animal Ecology* 68: 1034-1050.
53. Nyström, J., Ekenstedt, J., Angerbjörn, A., Thulin, L., Hellström, P. & L. Dalén. 2006. Golden eagles on the Swedish tundra- diet and breeding success in relation to prey fluctuations. *Ornis Fennica* 83: 145-152.
54. Ballard, W. B. D., Lutz, D., Keegan, T. W., Carpenter, L. H. & J. C. De Vos Jr. 2001. Deer-predator relationships: a review of recent North American studies with emphasis on mule and black-tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 29: 99-115.
55. Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Theuerkauf, J., Jedrzejewska, B., Selva, N., Zub, K. & L. Szymura. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża primeval forest (Poland). *Ecology* 83: 1341-1356.
56. Sand, H. Liberg, O., Ahlqvist, P. & P. Wabaken. 2004. Vilken inverkan har vargen på älgstammen? Vilt och landskap i förändring. Skogsvilt III. Grimsö forskningsstation, SLU, Riddarhyttan.
57. Gade-Jørgensen, I. & R. Stagegaard. 2000. Diet composition of wolves *Canis lupus* in east-central Finland. *Acta Theriologica* 45: 537-547.
58. Olsson, O., Wirtberg, J., Andersson, M. & I. Wirtberg. 1997. Wolf *Canis lupus* predation on moose *Alces alces* and roe deer *Capreolus capreolus* in south-central Scandinavia. *Wildlife-Biology* 3: 13-25.
59. Sidorovich, V., Tikhomirova, L. L. & B. Jedrzejewska. 2003. Wolf *Canis lupus* numbers, diet and damage to livestock in relation to hunting and ungulate abundance in north-eastern Belarus during 1990-2000. *Wildlife Biology* 9: 103-111.
60. Odden, J., Linnell, J. D. C. & R. Andersen. 2006. Diet of Eurasian lynx, *Lynx lynx*, in the boreal forest of south-eastern Norway: the relative importance of livestock and hares at low roe deer density. *European Journal of Wildlife Research* 52: 237-244.
61. Swenson, J. E., Dahle, B., Busk, H., Opseth, O., Johansen, T., Söderberg, A., Wallin, K. & G. Cederlund. 2007. Predation on Moose Calves by European Brown Bears. *Journal of Wildlife Management* 71: 1993-1997.
62. Hanski, I., Hansson, L. & H. Henttonen. 1991. Specialist predators generalist predators and the microtine rodent cycle. *Journal of Animal Ecology* 60: 353-368.
63. Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E. Oksanen, L. & P. Turchin. 2001. Small rodent dynamics and predation. *Ecology* 82: 1505-1520.
64. Ekerholm, P., Oksanen, L., Oksanen, T. & M. Schneider. 2004. The impact of short term predator removal on

