

Viltets ekosystemtjänster

En kunskapssammanställning

FREDRIK WIDEMO, BODIL ELMHAGEN, NIKLAS LILJEBÄCK

RAPPORT 6889 • JULI 2019



Viltets ekosystemtjänster

En kunskapssammanställning till stöd
för värdering och förvaltning

av Fredrik Widemo, Bodil Elmhagen
och Niklas Liljebäck

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 16 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6889-9

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2019

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2019

Omslagsfoto:

Höger, Jakt. Foto: Per Zachariasson

Övre vänster, Vitkindade gäss. Foto: Niklas Liljebäck

Nedre vänster, Varg. Foto: Naturvårdsverket/Magnus Nyman



Förord

Vi är många som bryr oss om viltet i Sverige. Vi gläder oss åt de natur- och friluftslivsupplevelser det ger oss, förundras över hur de påverkar samspelet i naturen och skapar förutsättningar för många andra arter, och kan bli irriterade över de skador som viltet också orsakar. Det vill säga att vi använder oss av viltets ekosystemtjänster (den nytta viltet gör för människan) och försöker hantera dess otjänster. Denna rapport innehåller en översiktlig och metodisk genomgång av alla dessa ekosystemtjänster. Därmed bidrar rapporten till att synliggöra ekosystemtjänsterna, vilket är en förutsättning för att kunna fatta väl avvägda och genomtänkta beslut som påverkar viltet. Det är också en viktig del i miljömålsarbetet.

Rapporten bidrar också till den *Strategi för svensk viltförvaltning* som Naturvårdsverket tog fram på regeringens uppdrag. Strategin beskriver de vägval myndigheten avser att genomföra för att utveckla och stärka viltförvaltningen fram till år 2020. Den innehåller mål, delmål och åtgärder, där en av åtgärderna för att uppnå målet om att *främja brukandet av viltet som resurs* är att kartlägga de ekosystemtjänster som viltet tillhandahåller och värdet av dessa. Vi hoppas att rapporten är värdefull för myndigheter, men också jägare-, markägar- och miljöorganisationer, som alla är viktiga aktörer i viltförvaltningen.

Rapporten är skriven av Bodil Elmhagen, Niklas Liljebäck och Fredrik Widemo (författare i alfabetisk ordning) som arbetar som tjänstemän vid Svenska Jägareförbundet. Innehållet i rapporten utgörs dock av författarnas egna bedömningar i egenskap av experter inom vilt- och naturförvaltning. Författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer i rapporten.

Rapporten har genomgått externt kollegial granskning innan publicering. Johan Elmberg och Marie Stenseke har lämnat mycket värdefulla kommentarer. Mirja Lindberget har fungerat som redaktör på Naturvårdsverket under huvuddelen av processen. Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.

Naturvårdsverket, juli 2019

Mark Marissink
Biträdande avdelningschef på miljöanalysavdelningen

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
Sammanfattande tabell över viltets ekosystemtjänster	10
SUMMARY	11
UPPDRAGETS UTFORMNING OCH AVGRÄNSNINGAR	14
Urval av litteratur	14
Omräkning av monetära värden	15
TEORIBILDNING OM EKOSYSTEMTJÄNSTER	16
Värdering av ekosystemtjänster	20
VÄRDERING AV VILTETS EKOSYSTEMTJÄNSTER	25
Viltets reglerande ekosystemtjänster	25
Reglerande tjänster av betestryck	25
Omfördelning av näringsämnen	30
Effekter av spillning och urin på biologisk mångfald	32
Effekter av tramp och bök	33
”Intermediate disturbance hypothesis”	34
Reglerande tjänster av fröspridning	35
Reglerande tjänster av predation	35
Viltets klimatreglerande tjänster	40
Reglerande av smittspridning genom predation	42
Reglerande sanitära tjänster	43
Kontroll av invasiva arter genom predation	44
Reglerande av viltolyckor genom predation	44
Viltets försörjande ekosystemtjänster	45
Försörjande tjänster av viltkött	46
Försörjande tjänster av päls och skinn	48
Försörjande tjänster av dun och fjädrar	48
Viltets kulturella ekosystemtjänster	50
Kulturella tjänster genom upplevelsevärden av vilt	51
Kulturella tjänster genom hälsoeffekter	61
Kulturella tjänster av egenvärden och attityder till vilt	61
FÖRVALTNING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	67
Avvägningar mellan vilt och tjänster från skogsbruk	69
Viltets bete och rekrytering av rönn, asp, sälg och ek	72
Avvägningar mellan vilt och tjänster från jordbruk	75
Avvägningar mellan stora rovdjur och skador på tamdjur och ren	80
Avvägningar mellan vilt och tjänster från brukande av fjällmiljö	83
Viltets ekosystemtjänster i våtmarker	85

Viltets ekosystemtjänster i tätortsnära miljöer och vid infrastruktur	87
Avvägningar mellan tjänster från jakt och övrigt friluftsliv	90
Konkurrens mellan jägare och rovdjur om byten	92
FÖRVALTNINGSSTRUKTUR	95
Förvaltning av det jaktbara viltet	95
Förvaltning av övrigt vilt	98
Flyway management	98
Viltövervakning	100
VERKTYG FÖR TILLÄMPNING	101
”Q-kartering”	101
Social-Ecological Systems//Socio-ekologiska system	102
Dialogprocesser	104
FORSKNINGSBEHOV	106
FÖRFATTARNAS SLUTSATSER	111
KÄLLFÖRTECKNING	115
BILAGA 1. VILTSTAMMARNAS UTVECKLING	158
Historisk återblick	158
Viltstammarnas och jaktens utveckling 1900–2015	159

Sammanfattning

Det finns en mängd mer eller mindre strikta definitioner och indelningar av ekosystemtjänster. Vi föredrar att inte göra någon åtskillnad mellan processer som levererar nyttigheter och de nyttigheter som produceras. I rapporten ser vi därmed exempelvis viltkött, eller glädjen över att se en björn, som ekosystemtjänster, inte som nyttigheter som är ett resultat av ekosystemtjänster.

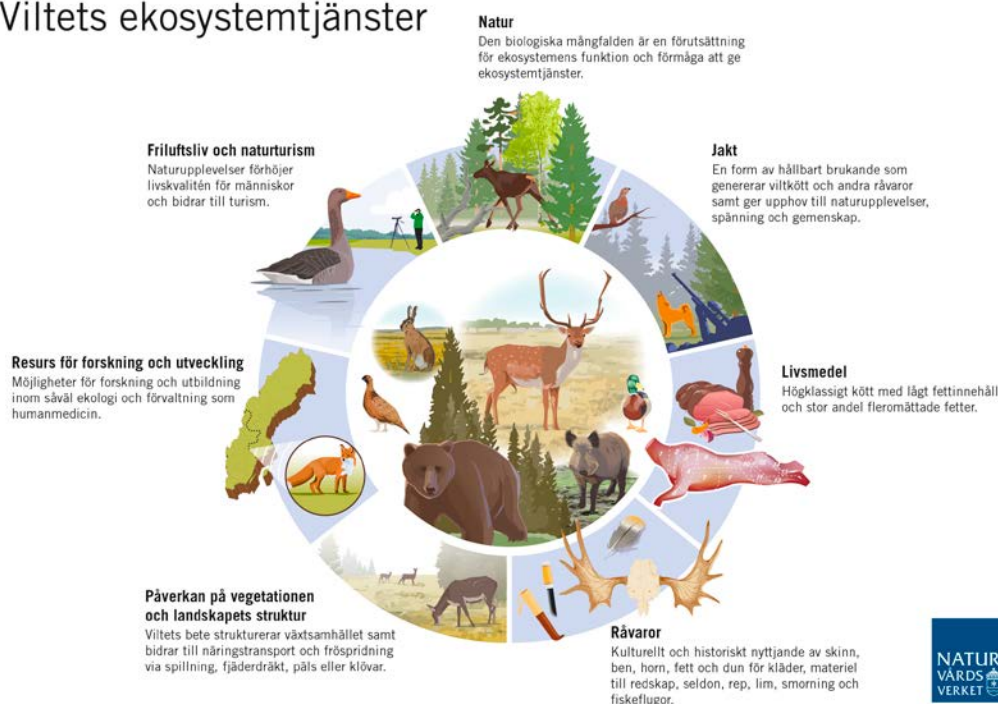
Det stora värdet med konceptet ekosystemtjänster ligger i att olika värden identifieras, samt insikten att olika tjänster ofta begränsar varandra. Det går följaktligen inte att maximera alla tjänster, utan förvaltning av naturresurser ur ett ekosystemtjänstperspektiv bygger på accepterade avvägningar mellan identifierade tjänster.

Människan är en del av ekosystemen. Leveransen av viltets ekosystemtjänster påverkas i stor utsträckning av landskapet och därmed av mänsklig markanvändning. För att värdera och förvalta viltets ekosystemtjänster är det nödvändigt att känna till hur viltet påverkar landskapet, hur landskapet och markanvändningen påverkar viltet samt hur olika avvägningar ger återkopplingar till ekosystemen. Ekosystemtjänster *samskapas* genom komplicerade samspel mellan biologisk mångfald och ekologiska processer å ena sidan och människans sociala system, aktiviteter och investeringar å andra sidan.

Ofta beror problem med att omsätta ekosystemtjänstkonceptet i praktisk förvaltning på svårigheter att samtidigt hantera försörjande (materiella) och kulturella (immateriella) tjänster, där de senare ofta inte kan värdesättas kvantitativt. Det gör det svårt att finna goda avvägningar mellan försörjande och kulturella tjänster. Det totala värdet av de kulturella tjänsterna i landskapet överstiger ofta det totala värdet av alla de försörjande tjänsterna. Det gäller även värdet av viltets ekosystemtjänster.

Olika intressegrupper, och individer inom intressegrupper, värderar ofta samma ekosystemtjänst olika. Förvaltning av naturresurser ur ett ekosystemtjänstperspektiv kräver dialog mellan aktörer om identifiering, värdering och förvaltning av ekosystemtjänster. Strikta, exkluderande definitioner och fokus på kvantitativ, monetär värdering försvårar ofta processen och tillämpningen; vi förordar inkluderande förhållningssätt, även om det försvårar eller omöjliggör monetär värdering och ekonomiska kostnads-nyttoanalyser.

Viltets ekosystemtjänster



Figur 1. Olika ekosystemtjänster från vilt.

Stammarna av klövvilt, storfåglar (gäss, trana och sångsvan) och stora rovdjur har vuxit starkt under de senaste hundra åren till följd av framgångsrik förvaltning. Dagens starka stammar levererar stora ekosystemtjänster direkt och indirekt (Figur 1), men kan även leverera -otjänster. Detta skapar konflikter och behov av avvägningar mellan olika intressen inom samförvaltningen av vilt, andra naturresurser och upplevelsevärden.