- vole dynamics in an arctic-alpine landscape. *Oikos* 106: 457-468.
65. Korpimäki, E., Oksanen, L., Oksanen, T., Klemola, T., Norrdahl, K. & P. Banks. 2005. Vole cycles and predation in temperate and boreal zones of Europe. *Journal of Animal Ecology* 74: 1150-1159.
 66. Rutz, C. & R. B. Bijlsma. 2006. Food limitation in a generalist predator. *Proc. R. Soc. B.* 273: 2069-2076.
 67. Rutz, C., Bijlsma, R. G., Marquiss, M. & R. Kenward. 2006. Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: A review with case studies. *Studies in Avian Biology* 31: 158-197.
 68. Farago, S. 1998. Habitat improvement of Hungarian partridge populations (*Perdix perdix*): The Hungarian Partridge Conservation Program (HPCP). *Gibier Faune Savage* 15: 145-156.
 69. Farago, S., Giczi, F. & H. Wurm. 2001. Management for the great bustard (*Otis tarda*) in western Hungary. *Game and Wildlife Science* 18: 171-181.
 70. Donald, P. F., Evans, A. D., Muirhead, L. B., Buckingham, D. L. Kirby, W. B. & S. I. A. Schmidt. 2002. Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652-664.
 71. Draycott, R. A. H., Pock, K. & J. P. Carrol. 2002. Sustainable management of a wild pheasant population in Austria. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48: 346-353.
 72. Jarnemo, A. & O. Liberg. 2005. Red fox removal and roe deer fawn survival- a 14 year study. *Journal of Wildlife Management* 69: 1090-1098.
 73. Reddiex, B., Hickling, G. J., Norbury, G. & C. M. Frampton. Effects of predation and rabbit haemorrhagic disease on population dynamics of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in North Canterbury, New Zealand. *Wildlife Research* 29: 627-633.
 74. Trout, R. C., Langton, S., Smith, G. C. & R. H. Haines-Young. 2000. Factors affecting the abundance of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in England and Wales. *Journal of Zoology* 252: 227-238.
 75. Byrom, A. E., Karels, T. J., Krebs, C. J. & R. Bonstra. 2000. Experimental manipulation of predation and food supply of arctic ground squirrels in the boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1309-1319.
 76. Banks, P. B., Newsome, A. E. & C. R. Dickman. 2000. Predation by red foxes limits recruitment in populations of eastern grey kangaroos. *Austral Ecology* 25: 283-291.
 77. Risbey, D. A., Calver, M. C., Short, J., Bradley, J. S. & I. W. Wright. 2000. The impact of cats and foxes on the small vertebrate fauna of Heirisson Prong, Western Australia. II. A field experiment. *Wildlife Research* 27: 223-235.
 78. Banks, P. B. 1999. Predation by introduced foxes on native bush rats in Australia: Do foxes take the doomed surplus? *Journal of Applied Ecology* 36: 1063-1071.
 79. Banks, P. B., Hume, I. D. & O. Crowe. 1999. Behavioural, morphological and dietary response of rabbits to predation risk from foxes. *Oikos* 85: 247-256.
 80. Banks, P. B., Dickman, C. R. & A. E. Newsome. 1998. Ecological costs of feral predator control: Foxes and rabbits. *Journal of Wildlife Management* 62: 766-772.
 81. McCulloch, C. Y. 1986. A history of predator control and deer productivity in northern Arizona USA. *Southwestern Naturalist* 31: 215-220.
 82. Kie, J. G. & M. White. 1985. Population dynamics of white-tailed deer *Odocoileus virginianus* on the Welder Wildlife Refuge Texas USA. *Southwestern Naturalist* 30: 105-118.
 83. Blackwell, G. L., Potter, M. A., McLennan, J. A. & E. O. Minot. 2003. The role of predators and house mouse population eruptions: Drivers or passengers? *Oikos* 100: 601-613.
 84. Chodachek, K. D. & M. J. Chamberlain. 2006. Effects of predator removal on upland nesting ducks in North Dakota grassland fragments. *Prairie Naturalist* 38: 25-37.
 85. Sinclair, A. R. E., Innes, J. & P. Bradfield. 2006. Making endangered species safe: the case of the kokako of North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 30: 121-130.
 86. Flux, I., Bradfield, P. & J. Innes. 2006. Breeding biology of North Island kokako (*Callaea cinerea wilsoni*) at Mapara wildlife management reserve, King Country, New Zealand. *Notornis* 53: 199-207.
 87. Little, R. M. & T. M. Crowe. Effects of a predator control experiment on grey-winged Francolin (*Scleroptilia africana*) populations. *Ostrich* 75: 285-287.
 88. Kauhala, K. 2004. Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. *Folia Zoologica* 53: 367-378.
 89. Pearse, A. T. & J. T. Ratti. 2004. Effects of predator removal on mallard duckling survival. *Journal of Wildlife Management* 68: 342-350.
 90. Littlefield, C. D. 2003. Sandhill crane nesting success and productivity in relation to predator removal in south-eastern Oregon. *Wilson Bulletin* 115: 263-269.
 91. Frey, S. N., Majors, S., Conover, M. R., Messmer, T. A. & D. Mitchell. 2003. Effect of predator control on ring-necked pheasant populations. *Wildlife Society Bulletin* 31: 727-735.
 92. Jones, C., Bettany, S., Moller, H., Fletcher, D., Lyver, P. & J. de Cruz. 2003. Burrow occupancy and productivity at coastal sooty shearwater (*Puffinus griseus*) breeding colonies, South Island, New Zealand: Can mark-recapture be used to estimate burrowscope accuracy? *Wildlife research* 30: 377-388.
 93. Hodges, C. S. N. & R. J. Nagata Sr. 2001. Effects of predator control on the survival and breeding success of the endangered Hawaiian Dark-rumped Petrel. *Studies in Avian Biology* 22: 308-318.
 94. Armstrong, D. P., Raeburn, E. H., Powlesland, R. G., Howard, M., Christensen, B. & J. G. Ewen. 2002. Obtaining meaningful comparisons of nest success: Data from New Zealand robin (*Petroica australis*) populations. *New Zealand Journal of Ecology* 26: 1-13.
 95. Moorhouse, R., Greene, T., Dilks, P., Powlesland, R., Moran, L., Taylor, G., Jones, A., Knegtman, J., Wills, D., Pryde, M., Fraser, I., August, A. & C. August. 2003. Control of introduced mammalian predators improves kaka Nestor meridionalis breeding success: Reversing the decline of a threatened New Zealand parrot. *Biological Conservation* 110: 33-44.
 96. Pierce, R. J. & I. M. Westbrook. 2003. Call count responses of North Island brown kiwi to different levels of predator control in Northland, New Zealand. 2003. *Biological Conservation* 109: 175-180.
 97. Garretson, P. R. & F. C. Rohwer. 2001. Effects of mammalian predator removal on production of upland-nesting ducks in North Dakota. *Journal of Wildlife Management* 65: 398-405.
 98. Schroeder, M. A & R. K. Baydack. 2001. Predation and the management of prairie grouse. *Wildlife Society Bulletin* 29: 24-32.
 99. Dilks, P. 1999. Recovery of a Mohua (*Mohua ochrocephala*) population following predator control in the Eglinton Valley, Fiordland, New Zealand. *Notornis* 46: 323-332.
 100. Lokemoen, J. T. & R. O. Woodward. 1993. An assessment of predator barriers and predator control to enhance duck nest success on peninsulas. *Wildlife Society Bulletin* 21: 275-282.
 101. Schaffner, F. C. 1991. Nest site selection and nesting success of white-tailed tropicbirds *Phaeton lepturus* at Cayo Luis Pena Puerto Rico. *Auk* 108: 911-922.
 102. Ricci, J. C., Mathon, J. F., Garcia, A., Berger, F. & J. P. Esteve. 1990. Effect of habitat structure and nest site selection on nest predation in red-legged partridges *Alectoris rufa* L. in French Mediterranean farmlands. *Gibier Faune Savage* 7: 231-254.
 103. Schwarz, S., Sutor, A. & H. Litzbarski. 2005. Bejagung des rotfuchses *Vulpes vulpes* im NSG Havelländisches Luch (Brandenburg) zugunsten der Grosstrappe *Otis tarda*. *Vogelwelt* 126: 341-345.
 104. Dion, N., Hobson, K. A., & S. Lariviere. 1999. Effects of removing duck-nest predators on nesting success of grassland songbirds. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1801-1806.
 105. Kauhala, K., Helle, P., Helle, E. & J. Korhonen. 1999. The impact of predator removal on predator and mountain hare populations in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 36: 139-148.
 106. Mayot, P., Patiallault, J. P. & P. Stahl. The effect of predator control on survival of pen-reared and wild ring-necked pheasants (*Phasianus colchicus*) released in the Yonne region. *Gibier Faune Savage* 15:1-19.