Betande klövvilt och betande storfåglar har viktiga strukturerande effekter på vegetationen. Låga och medelhöga betestryck har generellt positiva effekter på den biologiska mångfalden, särskilt om betestrycket varierar i tid och rum på landskapsnivå. Avsaknad av bete kan precis som höga betestryck ha negativa effekter på den biologiska mångfalden, genom att det ger minskad variation av livsmiljöer.

De stora rovdjuren levererar stora kulturella ekosystemtjänster, men har ofta begränsad populationsreglerande effekt på klövvilt i Sverige eftersom klövviltsstammarna begränsas genom jakt. Jägarna kompenserar dessutom för de stora rovdjurens predation genom minskat jaktuttag. Det gör att rovdjuren kan begränsa ekosystemtjänsterna från jakt på klövvilt mer eller mindre kraftigt, men samtidigt har begränsad inverkan på klövviltstammarnas storlek. Det går inte att jämföra de stora rovdjurens ekologiska roll utan jakt, exempelvis i nationalparker, med effekter i normala svenska produktionslandskap.

Kvantitativa värderingar av psykosociala effekter av rovdjur saknas i stor utsträckning; innan både positiva och negativa effekter studerats är det svårt eller omöjligt att finna goda avvägningar. Generellt saknas kvantitativa data för många kulturella ekosystemtjänster från vilt, som exempelvis upplevelsevärden av att se vilt för allmänhet och turister.

Skador från vilt är ofta ojämnt fördelade i tid och rum. Genomsnittliga nationella och regionala skadenivåer kan därmed vara vilseledande när det gäller vilka utmaningar enskilda brukare och förvaltningen ställs inför. Viltförvaltningen måste därmed utgå från lokala förhållanden för att åtgärder ska kunna skraddarsys efter upplevda behov och bidra till god måluppfyllnad, exempelvis när det gäller att hantera omfattande, men lokala, skador. Lokal delaktighet ökar samtidigt sannolikheten att nå acceptans för avvägningar mellan konkurrerande ekosystemtjänster.

Nödvändiga data för att göra en komplett samhällsekonomisk analys av ekosystemtjänster och -otjänster från vilt saknas idag. Vi har medvetet avstått från att jämföra de ekonomiska värden som trots allt finns i en kostnadsnyttoanalys, eftersom en sådan inte skulle inkludera alla relevanta ekosystemtjänster. Eventuella avvägningar baserade på en sådan analys skulle därmed inte inkludera alla tjänster eller intressen, och skulle därmed riskera att öka snarare än minska mängden konflikter om förvaltningsbeslut och -åtgärder baseras på ofullständiga beslutsunderlag.

Jaktlagen uttrycker sedan revideringen 1987 ett gemensamt ansvar mellan jakträttshavare och markägare att förvalta viltet utifrån enskilda och allmänna intressen. Lagstiftningen bygger på grundprinciperna inom ekosystemtjänstkonceptet, och har bidragit till att det idag finns formaliserade arenor för att finna avvägningar mellan ekosystemtjänster på olika nivåer. Viltförvaltningen ligger därmed långt framme i omställningen mot att förvalta naturresurser utifrån ett ekosystemtjänstperspektiv, i enlighet med fattade riksdagsbeslut. Här finns generella lärdomar att dra för den övriga förvaltningen.

För att nå längre mot en adaptiv förvaltning av vilt med accepterade avvägningar mellan olika ekosystemtjänster och -otjänster krävs ytterligare fokus på underifrånperspektiv, delaktighet och breda analyser. Det är nödvändigt att viltets reglerande ekosystemtjänster, kulturella ekosystemtjänster respektive strukturerande effekter på ekosystemen inkluderas i beslutsunderlagen i större utsträckning än idag. För vilt som rör sig över stora områden måste lokal förvaltning kombineras med regional, nationell och internationell samverkan.

Sammanfattande tabell över viltets ekosystemtjänster

Tabell 1. Ekosystemtjänster, avvägningar mellan ekosystemtjänster och ekosystemotjänster från klövvilt, storfåglar och stora rovdjur. Grön färg markerar tjänster från vilt, gul färg markerar andra ekosystemtjänster som begränsas av vilt och röd färg markerar ekosystemotjänster från vilt. +++/++/+0/-/--/--- visar den relativa betydelsen mellan artgrupperna inom och mellan tjänster/avvägningar/otjänster. Parenteser visar att betydelsen är osäker, eller på en potentiell framtida betydelse. Sidhänvisningarna visar var de olika tjänsterna tas upp i rapporten.

Ekosystemtjänst/otjänst	Typ av tjänst	Hjortvilt	Vildsvin	Storfåglar	Stora rovdjur	Sida i rapporten
Strukturerande betestryck	Reglerande	+++	+	++	0	25–32, 34–35
Strukturerande predation	Reglerande	0	0	0	++	35–39
Markbök & tramp	Reglerande	+	++	0	0	33
Spillning, urin	Reglerande	+	+	+	(+)	32
Kadaver	Reglerande	+	+	(+)	++	39–40
Reglerande betestryck	Reglerande	+	0	+	0	27, 29, 34–35, 40
Reglerande predation	Reglerande	0	0	0	+	42, 44–45
Fröspridning	Reglerande	++	+++	++	+	35
Asätande	Reglerande	0	+	0	++	43
Viltkött	Försörjande	+++	++	+	(+)	46–48
Päls, skinn, troféer	Försörjande	++	+	0	+	48
Dun, fjädrar	Försörjande	0	0	+	0	48–49
Rekreativsvärde jakt	Kulturell	+++	++	++	+	56–61
Naturupplevelser	Kulturell	++	(+)	++	+	51–56
Egenvärde bevarande	Kulturell	++	+	++	+++	62
Bete begränsar naturvärde	Reglerande	-	0	-	0	72–74
Bök & tramp begränsar naturvärde	Reglerande	0	-	0	0	33
Produktion skogsbruk	Försörjande	--	0	0	0	69–72
Produktion jordbruk	Försörjande	-	--	-	0	75–78
Predation begränsar viltkött	Försörjande	0	(-)	0	--	92–94
Predation begränsar rekreation	Kulturell	0	0	0	--	92–94
Sanitär olägenhet	Kulturell	0	0	-	0	87–89
Zoonoser	Otjänst	0	-	-	(-)	42–43
Sjukdomsspridning tamdjur	Otjänst	-	(---)	--	(-)	41, 76
Rädsla	Otjänst	(-)	--	0	--	62–66
Viltolyckor trafiken	Otjänst	--	--	-	(-)	44–45
Predation begränsar tamdjurshållning	Otjänst	0	0	0	-	80–82
Predation begränsar renskötsel	Otjänst	0	0	0	---	80–85

Summary

There are many more or less strict ways to define ecosystem services. We have chosen not to make a distinction between the processes delivering the benefits and the actual benefits. For example, we regard both game meat and the positive experience of seeing a bear as ecosystem services in the report, not as benefits from ecosystem services.

We feel that the main benefit of the concept of ecosystem services is the focus on identifying all relevant contributions to people from the ecosystems and the realisation that ecosystem services often limit one another. Thus, it is not possible to maximise all ecosystem services simultaneously. Adopting an ecosystem services approach to managing natural resources requires finding accepted trade-offs between relevant services.

We humans are part of the ecosystem. The delivery of ecosystem services is influenced greatly by landscape characteristics and thus by land use and other human activities. In order to evaluate and manage ecosystem services from game, it is necessary to know how the landscape is influencing the game, how the game is affecting the landscape and how land use (including for example hunting) influences these processes. This includes taking complex feedback loops into account. In fact, virtually all ecosystem services are *co-produced* by an interplay between biodiversity and ecological processes on the one hand and human activities, investments and social context on the other hand.

Assigning monetary values to ecosystem services can be convenient for comparing different values in a common currency. This may facilitate finding trade-offs between competing services and interests. Unfortunately, it may often be difficult, impossible or even deemed inappropriate to assign quantitative values to some cultural services. This is especially true for assigning monetary values to for example feelings and beliefs. Thus, operationalization of the ecosystem services concept is often hampered by the difficulties of handling provisioning (material) and cultural (immaterial) services simultaneously.

To make things more complicated, the total value of cultural ecosystem services in a landscape often exceeds the total value of provisioning services from agriculture or forestry, in cases where monetary values have been assigned. This holds true for ecosystem services from game as well. Thus, the services deemed most important by stakeholders are especially difficult to include in quantitative cost-benefit analyses.

Often, different stakeholders, and individuals within stakeholder groups, will value ecosystem services differently. Management of natural resources from an ecosystem services perspective requires dialogue between relevant parties about identifying, evaluating and managing ecosystem services. Strict, excluding definitions on what constitutes a service, and focus on determining monetary values, may exclude relevant services and stakeholders from the analyses and negotiations. We advocate broad, inclusive approaches, even if this makes it difficult or impossible to assign monetary values to all services, in order to generate acceptance for the trade-offs and reduce conflict.

The populations of ungulates, large grazing birds and large carnivores have increased dramatically over the last century in Scandinavia, as a result of successful conservation and sustainable management. Today's strong populations of game deliver substantial ecosystem services, but may also yield disservices e.g. in the form of damage to crops and to regenerating forests. This creates conflict and necessitates trade-offs between interests through co-management of game and other natural resources, while for example taking recreational values into account.

Damage from game to crops and to regenerating forests are often unevenly distributed in time and, particularly, space. Thus, average levels of damage at regional and national levels can be misleading for discussing the challenges facing individual farmers and forest owners. Game management must have a bottom-up approach, where decisions depend on local conditions, in order to manage local problems and simultaneously enable us to utilise the ecosystem services from game to even a fraction of its potential. Furthermore, a bottom up approach increases the probability to find acceptance for trade-offs between competing ecosystem services by those directly affected.

Grazing ungulates and birds have important structuring impacts on the vegetation and the ecosystems. In general, intermediate grazing pressures have positive effects on biodiversity, especially if the grazing pressures vary in space and in time. By contrast, both low and high grazing pressures may have negative consequences for biodiversity, by limiting the variation in habitats. Taxa may be affected in different ways, but the overall effect on biodiversity from grazing at today's ungulate densities is positive in Scandinavia. In forests, ungulates are partly filling the ecological niche previously occupied by live-stock, thus maintaining biodiversity that was favoured by traditional land use previously.

The large carnivores deliver substantial cultural ecosystem services, but have limited regulating effect on the populations of ungulates in Scandinavia. Population size of ungulates is mainly limited through hunting and the harvest rate is similar to the predation rate of large carnivores in areas elsewhere without hunting. Thus, large carnivores may have substantial effects on the opportunity to hunt and ecosystem services from hunting, but will have small effects on ungulates as hunters compensate for the predation by decreased hunting. The ecological role of large carnivores in Scandinavian 'production landscapes' cannot be compared to the situation in national parks without hunting.

Largely, quantitative evaluations of the psychosocial effects of large carnivores are lacking. It will not be possible to make a complete assessment of the ecosystem services from large carnivores until both the negative and the positive effects have been studied. In general, quantitative data is scant for many of the cultural ecosystem services from game, such as e.g. recreational values of observing game for the public or for tourists.