107. Wheeler, W. E., Gatti, R. C. & G. A. Bartlet. Duck breeding ecology and harvest characteristics on Grand River Marsh Wildlife Area Wisconsin USA. Wisconsin Department of Natural Resources Technical bulletin 145: 1-49.
108. Linnell, J. D. C., Aanes, R. & R. Andersen. 1995. Who killed Bambi? The role of predation in the neonatal mortality of temperate ungulates. *Wildlife Biology* 1: 209-223.
109. Fulton, G. R., & H. A. Ford. 2001. The pied Currawong's role in avian nest predation: A predator removal experiment. *Pacific Conservation Biology* 7: 154-160.
110. Tharme, A.P., Green, R.E., Baines, D., Bainbridge, I.P. & M. O'Brien. 2001. The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *Journal of Applied Ecology* 38: 439-457.
111. Baines, D. Factors contributing to local and regional variation in black grouse breeding success in northern Britain. *Ornis Scandinavica* 22: 264-270.
112. Amar, A. & S. M. Redpath. 2002. Determining the cause of the hen harrier decline on the Orkney Islands: An experimental test of two hypotheses. *Animal Conservation* 5: 21-28.
113. Grant, C. C. & J. L. van der Walt. 2000. Towards an adaptive management approach for the conservation of rare antelope in the Kruger National Park: Outcome of a workshop held in May 2000. *Koedoe* 43: 103-112.
114. Sabine, J. B., Schweitzer, S. H. & J. M. Meyers. 2006. Nest fate and productivity of American Oystercatchers, Cumberland Island National Sea Shore, Georgia. *Waterbirds* 29: 308-314.
115. Rave, E. H., Cooper, A. Hu, D. Swift, R. & K. Misajon. 2005. Population trends and reproductive trends of Nene Branta sandvicensis in Hawaii Volcanoes National Park. *Wildfowl* 55: 7-16.
116. Hayward, M. W., de Tores, P. J., Auger, M. L. & P. B. Banks. 2005. Mortality and survivorship of the quokka (Setonix brachyurus)(Macropodidae: Marsupialia) in the northern jarrah forest of Western Australia. *Wildlife Research* 32: 715-722.
117. Sabo, J. L. 2005. Stochasticity, predator-prey dynamics, and trigger harvest of non-native predators. *Ecology* 86: 2329-2343.
118. Sales, J. 2005. The endangered kiwi: a review. *Folia Zoologica* 54: 1-20.
119. Keedwell, R. J. 2005. Breeding biology of Black-fronted Terns (Sterna albobriata) and the effects of predation. *Emu* 105: 39-47.
120. Armstrong, D. P., Davidson, R. S., Perrott, J. K., Roygard, J. & L. Buchanan. 2005. Density dependent population growth in a reintroduced population of North Island saddlebacks. *Journal of Animal Ecology* 74: 160-170.
121. Dilks, P. 2004. Population status, breeding and ecology of Chatham Island tui (Prothemadera novaeseelandiae chatmanensis). *Notornis* 51: 217-226.
122. Sedgeley, J. A. & C. F. J. O'Donnell. 2004. Roost use by long tailed bats in South Canterbury: examining predictions of roost site selection in a highly fragmented landscape. *New Zealand Journal of Ecology* 28: 1-18.
123. Keedwell, R. J., Sanders, M. D., Alley, M. & C. Twentyman. 2002. Causes of mortality of Black-fronted Terns Sterna albobriata on the Ohau River, South Island, New Zealand.
124. Richards, J. D., & J. Short. 2003. Reintroduction and establishment of the western banded bandicoot Perameles bougainville (Marsupialia: Peramelidae) at Shark Bay, Western Australia. *Biological Conservation* 109: 181-195.
125. Fujimaki, Y. 2002. The biology of Hazel Grouse Bonasia bonasia. *Japanese Journal of Ornithology* 51: 74-86.
126. Moore, P. J. 2001. Historical records of yellow-eyed penguin (Megadyptes antipodes) in southern New Zealand. *Notornis* 48: 145-156.
127. Pople, A. R., Lowry, J., Lundie-Jenkins, G., Clancy, T. F., McCallum, H., Sigg, D., Hoolihan, D. & S. Hamilton. 2001. Demography of bridled naitail wallabies translocated to the edge of their former range from captive and wild stock. *Biological Conservation* 102: 285-299.
128. Jones, C. 2000. Sooty shearwater (Puffinus griseus) breeding colonies on mainland South Island, New Zealand: Evidence of decline and predictions of persistence. *New Zealand Journal of Zoology* 27: 327-334.
129. Fisher, D. O., Hoyle, S. & S. P. Blomberg. 2000. Population dynamics and survival of an endangered wallaby: A comparison of four methods. *Ecological Applications* 10: 901-910.
130. Bramley, G. N. & C. J. Veltman. 2000. Directions for future management of North Island Weka Gallirallus australis greyi to improve survival and productivity in situ. *Bird Conservation International* 10: 241-253.
131. Maloney, R. F., Keedwell, R. J., Wells, N. J., Rebergen, A. L. & R. J. Nilsson. 1999. Effect of willow removal on habitat use by five birds of braided rivers, Mackenzie Basin, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 23: 53-60.
132. Fisher, D. 1998. Endangered bridled naital wallaby: A strategy for survival. *Proceedings of the Royal Society of Queensland* 107: 115-118.
133. Reed, J. M., Elphick, C. S. & L. W. Oring. 1998. Life-history and viability analysis of the endangered Hawaiian stilt. *Biological Conservation* 84: 35-45.
134. Pierce, R. J. 1996. Ecology and management of the black stilt Himantopus novaezelandiae. *Bird Conservation International* 6: 81-88.
135. Clout, M. N. & J. L. Craig. 1995. The conservation of critically endangered flightless birds in New Zealand. 1995. *Ibis* 137: S181-S190.
136. Cruz, J. B. 1987. Conservation of the Dark-rumped Petrel Pterodroma phaeopygia in the Galapagos Islands Ecuador. *Biological Conservation* 42: 303-312.
137. Bright, J. L. & J. J. Hervert. 2005. Adult and fawn mortality of Sonoran pronghorn. *Wildlife Society Bulletin* 33: 43-50.
138. Catry, T., Catry, I. & M. Lecoq. 2004. Distribuicao, abundancia e medidas de conservacao papa a populacao reprodutiva de Alfiate Recurvirostra avosetta em Portugal. *AIRO* 14: 3-10.
139. Calvete, C. & R. Estrada. 2004. Short term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation* 120: 507-516.
140. Evans, K. L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
141. Grant, M. C., Orsman, C., Easton, J. Lodge, C., Smith, M., Thompson, G. Rodwell, S. & N. Moore. 1999. Breeding success and causes of breeding failure of curlew Numenius arquata in Northern Ireland.
142. Thiollay, J. M. 2006. The decline of raptors in West Africa: long term assessment and the role of protected areas. *Ibis* 148: 240-254.
143. Eaton, R. L. 1976. The brown hyena: A review of biology, status and conservation. *Mammalia* 40: 377-399.
144. Roemer, G. W. & R. K. Wayne. 2003. Conservation in conflict: The tale of two endangered species. *Conservation Biology* 17: 1251-1260.
145. Millar, J. G. 2002. The protection of Eagles and the Bald and Golden Eagle Protection Act. *Journal of Raptor Research* 36: 29-31.
146. Ernest, H. B., Rubin, E. S. & W. M. Boyce. 2002. Fecal DNA analysis and risk assessment of mountain lion predation of big horn sheep. *Journal of Wildlife Management* 66: 75-85.
147. Virgos, E. & A. Traviani. 2005. Relationship between small game hunting and carnivore diversity in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 14: 3475-3486.
148. MacDonald, D. W & S. E. Baker. 2004. Non-lethal control of fox predation: The potential of generalised aversion. *Animal Welfare* 13: 77-85.
149. Bright, P. W. & T. J. Smithson. 2001. Biological invasions provide a framework for reintroductions: Selecting areas in Europe for pine marten releases. *Biodiversity and Conservation* 10: 1247-1265.
150. Brown, D. E., Warnecke, D. & T. McKinney. 2006. Effects of midsummer drought on mortality of doe pronghorn (Antilocarpa americana). *Southwestern Naturalist* 51: 220-225.
151. Huseby, J. T., Svedarsky, W. D. & R. D. Crawford. 2001. Dabbling duck production from a wild rice farming

- landscape in northwestern Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 29: 838-845.
152. Hewitt, D. G., Keppie, D. M. & D. F. Staffer. 2001. Predation effects on forest grouse recruitment. *Wildlife Society Bulletin* 29: 16-23.
153. Riley, T. Z. & J. H. Schulz. 2001. Predation and ring-necked pheasant population dynamics. *Wildlife Society Bulletin* 29: 33-38.
154. Messmer, T. A., Brunson, M. W., Reiter, D. & D. G. Hewitt. 1999. United States public attitudes regarding predators and their management to enhance avian recruitment. *Wildlife Society Bulletin* 27: 75-85.
155. Aufforth, A. D., Goetz, H. & K. F. Higgins. 1990. Duck nesting on Islands at J. Clark Salyer refuge in North Dakota USA 1983-1984. *Prairie Naturalist* 22: 1-12.
156. Hamlin, K. L., Riley, S. J., Pyrah, D., Dood, A. R. & R. J. Mackie. 1984. Relationships among mule deer *Odocoileus hemionus* fawn mortality coyote *Canis latrans* and alternate prey species during summer. *Journal of Wildlife Management* 48: 489-499.
157. Livezey, B. C. 1981. Duck nesting in retired croplands at Horicon National Wildlife refuge Wisconsin USA.
158. Macdonald, D. W., Mace, G. M. & G. R. Barretto. 1999. The effects of predators on fragmented prey populations: A case study for the conservation of endangered prey. *Journal of Zoology* 247: 487-506.
159. Schwartz, C. C., Swenson, J. E. & S. D. Miller. 2003. Large carnivores, moose and humans: A changing paradigm of predator management in the 21st century. *Alces* 39: 41-63.
160. Basse, B., McLennan, J. A. & G. C. Wake. 1999. Analysis of the impact of stoats, *Mustela erminea*, on the northern brown kiwi, *Apteryx mantelli*, in New Zealand. *Wildlife Research* 26: 227-237.
161. Armstrong, D. P. & R. S. Davidson. 2006. Developing population models for guiding reintroductions of extirpated bird species back to the New Zealand mainland. *New Zealand Journal of Ecology* 30: 73-85.
162. Ramsey, D. & C. Veltman. 2005. Predicting the effects of perturbations on ecological communities: what can qualitative models offer? *Journal of Animal Ecology* 74: 905-916.
163. Newton, I. 1994. Experiments on the limitation of bird breeding densities: A review. *Ibis* 136: 397-411.
164. Fischer, J. & D. B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.
165. Sutherland, W. J. 1996. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press, Cambridge.
166. Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & S. H. Mustoe. 2002. *Bird Census Techniques (Andra upplagan)*. Academic Press, London.
167. Panek, M., Kamieniarz, R. & W. Bresinski. 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriologica* 51: 187-193.
168. Trautman, C. G., Frederickson, L. F. & A. V. Carter. 1974. Relationship of red foxes and other predators to populations of ring-necked pheasants and other prey, South Dakota. 39th North American Wildlife Conference: 241-255.
169. Edminster, in Coté & Sutherland7.
170. Balsler, D. S., Dill, H. H. & H. K. Nelson. 1968. Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. *Journal of Wildlife Management* 32: 669-682.
171. Greenwood, R. J. 1986. Influence of striped skunk removal on upland duck nesting success in North Dakota. *Wildlife Society Bulletin* 14: 6-11.
172. Tapper, S. C., Brockless, M. & G. R. Potts. 1991. The Salisbury Plain predation experiment: the conclusion. *The Game Conservancy Review of 1990*: 87-91.
173. Polis, G. A., Myers, C. A. & R. D. Holt. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: Potential Competitors That Eat Each Other. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 297-330.
174. Dell'Arte, G. L., Laaksonen, T., Norrdahl, K. & E. Korpimäki. 2007. Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of prey. *Acta Oecologica* 31: 276-281.
175. Palomares, F. & T. M. Caro. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153: 492-508.
176. Sunde, P., Overskaug, K. & T. Kvam. 1999. Intraguild predation of lynxes on foxes: evidence of interference competition? *Ecography* 22: 521-523.
177. Helldin, J. O., Liberg, O. & G. Glöersen. 2006. Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden- frequency and population effects. *Journal of Zoology* 270: 657-663.
178. Thompson, C. M. & E. M. Gese. 2007. Food webs and intraguild predation: Community interactions of a native mesocarnivore. *Ecology* 88: 334-346.
179. Smith, A. A., Redpath, S. M., Campbell, S. T. & S. T. Thirgood. 2001. Meadow pipits, red grouse and the habitat characteristics of managed grouse moors. *Journal of Applied Ecology* 38: 390-400.
180. Robinson, R. A. & W. J. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176.
181. Kleijn, D. & W. J. Sutherland. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969.
182. Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & T. Pärt. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43: 1110-1120.
183. Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J. & J. R. King. 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462-1478.
184. Hill, D. A. 1985. The feeding ecology and survival of pheasant chicks on arable farmland. *Journal of Applied Ecology* 22: 245-654.
185. Baines, D. 1996. The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 54-62.
186. Di Gioulio, M., Edwards, P. J. & E. Meister. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310-319.
187. Butet, A. & A. B. A. Leroux. 2001. Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montague's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation* 100: 289-295.
188. Aanes, R. & R. Andersen. 1996. The effects of sex, time of birth and habitat on the vulnerability of roe deer fawns to red fox predation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1857-1865.
189. Jarnemo, A. 2004. Predation processes: behavioural interactions between red fox and roe deer during the fawning season. *Journal of Ethology* 22: 167-173.
190. Mauser, D. M., Jarvis, R. L. & D. S. Gilmer. 1994. Survival of radio-marked mallard ducklings in Northeastern California.
191. Newton, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London, UK.
192. Strandgaard, H. 1972. The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalö and the factors regulating its size. *Danish Review of Game Biology* 7: 1-205.
193. Lloyd, H. G. 1980. *The red fox*. B. T. Batsford, London.
194. Reynolds, J. C., Goddard, H. N. & M. H. Brockless. 1993. The impact of local fox (*Vulpes vulpes*) removal on fox populations at two sites in southern England. *Gibier Fuane Sauvage* 10: 319-334.
195. von Schantz, T. 1984. Nonbreeders in the red fox *Vulpes vulpes*: a case of resource surplus. *Oikos* 42: 59-65.
196. von Schantz, T. 1981. Female cooperation male competition and dispersal in the red fox *Vulpes vulpes*. *Oikos* 37: 63-68.