Thus, the data required for a complete cost-benefit analysis of the ecosystem services, and disservices, from game are not available yet. We have refrained from comparing those monetary values that are available, as this analysis would be incomplete. Thus, trade-offs from such an analysis would not include all relevant services, or stakeholders' interests, and may result in more rather than less conflict over management decisions and actions.

The Swedish Hunting Act was revised in 1987, right after the exponential increase in the moose population had been halted through increased hunting pressure. The legislation rests on several of the principles that later have been included in the ecosystem services concept: landowners and hunters have a shared responsibility both to limit game populations through hunting and to support game populations through direct actions. Furthermore, both private and public interests have to be taken into account in management, when striking a balance between ecosystem services from game and other ecosystem services. The principles of shared responsibility and trade-offs between different interests have resulted in the establishment of formalised platforms for finding accepted trade-offs between stakeholder interests from a local to a national level of game management.

While conflicts still occur over trade-offs, the game management is ahead of much of the Swedish management of natural resources when it comes to implementing the ecosystem services concept. In the future, more focus should be devoted to maintaining a bottom-up perspective, while performing broad analyses and seeking inclusive trade-offs based on all relevant ecosystem services. Regulating and cultural ecosystem services, as well as structuring effects of game on ecosystems, must be included in the basis of analyses and management decisions when appropriate. Furthermore, local management must be combined with cooperation at regional, national and international levels for game that moves over large areas.

Uppdragets utformning och avgränsningar

Svenska Jägareförbundet har på uppdrag av Naturvårdsverket gjort denna kunskapssammanställning om viltets ekosystemtjänster. Rapporten har skrivits av Fredrik Widemo, Bodil Elmhagen och Niklas Liljebäck. Författarna står för rapportens slutsatser, som inte behöver överensstämma med Svenska Jägareförbundets ställningstaganden.

Uppdraget har omfattat identifiering och värdering av viltets ekosystemtjänster, samt viltets strukturerande effekter på ekosystemen till nytta för människor.

Tyngdpunkten i uppdraget har legat på ekosystemtjänster från klövvilt (älg, rådjur, vildsvin, dovvilt, kronvilt), stora, landlevande rovdjur (björn, varg, järv, lo) och ”storfåglar” (trana, sångsvan, grågås, kanadagås, sädgås, vitkindad gås, spetsbergsgås, bläsgås, fjällgås). Dessa arter uppvisar i de flesta fall starka populationsökningar jämfört med situationen för hundra år sedan (Bilaga 1) och levererar omfattande ekosystemtjänster. Det handlar om stora, iögonfallande arter som är mytomspunna och har en given plats i vår kultur. Samtidigt kan starka stammar av dessa viltgrupper begränsa leveransen av andra ekosystemtjänster, vilket skapar behov av avvägningar gentemot andra samhällsintressen. Dessa viltgrupper blir därmed fokus för en aktiv förvaltning.

Vi utgick ursprungligen från den indelning i stödjande, reglerande, försörjande och kulturella ekosystemtjänster som beskrivs i MEA (2005) samt av Naturvårdsverket (2012, 2014). Under arbetet med rapporten stötte vi dock på svårigheter med att särskilja mellan de olika typerna av tjänster, samtidigt som nästan alla ekologiska processer som påverkar vilt kan ses som stödjande ekosystemtjänster. Vi har därför valt att följa en mer modern indelning av ekosystemtjänster (ex. Hilding-Rydevik & Blicharska 2016, IPBES 2017, CICES 2018). Vad som tidigare benämndes stödjande tjänster betraktas istället som ekologiska processer som utgör förutsättningar för ekosystemtjänster, på samma sätt som biologisk mångfald.

Författarna står gemensamt bakom rapporten, men har fokuserat på olika delområden. Fredrik Widemo har främst skrivit om klövviltets ekosystemtjänster, kulturella ekosystemtjänster, samskapande av ekosystemtjänster och förvaltning av ekosystemtjänster. Bodil Elmhagen har främst skrivit om de stora rovdjurens ekosystemtjänster, försörjande ekosystemtjänster och generellt om värdering av ekosystemtjänster. Niklas Liljebäck har främst skrivit om storfåglarnas ekosystemtjänster. Fredrik Widemo har koordinerat arbetet och redigerat rapporten.

Urval av litteratur

Ekosystemtjänstbegreppet är relativt nytt och har först de senaste tio åren fått ett bredare genomslag i forskningen. En generell sökning på ”ecosystem service” i sökverket *Web of Science* indikerar exempelvis att begreppet användes i 40–120 publikationer per år perioden 2000–2005, för att sedan öka gradvis

till över 3 000 publikationer per år från 2016. Fortfarande publiceras emellertid merparten av den litteratur som diskuterar olika nyttor människan får från ekosystemen utan att begreppet *ekosystemtjänst* nämns.

På grund av omfattningen av litteraturen, i kombination med att begreppet *ekosystemtjänst* ofta inte används, har det inte varit möjligt att göra en systematisk genomgång av all existerande litteratur som potentiellt är relevant för ämnet. Den föreliggande kunskapssammanställningen är därför baserad på ett urval av huvudsakligen engelskspråkig, vetenskaplig litteratur som spårats genom sökningar i databasen *Web of Science*, samt svenskspråkig litteratur från svenska myndigheters hemsidor och från Googlesökningar. Urvalet har gjorts utifrån författarnas bedömning av publikationernas relevans för ekosystemtjänster som berör klövvilt, stora rovdjur och storfåglar för Fennoskandiska och i synnerhet svenska förhållanden. I många fall har urvalet av litteratur kompletterats med artiklar och rapporter som refererats i den litteratur vi funnit genom litteratursök.

Omräkning av monetära värden

För att göra de monetära värden som nämns i rapporten jämförbara, har beräkningar äldre än 2010 räknats om till 2017 års penningvärde med hjälp av Statistiska Centralbyråns prisomräknare (<http://www.scb.se/Prisomraknaren>). De ojusterade originalsiffrorna finns med som fotnoter i rapporten.



Ekosystemtjänster samskapas ofta genom interaktioner mellan arter och människan. Exempelvis kan vinterutfodring ge starkare viltstammar, vilket medger utökade jaktmöjligheter och fler viltobservationer. Samtidigt får den som utfodrat en känsla av att ha gjort en god gärning och kanske även ökat anseende bland viltintresserade. Foto: Fredrik Widemo.

Teoribildning om ekosystemtjänster

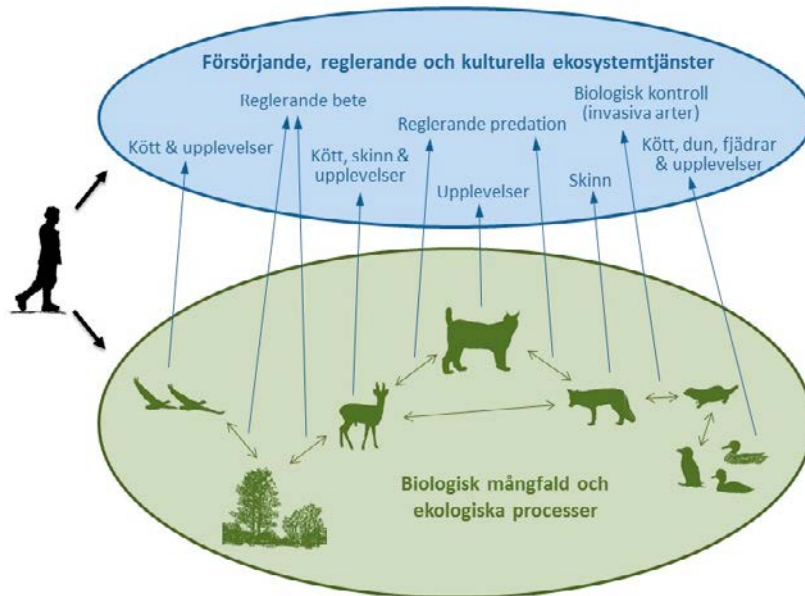
Ekosystemen, inklusive deras biologiska mångfald, utgör en absolut förutsättning såväl för människors välbefinnande som för människans långsiktiga överlevnad genom de nyttor – ekosystemtjänster – som ekosystemen tillhandahåller (MEA 2005). Ekosystemtjänster beskriver därmed det ömsesidiga beroendet mellan naturen och mänskligt välbefinnande (Schleyer m.fl. 2017). Rapportens inledande del beskriver teoribildningen bakom begreppet ekosystemtjänster och hur konceptet tillämpas idag.

Ekosystemtjänstbegreppet är antropocentriskt och beskriver därmed naturens olika nyttor utifrån människans perspektiv. Människan är dock en del av ekosystemen och påverkar och förändrar dem, samtidigt som ekosystemen påverkar oss när flödet av ekosystemtjänster förändras. Detta påverkar människors välbefinnande via tillgången till nyttigheter som vi behöver för att täcka våra basala behov samt förändringar i den fysiska miljön som påverkar vår fysiska och psykiska hälsa. Förändrade ekosystemtjänster kan också påverka vårt välbefinnande via graden av upplevd trygghet i form av tillgång på resurser, personlig säkerhet eller risk för naturliga eller människoskapade katastrofer (MEA 2005). Ofta *samskapas* ekosystemtjänster genom komplicerade samspel mellan biologisk mångfald och ekologiska processer å ena sidan och mänskliga aktiviteter, teknologi och våra sociala system å andra sidan (ex. Palomo m.fl. 2016). Exempelvis kan en jägares rekreativvärde från jakt påverkas av den sociala kontext som jaktlaget tillför jakten. Ett annat exempel är hur jägares investeringar i viltvård påverkar viltstammarna och därmed såväl den biologiska mångfalden som möjligheterna att jaga. Ekosystemtjänster bör inte ses som nyttigheter som levereras av ekosystemen oberoende av människan, utan uppstår genom människors samspel med övriga delar av ekosystemen (ex. Fischer & Eastwood 2016).

Det pågår en livlig diskussion om olika definitioner av ekosystemtjänster och huruvida definitionerna behöver revideras. En del författare ser ekosystemtjänster strikt som funktioner som levererar nyttigheter till människan från ekosystemet (ex. Potschin & Haines-Young 2017). Enligt detta synsätt skulle exempelvis viltkött inte vara en ekosystemtjänst, utan en av flera nyttigheter som är ett resultat av möjligheten att jaga vilket är en ekosystemtjänst. Andra författare menar att det varken är enkelt eller meningsfullt att försöka skilja på tjänster och nyttigheter (ex. Costanza m.fl. 2017). Distinktionen mellan tjänster och värden kan vara betydelsefull när man söker fastställa monetära värden för ekosystemtjänster, särskilt när tjänster levererar flera olika typer av nyttigheter. Det minskar risken att värden räknas dubbelt, eller inte alls. Syftet med denna rapport är dock inte att ta fram heltäckande, monetära värderingar; vi har därför valt att inte skilja mellan tjänster och nyttigheter.

Biologisk mångfald och ekologiska processer gynnar människan indirekt genom att de upprätthåller flödet av andra ekosystemtjänster (Figur 2). För vilt gäller det exempelvis interaktioner mellan arter, näringscyklars och närings-

vävars dynamik, evolutionära processer, samt ekosystemens stabilitet och resiliens. Vi har valt att följa en indelning av ekosystemtjänster där vad som tidigare benämndes stödjande tjänster istället beskrivs som ekologiska processer som utgör förutsättningar för ekosystemtjänster, på samma sätt som biologisk mångfald (ex. Hilding-Rydevik & Blicharska 2016, IPBES 2017, CICES 2018). Därmed delar vi in ekosystemtjänsterna i reglerande, försörjande och kulturella tjänster.



Figur 2. Biologisk mångfald och ekologiska processer genererar försörjande, reglerande och kulturella ekosystemtjänster, som ofta samskapas genom samspel med mänskliga aktiviteter och social kontext.

Reglerande ekosystemtjänster styr flödet av ekosystemprocesser som människan drar direkt nytta av, där vilt exempelvis kan utöva biologisk kontroll av andra arter, inklusive sjukdomsspridande och invasiva sådana. **Försörjande ekosystemtjänster** genererar produkter som människan använder. Viltets försörjande tjänster utgörs av livsmedel, skinn, ben och horn, samt genetiska resurser. **Kulturella ekosystemtjänster** kan brett definieras som ekosystemens bidrag till icke-konsumerande aktiviteter som uppstår genom samspel mellan människa och ekosystemen, exempelvis i form av positiva känslor och välmående. Viltet erbjuder upplevelser från viltskådning, ekoturism respektive jakt, liksom inspiration för konst, spirituella värden respektive kulturarv i form av en kulturell anknytning till en viltart. Hit räknas även utbildningsvärden, uppskattning av viltet av etiska skäl samt viljan att bevara viltets inneboende värden för framtida generationer (MEA 2005; Naturvårdsverket 2012, 2014). Leverans av kulturella ekosystemtjänster samskapas genom de sociala och kulturella kontexterna. Enligt moderna synsätt går det inte att separera andra typer av ekosystemtjänster från de kulturella (Diaz m.fl. 2018); exempelvis är viltkött en försörjande tjänst men kan samtidigt utgöra kulturella tjänster genom glädjen att bjuda på vilt man själv fällt eller att äta kött från djur som levtt i naturen.

Många av de ekologiska processer som skapar och upprätthåller ekosystemets dynamik och struktur har reglerande effekter på ekosystemtjänster från vilt. Dessa effekter modifieras ofta genom samskapande av ekosystemtjänster, exempelvis genom viltvårdande insatser eller plantering av skog. Vår bedömning är att det ofta är mycket svårt att säkert avgöra i vilken utsträckning artinteraktioner och övriga ekologiska processer har en reglerande funktion på viltets ekosystemtjänster. Det gäller särskilt i produktionslandskap, där vilt, jord och skog förvaltas aktivt på olika sätt och ekosystemtjänster alltid samskapas i större eller mindre grad.

På global nivå är de viktigaste faktorerna som driver förändringar i flödet av ekosystemtjänster förändrad markanvändning, överexploatering, invasiva främmande arter, utsläpp och klimatförändringar (ex. Maxwell m.fl. 2016). Tillgången på ekosystemtjänster behöver inte förändras linjärt, utan det kan även förekomma abrupta, icke-linjära förändringar, som t ex fiskbestånd som kollapsar och sedan får svårt att återhämta sig även om fisket åter minskar (MEA 2005). Ett sådant skeende karaktäriseras av en markant förändring när uttaget av tjänsten når ett kritiskt tröskelvärde, snarare än en kontinuerlig förändring som hela tiden går i takt med nyttjandegraden (TEEB 2010). Ekosystem har en varierande resiliens, det vill säga förmåga att tåla störningar. Det beror bland annat på graden av biologisk mångfald på olika nivåer, landskapets sammansättning och graden av naturliga miljövariationer. I ett artrikt ekosystem kan det exempelvis finnas flera arter med likartad ekologisk funktion, och om de svarar olika på miljöförändringar kan det innebära att processer och flöden av ekosystemtjänster upprätthålls trots att störningar påverkar vissa arter negativt (MEA 2005).

Bristande förståelse för betydelsen av olika ekosystemtjänster, och hur de påverkas av mänskliga aktiviteter, är en viktig förklaring till den pågående förlusten av biologisk mångfald. Resultatet är alltmer triviala ekosystem med minskad resiliens, som inte längre kan leverera samma tjänster till människan (TEEB 2010).

En nytthet som produceras av ett ekosystem kan självfallet vara ändlig, och kan därmed överutnyttjas. En uthållig förvaltning av naturresurser måste ligga inom naturens gränser, som därmed också begränsar vilka tjänster som kan produceras långsiktigt av ekosystemen. I takt med att fokus på klimatförändringarna ökat har termer som cirkulär, biobaserad ekonomi tillkommit. Där sätts fokus på att minimera vårt ekologiska ”fotavtryck” genom att nyttja förnybara resurser och effektivisera resursomsättningen. Det är nödvändigt att *samtidigt* slå vakt om den biologiska mångfalden och möta klimathotet (ex. Maxwell m.fl. 2016). Vägen mot ett uthålligt samhälle bygger på en cirkulär bioekonomi med ett multifunktionellt brukande av landskapet, och accepterade avvägningar mellan olika ekosystemtjänster. Detta måste ske inom de gränser som naturen sätter.

Riksdagen har beslutat att ”senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och beslut i samhället

där så är relevant och skäligt” (Prop. 2013/14: 141). Beslutet är en grundsten i miljömålsarbetet, men även en bärande del i Sveriges åtaganden när det gäller Aichimålen inom *Konventionen om biologisk mångfald* och EU:s *Strategi för biologisk mångfald*. Denna rapport är en del i processen.

På samma sätt som arter kan gynna eller begränsa varandra kan ekosystemtjänster stärka eller delvis begränsa varandra. Det går exempelvis inte att maximera både produktionen av högkvalitativt talltimmer och mängden älgkött man hållbart kan få från samma område, eftersom älgar bland annat äter tall. Vetskapen att vi har en livskraftig vargstam innebär kulturella ekosystemtjänster för många, men vargförekomst begränsar samtidigt möjligheterna till fäbodbruk, annan djurhållning och jakt. På motsvarande sätt kommer stora ansamlingar av rastande eller häckande gäss erbjuda starka naturupplevelser, men samtidigt delvis begränsa möjligheterna att få livsmedel från jordbruket i området. En central del i att förvalta naturresurser ur ett ekosystemtjänstperspektiv är insikten att det i princip alltid är nödvändigt att finna avvägningar mellan olika tjänster. Sådana avvägningar kan involvera allt från enstaka aktörer som tvingas optimera avvägningarna utifrån sina egna prioriteringar, till många aktörer med olika intressen där man behöver finna kompromisser mellan aktörerna. Ofta sätter samhället yttre ramar genom lagstiftning, för att säkerställa leverans av kollektiva nyttigheter från ekosystemen.

Utredningen *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster* (SOU 2013: 68) påtalar bristen på plattformar för att finna avvägningar mellan ekosystemtjänster i Sverige. Samtidigt påtalar propositionen *En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster* att ett utökat arbete med ekosystemtjänster innebär möjligheter till lärande och dialog mellan olika intressenter (Prop. 2013/14: 141). Ett exempel på detta är det *Nationella skogsprogrammet*, där flera av arbetsgrupperna utgick från ett ekosystemtjänstperspektiv och förordade en etablering av formaliserade plattformar för att finna avvägningar inom ett hållbart, multifunktionellt brukande av skogen (Andersson m.fl. 2016, Berglund m.fl. 2016). Inom delar av viltförvaltningen finns idag etablerade plattformar för att finna avvägningar mellan olika ekosystemtjänster, exempelvis i form av älgförvaltningsgrupper på lokal nivå och viltförvaltningsdelegationer på länsnivå (se *Förvaltningsstruktur* på s. 95).

Förvaltningen av vilt och av viltets ekosystemtjänster omfattar allt från individuella beslut att exempelvis mata fåglar om vintern, skjuta en älg eller sköta sin skog på ett viltanpassat sätt, till överenskommelser mellan stater att förvalta flyttande fåglar efter gemensamma mål. Förvaltningen omfattar följaktligen mycket mer än den offentliga förvaltningen. Generellt måste ett hållbart samhälle bygga på en kollektiv känsla av delaktighet; vi förvaltar alla ekosystemen, och ytterst planeten, genom våra passiva och aktiva val. Begreppet förvaltning används följaktligen i ett brett, inkluderande perspektiv i denna rapport, med en kombination av underifrånperspektiv från brukare och allmänhet och ovanifrånperspektiv från myndigheter, lagstiftning och Sveriges åtaganden enligt internationella konventioner.

Tillämpningen av ekosystemtjänstkonceptet revideras för närvarande. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)* är ett FN-organ som omfattar 120 länder och över tusen forskare inom olika discipliner (IPBES 2017). IPBES är tänkt att vara nästa steg mot en tillämpning av ekosystemtjänstkonceptet och att omsätta insikterna från Millenium Ecosystem Assessment (MEA) och *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)* i praktisk förvaltning. Bland annat ska detta ske genom att ta fram omfattande kunskapssammanställningar för olika regioner. Under arbetet har man konstaterat att begreppet ekosystemtjänster inte uppfattas som inkluderande av alla grupper, framför allt utanför västvärlden. IPBES har därför beslutat att lämna begreppet ekosystemtjänster, och istället använda benämningen "Nature's Contribution to People". Detta skulle kunna benämnas ekosystemens "naturnytta för människor" på svenska. I den här rapporten används dock genomgående begreppet ekosystemtjänster, vilket är (eller är på väg att bli) inarbetat inom den svenska förvaltningen av naturresurser.

Värdering av ekosystemtjänster

I takt med att jordens befolkning blivit större har trycket på ekosystemen att leverera produkter och tjänster ökat. För att garantera leverans av olika ekosystemtjänster behöver vi förstå processerna i ekosystemen, hur mänskliga aktiviteter och beslut påverkar dem, och hur vi kan gynna eller återställa processerna efter störning. Sådan kunskap, som kan innefatta såväl vetenskaplig som traditionell och praktisk brukarkunskap, kan användas för att säkerställa ett hållbart brukande som tillgodoser olika intressen i samhället.