197. Macdonald, D. W., Buesching, C. D., Stopka, P., Henderson, J., Ellwood, S. A. & S. E. Baker. 2004. Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology* 263: 385-392.
198. Trewby, I. T. 2007. The effects of badger *Meles meles* removal on fox *Vulpes vulpes* populations and fox feeding habitats. Doktorsavhandling, University of Aberdeen.
199. Håland, A. & L. Löfaldli. 1985. Migratory habits of the Norwegian Hooded Crows *Corvus corone cornix*. *Fauna Norvegica Series C Cinclus* 8: 88-99.
200. Loman, J. 1985. Social organization in a population of the hooded crow *Corvus cornix*. *Ardea* 73: 61-75.
201. Busche, G. 2001. Strong decline in the winter numbers of the Hooded Crow (*Corvus corone cornix*) in western Schleswig-Holstein/NW-Germany. *Vogelwarte* 41: 18-30.
202. Redpath, S. M. & S. J. Thirgood. 1999. Functional and numerical responses in generalist predators: hen harriers and peregrins on Scottish grouse moors. *Journal of Animal Ecology* 68: 879-892.
203. Amar, A., Arroyo, B., Redpath, S. & S. Thirgood. 2004. Habitat predicts losses of red grouse to individual hen harriers. *Journal of Applied Ecology* 41: 305-314.
204. Craik, C. 1997. Long-term effects of North American mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* 44: 303-309.
205. Amcoff, M. 2001. Minkens inverkan på kustfågelbestånden i Uppsala läns skärgård. Upplandsstiftelsen, Uppsala.
206. Nordström, M. & E. Korpimäki. 2004. Effects of island isolation and feral mink removal on bird communities on small islands in the Baltic Sea. *Journal of Animal Ecology* 73: 424-433.
207. Staav, R. 2007. Åtgärdsprogram för skrântärna 2007-2011 (*Hydroprogne caspia*). Naturvårdsverket, Stockholm.
208. Ahola, M., Nordström, M., Banks, P. B., Laanetu, N. & E. Korpimäki. 2006. Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proceedings of the Royal Society* 273: 1261-1265.
209. Banks, P. B., Norrdahl, K., Nordström, M. & E. Korpimäki. 2004. Dynamic impacts of feral mink predation on vole metapopulations in the outer archipelago of the Baltic Sea. *Oikos* 105: 79-88.
210. Roos, S. & M. Amcoff. Effekter av minkjakt på sjöfågelfaunan i Uppsala läns skärgårdar: En utvärdering av ett 10-årigt experiment med minkjakt. Rapport i Upplandsstiftelsen rapportserie, under tryckning.
211. Widemo, F. Egna observationer.
212. Wallander, Johan. Muntligen.
213. Rutz, Christian. Muntligen.
214. Roos, Staffan. Muntligen.

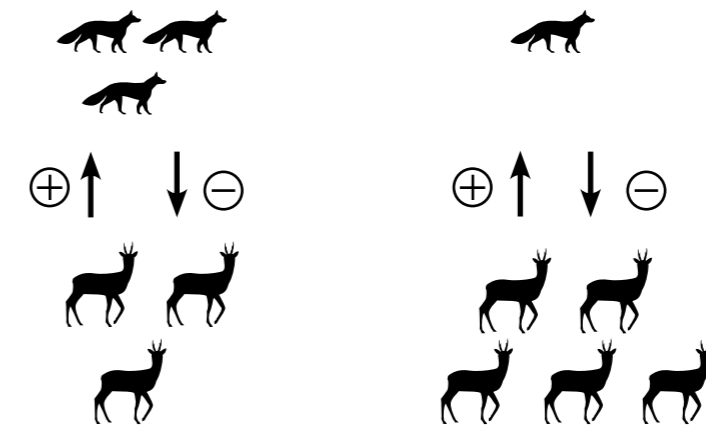
APPENDIX

Sammanfattning av ekologiska effekter och konsekvenser av predator kontroll

Vilka effekter kan man vänta sig av predator kontroll?