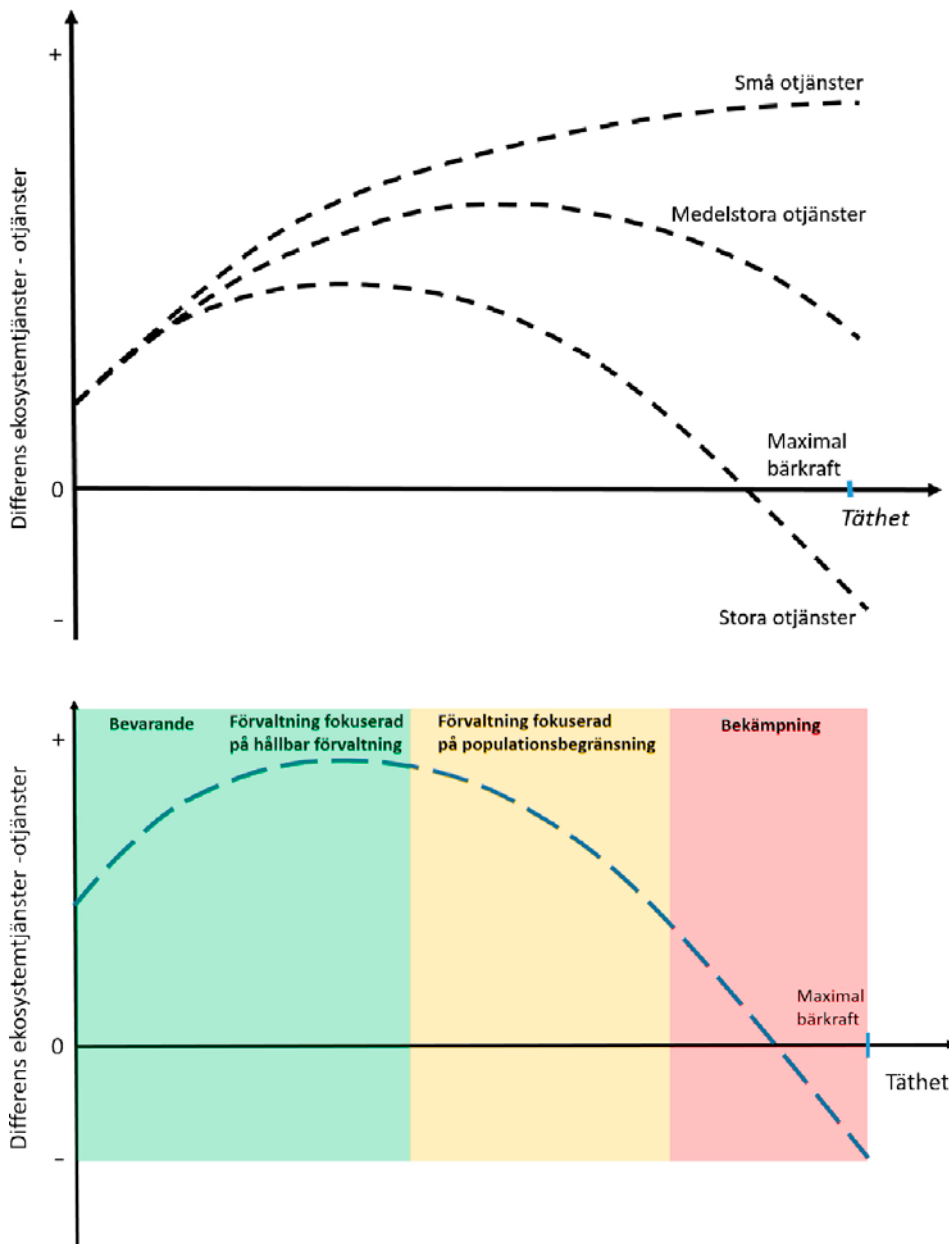
Många av de tjänster vi är beroende av utgör kollektiva nyttigheter och är därmed svåra att värdera, samtidigt som vi ofta tar dem för givna. Hit hör exempelvis ren luft och rent vatten. Dessutom är värdet av olika ekosystemtjänster inte absolut utan varierar både mellan intressegrupper och med tillgången på tjänster, där värdet kan anses större i områden där en viss tjänst är en bristvara. Därtill uttrycks ekosystemtjänster ofta på olika sätt på olika platser. Positiva effekter av en ökad tillgång på en ekosystemtjänst i en region kan medföra negativa effekter av en minskad tillgång på en ekosystemtjänst i en annan region. Urbana befolkningar kan exempelvis ha en kraftig påverkan på ekosystemtjänster både i närområdet och avlägsna platser genom olika handels- och konsumtionsmönster (MEA 2005; Naturvårdsverket 2015a).

En värdering kan göras i informativt syfte för att tydliggöra vilka avvägningar som finns eller krävs, för att skapa ett kunskapsunderlag inför diskussioner och beslutsfattande, eller för att skapa incitamentsbaserade policyverktyg som ekonomiska ersättningar för olika åtgärder (Naturvårdsverket 2012). Ekosystemtjänstbegreppet kan också koppla samman ekosystemen och ekonomin, där ekosystemtjänster kan betraktas som ett flöde av värden vars mängd beror på naturkapitalets status (TEEB 2010). En full-

god värdering av ekosystemtjänster söker inte bara fastställa ett värde, utan belyser sambandskedjan från ekosystemets processer och funktioner till vårt välbefinnande (Naturvårdsverket 2015a).

Ekosystemtjänster med ett direkt användarvärde består av produkter som kan säljas, vilket innebär att värdet kan skattas utifrån ett faktiskt marknadsvärde. När olika ekosystemtjänster vägs mot varandra tenderar ekosystemtjänster med ett direkt användarvärde att prioriteras framför tjänster med indirekta eller kollektiva värden (Naturvårdsverket 2012). I många industriländer minskar dessutom den relativa ekonomiska betydelsen av ekosystemtjänster från areella näringar som jord- och skogsbruk, medan de ekonomiska värdena kopplade till ekoturism, jakt och fiske ökar (MEA 2005). Monetära värderingar kan skapa förutsättningar för rationella avvägningar mellan olika ekosystemtjänster, och synliggöra möjliga konsekvenser av olika ageranden (MEA 2005; TEEB 2010). För att prissätta värdet av olika ekosystemtjänster används ofta scenariometoder som betingad värdering. Man undersöker då hur mycket olika personer, och i förlängningen samhället, kan tänka sig att betala för olika tjänster, exempelvis bevarandet av en art eller utförandet av en rekreationsaktivitet (TEEB 2010, Naturvårdsverket 2012). Monetära värderingar har nackdelen att de kan vara mindre pålitliga, eller direkt olämpliga, i komplexa situationer som innefattar avvägningar mellan många ekosystemtjänster, eller för etiska och kulturella värden. Ett mer lämpligt tillvägagångssätt kan då vara att konstatera att det finns ett värde och beskriva detta (TEEB 2010). En kvalitativ värdering beskriver värdet av en ekosystemtjänst i ord, medan en kvantitativ värdering anger mått på dess nytta, exempelvis i form av antalet besök, en mängd råvaror eller ett ekonomiskt värde (Naturvårdsverket 2012, 2015a).

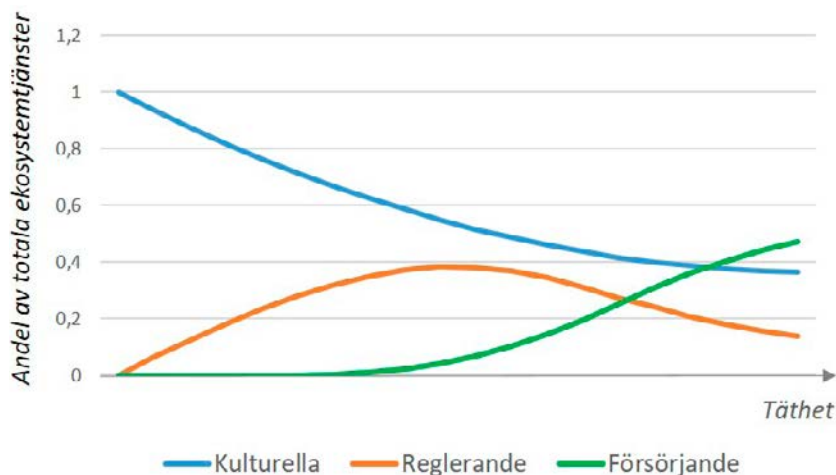
Vår genomgång av litteraturen visar att värdet av de ekosystemtjänster som är förknippade med en art delvis kommer att bero på populationstätheten. Vi har skapat en grafisk modell för att illustrera våra slutsatser. För ovanliga arter kommer ekosystemtjänsterna som genereras ofta att öka med ökande populationstäthet, allt eftersom artens strukturerande effekter (vilka ger reglerande ekosystemtjänster) ökar. Samtidigt ökar möjligheterna att nyttja arten (ger försörjande och kulturella tjänster). Många arter kommer dock att börja generera otjänster om populationerna växer över en viss nivå, och kostnaden för otjänsterna kan vara större än värdet av tjänsterna när populationerna närmar sig sin biologiska bärkraft (Figur 3a). Det gäller inte minst för klövvilt, storfåglar och stora rovdjur som står i fokus i den här rapporten. Såväl värderingen som förvaltningen av olika arters ekosystemtjänster och -otjänster behöver därmed ofta vara täthetsberoende (Figur 3b).



Figur 3. Grafisk modell för hur värdet av ekosystemtjänster kan variera med populationstätheten för arter. (a) Värdet av ekosystemtjänsterna en art genererar är liksom kostnaderna för -otjänsterna ofta täthetsberoende, och ökar med ökande populationstäthet. För vissa arter kan otjänsterna överväga vid höga populationstätheter och sammanvägt ge ett negativt netto. Det gäller bland annat klövvilt, storfåglar och stora rovdjur. (b) Inriktningen på förvaltningen av arterna och deras tjänster behöver därmed ofta ändras beroende på populationstätheten.

Även den relativa betydelsen av olika tjänster är ofta täthetsberoende. En mycket sällsynt art har existensvärden och kommer i många fall att tilldra sig intresse från artentusiaster, exempelvis i form viltskådare. Däremot kommer de strukturerande effekterna och värdet av eventuella försörjande tjänster att vara mycket små. Det innebär att det sammanlagda värdet av ekosystemtjänsterna i allt väsentligt kommer att utgöras av kulturella tjänster vid låga populationstätheter. Allt eftersom arten blir mer vanlig kommer andelen av

de totala tjänsterna som utgörs av reglerande tjänster att öka. Om arten blir jaktbar kommer den att generera försörjande tjänster samt rekreationsvärden genom jakt, samtidigt som arten inte kommer att vara av samma intresse för skådare när den blir vanlig. Många arter kommer dock att ha negativa strukturerande effekter vid höga tätheter, vilket gör att värdet av de reglerande tjänsterna åter minskar. De försörjande tjänsterna kommer sannolikt också att minska per individ nära artens maximala bärkraft på grund av konkurrens och svält (Figur 4).



Figur 4. Grafisk modell över hur den relativa betydelsen av olika ekosystemtjänster kan ändras beroende på populationstätheten för arter som även genererar otjänster. Vid låga tätheter utgör de kulturella ekosystemtjänsterna huvuddelen av det totala värdet av tjänsterna, men andelen reglerande och försörjande tjänster ökar med ökande täthet. Vid höga tätheter kan dock ökande otjänster och konkurrens göra att värdet av de reglerande respektive försörjande tjänsterna minskar.

Ofta är ”knippen” av ekosystemtjänster, dvs. grupper av ekosystemtjänster som ofta förekommer tillsammans, knutna till vissa delar av landskapet, till vissa livsmiljöer eller till vissa typer av markanvändning (Lamy m.fl. 2016). Exempelvis nyttjar våra storfåglar i stor utsträckning samma områden av odlingslandskapet, och deras ekosystemtjänster kommer därmed överlappa rumsligt. Andelen av olika livsmiljöer, liksom deras inbördes fördelning i landskapet, har följaktligen stor betydelse för försörjningen av ekosystemtjänster. Värdering och förvaltning av ekosystemtjänster bygger därmed ofta på intim förståelse av ekosystemet, inklusive interaktioner mellan människan och andra arter.



Ekosystemtjänster och -otjänster är ofta täthetsberoende. Flockar av vitkindade gäss erbjuder starka naturupplevelser, men vid stora koncentrationer uppstår problem med skador på grödor och betetryck som kan vara negativa för den biologiska mångfalden. Foto: Niklas Liljebäck.

Värdering av viltets ekosystemtjänster

I juridisk mening omfattar vilt alla vilda däggdjur och fåglar, men i dagligt tal brukar man framför allt syfta på jaktbara arter (Sörlin m.fl. 2016). Allt vilt levererar självfallet ekosystemtjänster i olika former, men vissa artgrupper har större betydelse än andra. Stammarna av klövvilt, storfåglar (gäss, tranor och svanar) och stora rovdjur har ökat markant under de senaste hundra åren, till följd av framgångsrik förvaltning och ändrad markanvändning (Bilaga 1). I takt med att stammarna ökat har deras strukturerande effekter och värdet av arternas ekosystemtjänster ökat. Det gäller dock även ekosystemtjänsterna, och därmed även behoven av att finna goda, accepterade avvägningar mellan olika tjänster och intressen. Rapporten tar huvudsakligen upp ekosystemtjänster från dessa artgrupper (se *Uppdragets utformning och avgränsningar* s. 14).

I rapportens andra del redovisar vi viltets olika ekosystemtjänster, hur de samspelar med varandra och hur olika former av mänskliga aktiviteter som exempelvis markanvändning stärker, respektive begränsar, ekosystemtjänsterna.

Viltets reglerande ekosystemtjänster

Artinteraktioner och andra ekologiska processer kan reglera viltets försörjande och kulturella tjänster indirekt. Exempelvis påverkar konkurrens om föda och predation klövviltstammarnas storlek och därmed möjligheterna till jakt, medan viltets bete bidrar till att skapa en miljö som är tilltalande för att den är rik på biologisk mångfald. Ofta samskapas de reglerande tjänsterna genom komplicerade interaktioner med olika former av markanvändning, som val av gröda eller val av trädslag vid förnygring av skog.

Klövviltet upptar delvis samma nisch som betande, semidomesticerade renar och tamboskap, och betar delvis i samma miljöer. Öppna landskap betas ibland också av en kombination av klövdjur (tamdjur/klövvilt/ren) och storfåglar. Därför beskrivs även strukturerande effekter från tamboskap och ren översiktligt. För att förvalta vilt ur ett ekosystemtjänstperspektiv krävs en förståelse av hur olika tjänster stärker och begränsar varandra, men även hur ekologiska processer skapar förutsättningar för leveransen av ekosystemtjänster.

Reglerande tjänster av betestryck

Betande klövdjur och fåglar påverkar sin omgivning på en rad sätt. Genom bete i fält, busk- och trädskikt påverkas samtidigt de betade växtindividerna, artsammansättningen och vegetationsstrukturen (ex. Hobbs 1996). Det ger i sin tur en inverkan på ljusförhållandena och luftfuktigheten, främst i mark- och fältskikten, vilket skapar en variation i livsmiljöer. Allt fler studier visar på positiva effekter av bete från vilt på biologisk mångfald, och att bete från hjortdjur kan modifiera effekterna av andra störningar som brand och stormfällning (Royo m.fl. 2010). Samtidigt kan betestrycket såväl orsaka konkurrens om föda mellan klövvilt (ex. Elofsson m.fl. 2017), som öka födotillgång för storfåglar genom att klövdjur håller vegetationen kort (ex. van der Graaf m.fl. 2002).



Tidigare betade 4–5 miljoner tamboskap skogarna under vegetationsperioden, vilket påverkade den biologiska mångfalden positivt. Idag betar istället c:a 1 miljon klövvilt i skogen. Dagens klövviltstammar orsakar ett lägre betestryck sommartid, men ett högre betestryck vintertid, än forna tiders skogsbeta. Foto: Fredrik Widemo.

BETE AV KLÖVVILT, TAMDJUR OCH SEMIDOMESTICERAD REN

För 100 år sedan hade vi c:a 4-5 miljoner nötkreatur, hästar, får och getter i Sverige, som i princip uteslutande betade i skogsmark under vegetationsperioden (Kardell 2016). På så vis maximerades möjligheterna att ta hö från ängar och myrar, vilket utgjorde foder för boskapen under vintern. Skogsbetet upphörde i princip runt tiden för andra världskriget i Sverige. Det finns en mängd studier som visar att skogsbeta av tamboskap och semidomesticerad ren varit positivt för den biologiska mångfalden i Sverige (ex. Linkowski & Lennartsson 2006, Axelsson Linkowski 2010), samtidigt som minskat skogsbeta och igenväxning av marker har identifierats som hot mot delar av den biologiska mångfalden i Europa (ex. Poschod m.fl. 2005, Austrheim m.fl. 2011).

Vi har idag c:a 8-900 000 vilda hjortdjur i Sverige i vinterstam (Viltövervakningen 2017, Göran Bergqvist muntligen). Till detta kan läggas ungefär 250 000 semidomesticerade renar (Sametinget 2017). Sammantaget uppgår därmed hjortviltet och renarna som betar i naturen till ungefär en fjärdedel av mängden tamboskap som betade samma miljöer tidigare, då antalet hjortvilt istället uppgick till några tiotusental. Forna tiders betestryck från 4–5 miljoner tamboskap översteg med säkerhet dagens betestryck från hjortvilt sommartid, medan betestrycket från dagens hjortviltstammar överstiger betestrycket vintertid för 100 år sedan (då tamdjuren liksom nu åt insamlat foder).

Hjortviltet fyller idag åtminstone delvis samma ekologiska nisch som tamboskapen tidigare gjorde under vegetationsperioden. Experimentella (ex. Suominen m.fl. 2008, Persson m.fl. 2009, Lilleng m.fl. 2014) och korrelativa (ex. Melis m.fl. 2006a, Melis m.fl. 2007, Hegland m.fl. 2013) studier från Skandinavien visar på positiva effekter av bete på biologisk mångfald vid medelhöga populationstätheter av klövvilt. Först vid nivåer motsvarande 30–50 älgar/1 000 ha (ex. Danell m.fl. 2005, Suominen m.fl. 2008, Persson m.fl. 2009, Myking m.fl. 2013) eller mer än 40 kronvilt/1000 ha (Hegland m.fl. 2013) ser man sammantaget negativa effekter. Det är avsevärt mer än normala tätheter i svenska klövviltstammar, även om man lokalt kan komma upp i sådana tätheter under kortare perioder i vissa områden. Mönstren ser dock inte nödvändigtvis likadana ut för alla artgrupper, eller ålderskategorier av växtindivider (Hegland m.fl. 2013). Andra studier visar att älgens foderväxter klarar av att långsiktigt betas av en stam på 5–10 älgar/1 000 ha utan att fodermängden minskar (Danell m.fl. 2005). Det motsvarar idag typiska svenska älgstätheter.

Det råder ingen tvekan om att andelen kvistbete av hjortdjur ökat på bekostnad av mulbete av tamboskap i europeiska skogar (ex. Wallis de Vries m.fl. 2007, Austrheim m.fl. 2011), även om födoalet mellan tamboskap och klövvilt överlappar. Sammansättningen av Sveriges klövviltsamhällen förändras idag, i takt med att de inhemska arterna vildsvin och kronvilt återtar sin forna utbredning samt sprider sig längre norrut. Samtidigt sprider sig de införda arterna dovilt och mufflonfår (Gentsch 2017, Viltövervakningen 2017). Mer varierade klövviltsamhällen ger ett mer varierat betestryck när det gäller vilka arter som betas och vilka växtdelar som utnyttjas (ex. Hofmann 1989), vilket kan ge positiva effekter på den biologiska mångfalden. Under svenska förhållanden kommer exempelvis kron- men framför allt doviltets spridning att göra att betestrycket på gräs ökar, jämfört med om samma biomassa konsumerats av rådjur och älg. Mer varierade hjortviltsamhällen kan därmed komma att mer efterlikna forna tiders skogsbete av kor, hästar, får och getter och till och med historiska landskap som bland annat betades av visent och uroxe.

Riktigt vilka effekter det kommer att få på sikt vet vi inte, men betesgynnade arter finns än så länge ofta kvar i skogsmark som tidigare betades av tamboskap och i öppna betesmarker som återbeskogats (Dahlström m.fl. 2006, Cousins m.fl. 2015). Det skandinaviska hjortviltet är i stor utsträckning knutet till skogsmiljöer, men nyttjar även öppna gräsmarker och åkrar (ex. Rivrud-Godvik m.fl. 2009, Bouyer m.fl. 2015a,b, Åberg 2017). Det saknas i princip forskning på vilka effekter detta har på den biologiska mångfalden, men funktionellt kommer betet på örter och gräs i dessa miljöer att vara mycket likt betet av tamboskap.

Klövviltets bete i ungsogar kan begränsa ekosystemtjänster från skogsbruk (se *Avvägningar mellan vilt och tjänster från skogsbruk*, s. 69), men samtidigt kan viltet minska behovet av att röja skogen för att säkerställa god tillväxt. Norska studier visar att älgens betestryck på björk och rönn är högt,

att betestrycket på tall är medelhögt och att betestrycket på gran är relativt lågt i ungskogsfasen (Speed m.fl. 2013). Samtidigt var känsligheten för bete, mätt som minskad höjdtillväxt, högst för tall, medelhög för björk och rönn samt låg för gran. Det innebär att älgbete kan minska konkurrensen av löv för gran, och göra det möjligt att minska eller helt eliminera röjningsbehovet i granbestånd. Det finns ingen omfattande litteratur på området, men en svensk studie visar att röjningskostnaden i betade granbestånd är lägre än i obetade (Bäck 2004). Röjning är en ren kostnad för skogsägaren, och kostnaden infaller tidigt under omloppstiden.