Majoriteten av de publicerade vetenskapliga studierna visar på positiva effekter av predator kontroll på populationsutvecklingen för bytesdjur, oavsett om predatorerna och bytesdjuren är däggdjur eller fåglar. Det verkar dock vara svårt att förutsäga hur stora effekterna blir, och i flera fall har man fått oväntade resultat och tvingats modifiera sina åtgärder för att få positiva effekter på bytesdjuren.

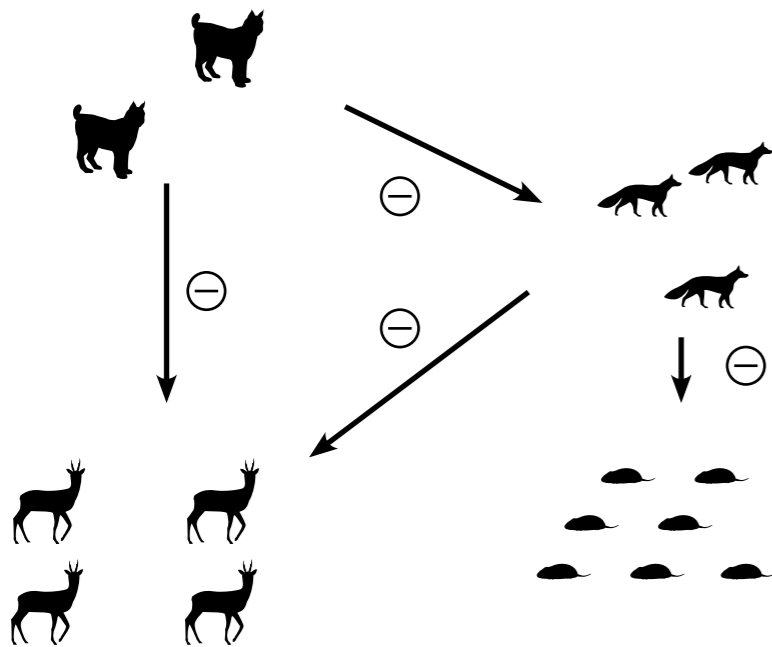
Låt oss titta på ett starkt förenklat system av predatorer och bytesdjur, för att försöka förstå graden av komplexitet. Mönstren exemplifieras med svenska däggdjur, där deras inbördes samspel är välstuderade och förhållandevis väl kända. De ekologiska processerna som styr vilka effekter man får av predator kontroll är dock generella, och man kan förvänta sig att samma resonemang även är tillämpliga för andra miljöer och arter.



Figur 1. Populationseffekter av predation i ett slutet system med en predator och ett bytesdjur

I ett enkelt och slutet system med en predator och ett bytesdjur, exempelvis räv och rådjur, kommer predator kontroll att öka populationsstorleken för bytesdjuret, under förutsättning att predationen är begränsande för bytesdjurets populationsutveckling. Beskattas inte den större bytespopulationen genom predation från andra arter, eller jakt, innebär ökad tillgång på byten och minskad inomartskonkurrens, att predatorpopulationen har mycket goda förutsättningar att snabbt åter öka om man avbryter predator kontrollen. Den ökade tillgången på byten leder dessutom ofta till ökande invandring av predatorer, vilket innebär att det kan krävas ytterligare resurser för att hålla den lokala predatorpopulationen på en begränsad nivå.

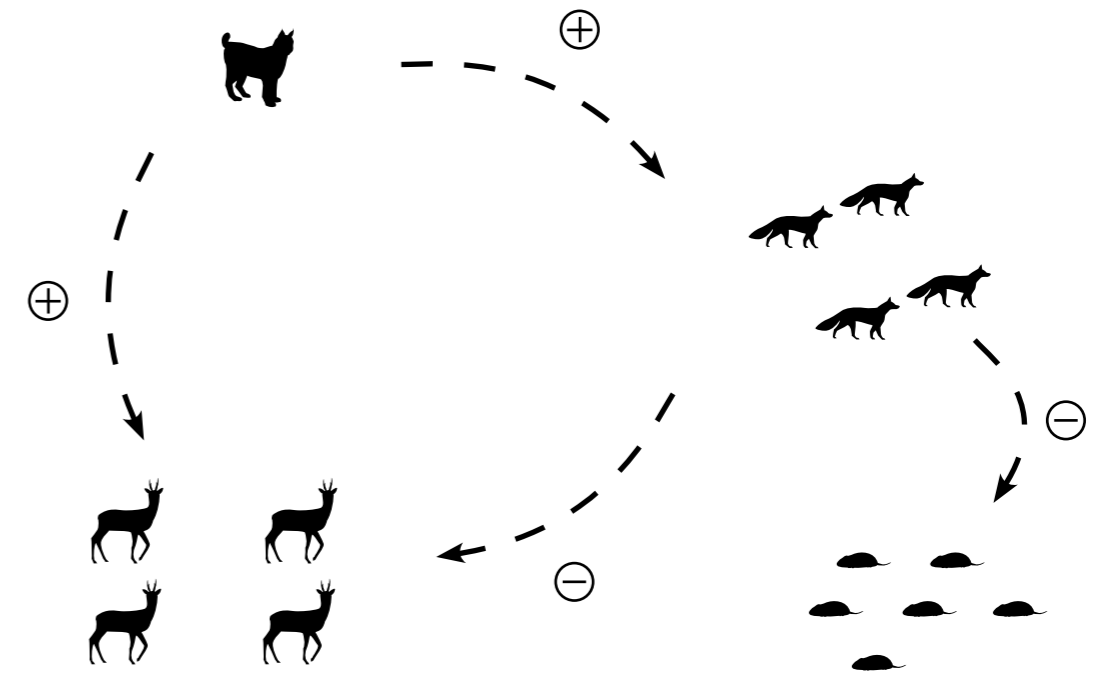
Svenska studier visar att rådjurspopulationen i stor utsträckning begränsas av rävpredation, och man kan förvänta sig positiva effekter av effektiv kontroll av räv.



Figur 2. Populationseffekter av predation i ett slutet system med två predatorer och bytesdjur

Låt oss utöka det slutna systemet med ytterligare två arter, och illustrera effekterna av direkt predation med pilar. En toppredator i form av lodjur beskattar både en rådjurspopulation och en population av mellanpredatorer i form av räv, som i sin tur beskattar en annan bytespopulation. Predationstrycket på sorkarna kommer dels att bero på storleken på rävpopulationen, dels på i vilken utsträckning räven tar sork eller rådjur. Lodjur och räv konkurrerar direkt om rådjuren, och de båda arternas predation på rådjur begränsar därmed tillgången till föda såväl för individer av den egna arten som för den andra predatorn. Lodjuren tar dessutom själva rävar, vilket dels gynnar lodjuren genom minskad predation på rådjuren och dels ger direkta vinster i form av föda.

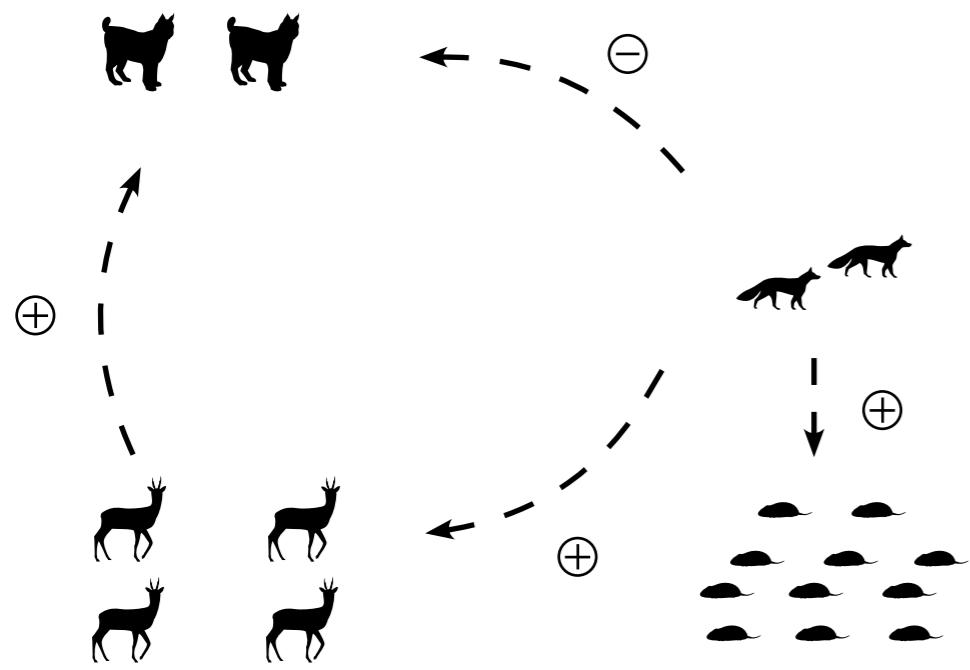
Skandinaviska studier visar att rävpredationen på rådjurskillingar är mycket stor under deras första levnadsmånad. Under övriga delar av året tar räven andra byten, och är starkt inriktade på smågnagare under sork- och lämmelår. Lodjuret är starkt specialiserat på rådjur under hela året, även i områden där rådjursstammarna är svaga. Finns det inte tillräckligt med rådjur tar lodjur även hare och skogsfågel; täta lodjurspopulationer verkar dock vara beroende av god tillgång på rådjur, annars minskar populationstätheten.



Figur 3. Populationseffekter av predator kontroll inriktad på en toppredator

Låt oss titta på vad som sker om vi bedriver ensidig predator kontroll inriktad på toppredatorn, det vill säga lodjuret i vårt slutna och förenklade system, och illustrera effekterna av åtgärden med streckade pilar. Minskande lodjurspredation på rådjuren kommer att gynna dem, men samtidigt kommer den minskade predationen på räv troligen att ge högre rävpredation på såväl rådjur som sork. Om nettoeffekten på rådjurspopulationen ovan blir positiv eller negativ är omöjligt att förutsäga utan att veta de relativa predationstrycken av räv och lodjur vid olika populationsstorlekar för alla fyra arterna i systemet. Vill man säkerställa positiva effekter måste man följaktligen kontrollera bägge predatorerna.

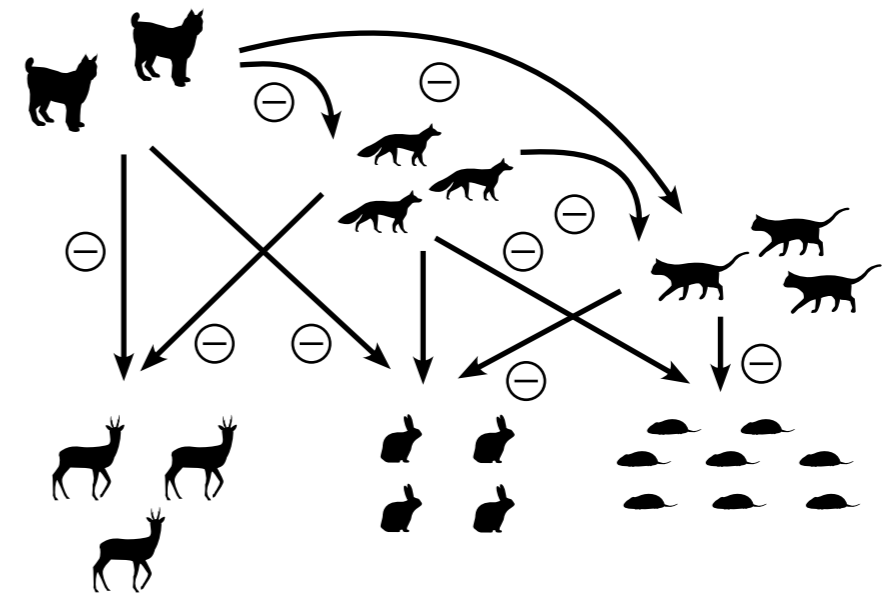
Predation predatorer emellan är ett mycket vanligt fenomen, som kan få avsevärda konsekvenser för effekterna av predator kontroll. Andra faktorer som kan påverka utfallet är som tidigare nämnts invandring, men även att predatorer ändrar sina preferenser för bytesarter beroende på hur vanliga de är. En predator som tidigare bara i undantagsfall tagit en viss bytesart kan följaktligen plötsligt bli en starkt begränsande faktor om bytesarten blivit så vanlig att det lönar sig för predatorn att specialisera sig på den.