Renbete kan påverka viltet indirekt, via vegetationen, och den effekten kan vara både negativ och positiv. I Finnmark har man påvisat ett starkt positivt samband mellan höga ren- och lämmeltätheter, vilket skulle kunna innebära att arterna indirekt gynnar varandra via olika beteseffekter (Ims m.fl. 2007). Samtidigt kan renbete som minskar förekomsten av buskvegetation ha en negativ effekt på ripa (Ims m.fl. 2007) och minska artrikedomen av fåglar vilket gör det viktigt att balansera renbetestrycket på en nivå som motverkar förbuskning utan att alla buskar försvinner (Ims & Henden 2012). Det allt varmare klimatet har medfört en indirekt människodrivna påverkan på fjäll-ekosystemet. Det gör att arter som tidigare var i huvudsak boreala sprider sig norrut och upp på kalvfjället, samtidigt som trädgränsen flyttas.



Sommartid utgörs mycket av klövviltets föda av örter, gräs och blad. Foto: Fredrik Widemo.

BETE AV STORFÅGLAR

Gäss kan spela en stor roll för att hålla gräsmarker i ett naturligt, öppet, stadium. Det gynnar hög artdiversitet, särskilt bland växter, genom att reglera mellanartskonkurrens (Jasmin m.fl. 2008). I andra studier har bete av gäss visat sig stimulera primärproduktion av terrestra växter och därmed öka systemets förmåga att hålla en hög biologisk mångfald (Cargill & Jefferies 1984, Fox m.fl. 2017). Betande andfåglar kan även ha stora effekter på vattenväxter (makrofyter) och detta kan ge positiva effekter på den biologiska mångfalden (Hidding m.fl. 2010) och primärproduktionen (Nolet 2004). Det kan i sin tur ge positiva effekter på upplevelsevärden och ekosystemtjänster kopplade till vattenmiljöer.

Andfåglar, framförallt gäss, kan beta hårt på bladvass och andra beståndsbildande vattenväxter (Bjelke & Sundberg 2014, Loonen m.fl. 1991, van der Putten 1997, Wallsten & Forsgren 1989). Detta kan öppna upp eller glesa ut växtligheten och därmed öka den biologiska mångfalden eller öka produktionen av ekonomiskt viktiga arter som t.ex. rovfisk (t.ex. Wagner & Hansson 1988, Murkin m.fl. 1997). Gässens bete får då tydliga strukturerande effekter, som kommer att reglera både försörjande och kulturella ekosystemtjänster.

I Hornborgasjön har man vid sjöns restaurering eftersträvat att minska bladvassens utbredning för att öka andelen öppen vattenyta. Detta är ett av de största naturvårdsprojekten i Sverige och arbetet har varit framgångsrikt. Initialt förhindrande ökande antal grågäss och deras bete på skjutande skott återetablering av bladvass på röjda ytor. Idag utgör dock betetrycket ett hinder för återbildandet av bladvassbälten i sjön. Flera av de arter som gynnas av bladvass och som tidigare var vanliga saknas i princip helt (Jonsson m.fl. 2017).

Ett liknande problem för naturvården har beskrivits för strandängsvadare. Ett måttligt gåsbete kan hjälpa till att hålla en varierad vegetationsstruktur på strandängar, vilket skapar variation i förekomsten av häckningsbiotoper för vadare och tättingar. Kraftigt ökande populationer av grågås och vitkindad gås har dock bidragit till att beta ned växtligheten på redan hårt hävdade strandängar till nivåer som minskar arealen lämpliga miljöer för exempelvis brushane och rödspov eftersom växtligheten blir för kort och homogen (Widemo 2006, Ottvall 2015).

Alltför hårt bete av storfåglar kan följaktligen utgöra ekosystemtjänster, precis som för klövvilt. Det är ofta en stor utmaning att hålla betetrycket på en nivå anpassad till de målbilder som finns.



Ofta äter respektive vilar storfåglar i olika områden. Näringsämnen omfördelas i landskapet när fåglarna lämnar sin spillning på andra platser än där de äter. Foto: Niklas Liljebäck

Omfördelning av näringsämnen

Viltet kan även påverka mängden och fördelningen av näringsämnen i mark och vatten genom bete, spillning och urin, vilket kan ha stora effekter på ekosystemen och leveransen av ekosystemtjänster.

Intensivt bete av älg har visat sig minska såväl mängden tillgängligt kväve (Pastor m.fl. 1993) som mängden kol som frigörs i marken genom nedbrytning (Persson m.fl. 2009). Förklaringen till detta är dels att älgens selektiva bete ger en större andel gran och mindre löv i bestånden, dels att mängden lövförna blir mindre (Pastor m.fl. 1993, Persson m.fl. 2009). Effekterna är mindre i mer produktiva områden, och lövträdens snabba tillväxt kan i viss utsträckning kompensera för effekterna av betningen (Persson m.fl. 2009).

Persson m.fl. (2005b) visade att man genom att simulera starkt betestryck av älg i uthägnader i boreal skog får en förlust av kol och kväve ur systemet, även när näring motsvarande spillning och urin tillfördes. Även om ett hårt betestryck generellt leder till att mer kväve förloras än som återförs (Pastor m.fl. 1993), så kan den fläckvisa fördelningen ge en småskalig mosaik av livsmiljöer med olika näringstillgång. Klövviltet kommer därmed ha en reglerande effekt på bland annat markfaunan. Under försöket användes betestryck som motsvarade 0, 10, 30 respektive 50 älgar per 1000 hektar. Det var dock endast manipulationen som motsvarade den högsta populationstätheten och betestrycket som skilde sig signifikant från övriga behandlingar. Tätheter motsvarande 50 älgar per 1000 hektar kan uppstå lokalt på beståndsnivå under vintern i Sverige, men över större ytor ligger tätheterna betydligt lägre.

Även storfåglar kan omfördela näringsämnen. Ett högt betestryck av gäss och svanar kan påverka växtligheten i våtmarker negativt, med ökad bioturbation, ökat näringsläckage, jorderosion eller förlust av livsmiljöer som följd (t.ex. Buckeridge & Jefferies 2007, Ford m.fl. 2013). Gäss och svanar kan koncentrera och transportera stora mängder näringsämnen mellan markområden, men också från fält till vattendrag. Detta får ofta konsekvenser för det mottagande systemet, och kan utgöra en ekosystemtjänst, en ekosystemotjänst eller både och. I ett näringsfattigt vattensystem kan tillförsel av näring från gåsspillning öka produktionen, vilket i sin tur ökar utbytet av ekosystemtjänster kopplat till vattenbruk som t.ex. fiske (ex. Dessborn m.fl. 2016). I redan näringsrika system kan ökande mängder näringsämnen istället utgöra en ekosystemotjänst då övergödning medför många olika negativa effekter. Ofta kommer näringstillförsel gynna vissa tjänster, som exempelvis vattenbruk, men potentiellt innebära minskat värde av andra tjänster genom att den biologiska mångfalden minskar.

På den mark som betas kan gåsspillningen medföra ett positivt tillskott av näringsämnen. Det kan öka produktionen av den gröda som växer på marken, t.ex. vårsådd i en tidig tillväxtfas (Cochran m.fl. 2000) eller återväxt av betade gräsmarker (Shimada & Mizota 2009). Den gödslande effekten verkar dock vara kortvarig och näringsämnen från spillningen läcker snabbt ut (van der Wyngaert m.fl. 2001). I de flesta studier är den gödande effekten av gässens spillning liten eller obefintlig (t.ex. Groot Bruinderink 1989), särskilt på konventionellt brukad jordbruksmark där normala gödselgivor tillför så mycket näring att gödseffekter av gåsspillning inte går att påvisa. Även om gässens spillning kan leda till negativa kaskadeffekter genom eutrofiering (summerat i Buij m.fl. 2017) är det viktigt att komma ihåg att storfåglarnas bidrag till eutrofieringen i de flesta fall är försumbart, jämfört med näringsläckage från jordbruket.

I dagens landskap betar ofta gässen på intensivt odlade fält med mycket näringsrika växter. Detta betyder att gässen bara behöver beta korta tider på dygnet för att tillgodogöra sig tillräckligt med näring. De kan därmed tillbringa mycket tid vid vattendrag för att vila och smälta födan. Gäss förflyttar sig mellan fält och vattenmiljöer under dygnet, ofta flera gånger. Beroende på bland annat näringstillgång för gässen, årstid och klimat kan näring tillföras det fält de betar på eller föras därifrån. En mängd olika faktorer avgör om nettot av näringstransporterna blir positivt eller negativt för en given plats.

Effekter av spillning och urin på biologisk mångfald

Spillning och urin är inte bara viktiga sett till fördelningen av näringsämnen. Många svampar och insekter är intimt knutna till förekomst av urin och spillning. Ofta är den biologiska mångfalden som nyttjar spillning relativt artspecifik. Spillning från exempelvis kor, får, älgar, skogshöns och björnar kommer följaktligen fungera som substrat för delvis olika grupper av insekter, svampar och smådjur (ex. Richardson 2001).



Spillning och urin skapar en småskalig mosaik av livsmiljöer, både genom sin gödslande verkan och genom att fungera som substrat för svampar och insekter. Foto: Fredrik Widemo.

Effekter av tramp och bök

Trampande och bökande påverkar markskiktets struktur, och skapar tillgång till ytor där arter som specialiserat sig på att utnyttja miljöer som nyligen störts kan etablera sig genom fröspridning (McInnes 1992, Persson m. fl. 2005a,b). Samtidigt kan detta ske på bekostnad av sena successionsarter, men vildsvinsbök kan öka den biologiska mångfalden (ex. Welander 1995).

En studie gjord i Dalby Söderskog visar att vildsvin kan ha negativa effekter på vårblommor (vitsippa, gulsippa och svalört) (Brunet m.fl. 2016). I kraftigt bökade provrutor hade täckningen av dessa arter minskat från 75 % till 39 % under perioden 2010–2013. Samtidigt ökade artrikedomen av sommargröna örter, eftersom de påverkades positivt av bök. Författarna drog slutsatsen att den totala artrikedomen i markskiktet kan öka på grund av vildsvinen, åtminstone på kort sikt, medan vårblommorna kan minska kraftigt. Det kan innebära att vårblommornas ekologiska funktion hotas, samtidigt som de kulturella ekosystemtjänsterna av att vistas i naturen kan påverkas negativt.

Det har gjorts relativt få studier kring vildsvinets effekter på skogsekosystemen (Bergström 2010), särskilt i Skandinavien. De flesta studierna visar att det finns positiva effekter på föryngring av skog genom vildsvinens naturliga markberedning. Detta motverkas samtidigt av att de ofta bökar mycket på samma ställen (negativt för föryngringen) istället för mer utspritt (potentiellt positivt). Sammantaget kan detta påverka föryngringen av exempelvis bok och ek negativt. Vad gäller effekter på skogens fältskikt skiljer sig resultaten mellan studier, troligen på grund av hur lång tid som gått efter bök, hur intensivt det bökats och vegetationstyp. Effekten kan vara positiv, negativ, eller ingen alls. En svensk studie på Tullgarn (Welander 2000) visade att antalet arter var högre där det fanns vildsvinsbök i fyra av sex vegetations typer. Hur gamla just de böken var framgick inte av studien.