Figur 4. Populationseffekter av predatorkontroll inriktad på en mellanpredator

Låt oss titta på vad som sker om vi istället bedriver ensidig predatorkontroll inriktad på mellanpredatorn, det vill säga räven i vårt system. En minskande rävsam kommer att gynna dess bytesdjur direkt, genom minskad predation. En minskad möjlighet till predation på räv är negativ för lodjuret, men kompenseras sannolikt mer än väl av ökad tillgång på rådjur. En växande rådjurspopulation kommer dock innebära större potential för populationstillväxt för lodjuret. Detta kan i sin tur åter leda till en reducerad bytespopulation i nästa steg, men behöver inte göra det. Om nettoeffekten på rådjurspopulationen ovan blir positiv eller negativ är därmed svårt att säga, även om man upprätthåller predatorkontroll inriktad på räv och därmed förhindrar att nya individer vandrar in. Sannolikheten att man lyckas gynna rådjuren genom att endast kontrollera räven kan förefalla större än i exemplet där man bara kontrollerade lodjuren, men man skall ha i åtanke att lodjuret är starkt specialiserat på rådjur och tar dem under hela året. Vill man säkerställa positiva effekter måste man kontrollera bägge predatorerna även här.

Reducerar man predationen och får en växande population av bytesdjur skall man också ha klart för sig att andra faktorer än predationen snart kommer att få en allt större populationsbegränsande effekt. Nordamerikanska studier visar tydligt att effekten av predatorkontroll är mycket liten om man ligger nära en nivå där klövvilt främst begränsas av födotillgången eller annan inomartskonkurrens. Detta säger egentligen sig självt; ofta har man dock för dålig kunskap om såväl predatorer som bytesdjur för att säga vilka faktorer som är begränsande. I exemplet ovan är dock tveklöst predation en viktig begränsande faktor, åtminstone innan predatorkontroll satts in.



Figur 5. Slutet system med tre predatorer och tre bytesdjur, där effekterna av predation visas med pilar. För diskussion om effekter av konkurrens och återkopplingar se texten.

Utökar vi systemet med ytterligare en predator och ett bytesdjur inser man snabbt att det blir närmast omöjligt att förutsäga effekten av att man går in och reducerar populationen för en av predatorerna. Här konkurrerar de tre predatorerna delvis om de olika bytena, och kontrollerar dessutom varandra genom predation. För att ytterligare komplicera bilden så konkurrerar rådjur och hare delvis om samma föda, medan sorkar inte gör det. Märk väl att detta fortfarande är ett slutet system med bara sex arter, exempelvis finns inga rov- eller kråkfåglar med vilket annars skulle komplicera bilden ytterligare.

Predatorkontroll inriktad på räv ger oftast positiva effekter på bytespopulationer, under förutsättning att man lyckas decimera rävsstammen tillräckligt. Empiriska studier och beprövad kunskap från viltförvaltningen tyder på att så skulle bli fallet även i exemplet ovan. I detta system skulle det dock kunna leda till okontrollerad tillväxt av kattpopulationen, som kan vara en väl så allvarlig predator för mindre däggdjur och fåglar. Det finns exempel från Australien där man genom att kontrollera rävspopulationen, men inte tama och förvildade katter, fick upp till 80 % högre predation på mindre däggdjur än innan man kontrollerade rävarna. Andra predatorer som grävling konkurrerar direkt med räven, i detta fallet om gryt, och ensidig predatorkontroll inriktad på grävling har i England visat sig leda till fördubblade rävsstammar och högre predation.

Slutsatsen man kan dra från vårt alltmer komplicerade system av predatorer och bytesdjur är att det är svårt, eller omöjligt, att förutsäga exakt vilka effekter predatorkontroll ger. I värsta fall kan man få precis motsatt effekt mot den man tänkt sig, om man går in och kontrollerar en enda predatorart. Framgångsrik predatorkontroll ställer stora krav på flexibilitet vad gäller inriktning och metoder, men korrekt utförda erbjuder denna typ av åtgärder en god möjlighet att gynna bytespopulationer.

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: Predatorkontroll inom viltförvaltning och naturvård- en kunskapsöversikt över predationens betydelse och effekter av predatorkontroll.

Författare: Fredrik Widemo, Uppsala universitet

Url: www.jagareforbundet.se/viltforum

Utgivningsdatum: mars 2008

Redaktör: Niklas Holmqvist

Citeras som: Widemo F. 2008. Predatorkontroll inom viltförvaltning och naturvård- en kunskapsöversikt över predationens betydelse och effekter av predatorkontroll. Svenska Jägareförbundet. Viltforum 1/2008

Sammanfattning: I princip alla djur påverkas av predation på något sätt. I rapporten redovisas en kunskapsöversikt av predationens betydelse och effekter av åtgärder för att dämpa predationens inverkan (s.k. predatorkontroll). Till grund för rapporten ligger en sammanställning av den vetenskapliga litteraturen. Predatorkontroll används över hela världen inom viltförvaltning och naturvård. Majoriteten av de vetenskapliga studierna visar på positiva effekter av predatorkontroll på bytesdjuren. Det kan dock vara mycket svårt att förutsäga vilka effekter predatorkontroll kan få på ekosystemet där predatorn och bytesdjuret ingår. Noggrann planering och uppföljning är därför viktig för att öka möjligheterna för att nå målet med predatorkontroll.

Nyckelord: Predation, Predatorkontroll, Viltförvaltning, Naturvård, rovdjur

Layout: ellie.se

ISBN: 978-91-977510-0-1

Rapporten kan beställas: Viltforum, Svenska Jägareförbundet, Öster Malma, 611 91 Nyköping