Flockar av storfåglar är ofta täta och kan vistas på begränsade ytor under längre tid. Där uppges tramp från betande storfåglar ofta ha stor negativ effekt på grödor, särskilt i fuktig mark (ex. Owen 1990). Dessa effekter är dock svåra att särskilja från andra processer. Ingen riktad studie som gjorts för att studera skador av fågeltramp på jordbruksgrödor har kunnat visa på skördebortfall (t.ex. Summers 1990). Tramp och fysisk omrörning i markskiktet från fåglarnas födosök kan såväl kompaktera jorden, som göra den mer lättroderad (ex. Fox m.fl. 2017). En kompaktering kan utgöra en tjänst då förmågan att hålla kvar hög fuktighet och näringsämnen kan förbättras för vissa jordar (Kahl & Samson 1984). Det mesta tyder på att effekten av tramp och annan påverkan på markskiktet är kortvarig, men detta behöver studeras närmare (Fox m.fl. 2017).

Även tramp av tamdjur och semidomsticerad ren har strukturerande effekter. Samverkan mellan omväxlande hårt och svagt bete samt tramp av ren skapar exempelvis en finskalig dynamik av lokal igenväxning, avbetning, vegetations- och markskador. De senare temporära skadorna krävs enligt en del studier för att hålla tillbaka vide och ris i alpina miljöer, vilket på längre sikt kan gynna den biologiska mångfalden (Linkowski & Lennartsson 2006).

”Intermediate disturbance hypothesis”

Sammantaget ger den vetenskapliga litteraturen på effekter av klövviltets bete, tramp, bök, spillning och urin stöd för den så kallade “intermediate disturbance hypothesis” (ex. Melis m.fl. 2007, Hegland m.fl. 2013), som säger att artrikedomen i ett ekosystem är störst vid intermediära störningar (Grime 1973, Connell 1978, Svensson m.fl. 2012). Ett svagt eller medelhårt betetryck ger en större variation i vegetationsstrukturen, och skapar en mosaik av olika livsmiljöer. Ett medelhårt betetryck ger därmed en större variation i livsmiljöer på olika rumsliga skalor än hårt, respektive svagt, bete. På den minsta rumsliga skalan kommer enstaka bett här och där att ge en större variation i vegetationsstrukturen, än om vegetationen betats ned jämnt eller fått växa sig jämnhög utan att betas. Det ger en finskalig mosaik av variationer i ljusförhållanden och fuktighet. På en större geografisk skala kommer viltet att beta hårdare i vissa områden än i andra vid medelhöga populationstätheter, beroende på att viltet tillbringar mer eller mindre tid där av olika anledningar. Det ger en mer storskalig mosaik av hårt, medelhårt och svagt betade marker. Det gör att även arter som gynnas av hårt, respektive svagt, bete kan finna lämpliga livsmiljöer (ex Suzuki m.fl. 2013).



Medelhårda betetryck av tamdjur, klövvilt och storfåglar är positivt för den biologiska mångfalden, då man får en större variation i livsmiljöer. Samma principer gäller i det öppna landskapet som i skogen. Foto: Fredrik Widemo.

Betetrycket beror av både fodermängden och antalet betande djur; finns det litet foder per antalet betande djur kommer betetrycket att bli hårt, med minskande variation i vegetationsstruktur till följd. Variationen förstärks av tramp, bök, spillning och urin (ex. Jensen m.fl. 2011). Dessa mönster motsvaras av effekter av bete och tramp från tamboskap (ex. Milsom m.fl. 2000, Söderström m.fl. 2001, Widemo 2006) och semidomesticerad ren (Linkowski & Lennartsson 2006). Man kan även föra motsvarande resonemang för medelhårda predationstryck, som varierar i tid och rum, och förekomst av kadaver.

Det finns ett generellt mönster där biologisk mångfald är högre i mer varierade landskap (ex. Cousins m.fl. 2015, Hahn m.fl. 2017), vilket gör att det exempelvis är fördelaktigt ur ett mångfaldsperspektiv att viltet betar hårdare i vissa områden och mindre i andra. Ur ett skadeperspektiv är det dock normalt inte önskvärt, speciellt där markinnehaven är små så att vissa markägare drabbas av stora procentuella skador medan andra knappast drabbas alls.

Reglerande tjänster av fröspridning

Vilt kan även generera ekosystemtjänster genom att bidra till fröspridning och plantrekrytering. Klövvilt sprider frön både genom sin spillning (Pellerina m.fl. 2015, Picard m.fl. 2015) och genom frön som fastnat i päls eller klövar. Vildsvinen ökar dessutom genom sitt bökande sannolikheten att frön ska gro. Klövviltet har därmed en viktig roll som fröspridare, vilket exempelvis visas av att vildsvin ökar mångfalden i florin (Welanders 1995).

Storfåglar kan sprida både frön och fruktkroppar från växter, olika mikroorganismer (t.ex. Green & Elmberg 2018) och troligen även ägg från ryggradslösa djur, grodor och fiskar. Många av dessa organismer är oförmögna att själva förflytta sig mellan våtmarker och vatten, men hur viktig denna spridningsväg är jämfört med andra vektorer är dåligt undersökt (Wilkinson m.fl. 2012). Förflyttning och spridning av organismer via andfåglar kan vara en betydande ekosystemtjänst då en hög biologisk mångfald i vattenkosystem är en förutsättning för ekosystemtjänster knutna till vattenmiljöer. Likaså kan en etablering av olika vattenorganismer och växter i nyskapade våtmarker/vattendrag vara av stor betydelse för fungerande ekosystem med hög biologisk mångfald. Utöver den reella spridningen av organismer som ny- eller återetablerar sig i vattenmiljöer kan spridningen motverka genetisk utarmning genom att skapa konnektivitet mellan isolerade vattenkosystem. Ökad fragmentering av våtmarker har annars identifierats som ett växande problem. Janzen (1984) menar att spridningen av växter av andfåglar till viss del kan kompensera för en förlorad spridningsväg via stora, landlevande däggdjur.

Betydelsen av fröspridning genom rovdjur i Skandinavien är dåligt undersökt.

Reglerande tjänster av predation

De stora rovdjurens reglerande ekosystemtjänster består främst av deras potentiella förmåga att begränsa tätheterna av klövvilt och mindre rovdjur. Dessutom kan de stora rovdjuren tillhandahålla en jämn tillgång på kadaver

för arter som helt eller delvis är beroende av tillgång till as. De stora rovdjurens reglerande ekosystemtjänster kan även ha indirekta kaskadeffekter på ytterligare arter, och ha betydelse för att upprätthålla ekosystemets struktur, funktion och biologiska mångfald (Estes m.fl. 2011; Ripple m.fl. 2014).

I vilken utsträckning rovdjur påverkar sina bytesdjur beror emellertid på flera faktorer utöver rovdjurs- och bytestäthet, däribland rovdjurens selektivitet och jaktteknik. Generellt sett har selektiva rovdjur med förföljande jaktteknik en svagare effekt på sina bytesdjur än icke-selektiva och smygjagande rovdjur, i och med att de förra i högre grad slår unga eller försvagade individer (Wilmers m.fl. 2007, Gervasi m.fl. 2012). Rovdjur kan också påverka andra arters beteende så att de undviker områden där predationsrisken är hög, vilket kan påverka bytesarternas rumsliga fördelning samt populationstäthet. Det senare kan bli fallet exempelvis om de stora rovdjurens närvaro utestänger andra arter från resursrika miljöer (Prugh m.fl. 2009; Kuijper m.fl. 2016). Rovdjurspopulationers storlek och rovdjurens effekter på bytesdjuren påverkas dessutom av konkurrens och predation rovdjur emellan (Prugh m.fl. 2009; Ripple m.fl. 2014).

PREDATIONSTRYCK PÅ KLÖVVILT

I Sverige prederar björn och varg på älg, men den potentiella effekten på älgstammen beror på flera faktorer. Om man jämför den effekt, per fälld älg, som varg eller björn har på en älgstam är den relativt liten jämfört med människans jakt. Det beror dels på jakttrycket, dels på att svenska jägare fäller en större andel vuxna djur jämfört med varg och björn, som i högre grad prederar på älgkalvar (Sand m.fl. 2008; Gervasi m.fl. 2012). Särskilt björn slår sällan vuxna älgar (Dahle m.fl. 2013), men vid höga tätheter kan björn ändå påverka älgstammen genom ett relativt högt predationstryck på kalvar. Mer än var femte älgkalv kan dödas av björn under kalvnings-säsongen (Swenson m.fl. 2007; Rauset m.fl. 2012; Andrén m.fl. 2018).

Vargens och björnens effekt på älgstammen beror på de tre arternas täthet. Om både varg- och björntätheten är medelhög, samtidigt som älg-tätheten är låg (c:a 5 älgar/1000 ha), motsvarar det totala predationstrycket den årliga tillväxten i älgstammen (Andrén m.fl. 2018). Det utesluter därmed en långsiktigt hållbar jakt. Under andra förutsättningar, exempelvis om vargetablering sker vid relativt höga älgtätheter i områden där det inte finns björn, kan predationstrycket vara lägre än tillväxten i älgstammen. Predationen kan då ske utan att älgtätheten påverkas, om jägarna kompenserar genom en motsvarande minskning i jaktuttaget (Wikenros m.fl. 2015). I områden där vargen har tillgång till mindre klövviltarter, som rådjur, förväntas vargens predationstryck och effekt på älgstammen vara mindre, i och med att vargen i högre grad kommer inrikta sin predation på de mindre arterna (Sand m.fl. 2016; Andrén m.fl. 2018). Vargen har hittills haft små effekter på älgens nyttjande av olika miljöer i landskapet i Skandinavien (Nicholson m.fl. 2014). Det beror förmodligen på att vargar har stora hemområden jämfört med älggen och på att älgtätheten är relativt hög, vilket innebär att en genomsnittlig älg sällan träffar på varg (Eriksen m.fl. 2009).

Även om varg och björn gemensamt bidrar till att begränsa älgstammen i områden där arterna förekommer tillsammans, innebär det också att rovdjuren kan konkurrera med varandra. Varg etablerar sig i lägre uträckning än förväntat i områden med hög björntäthet (Ordiz m.fl. 2015). Dessutom minskar vargens predationstakt på älg i områden med björn. Orsaken är inte klarlagd, men konkurrens om byten är en möjlighet (Tallian m.fl. 2017).



Lodjur är en viktig predator på rådjur, och begränsar därmed ekosystemtjänster från rådjur. Samtidigt bidrar lodjurens med egna positiva värden. Foto: Naturvårdsverket/fotograf: Magnus Elander.

Lodjur och rödräv kan båda påverka rådjursstammens storlek (Jarnemo & Liberg 2005; Andrén & Liberg 2015; Davis m.fl. 2016). Lodjuret är en smygjagande predator som i hög grad slår vuxna rådjur i god kondition (Andersen m.fl. 2007). Det gör att lodjurets predation har en stark effekt per dödat rådjur, och den är jämförbar med effekten av jakt (Gervasi m.fl. 2012). Lodjur specialiserar sig på rådjur redan vid låga rådjurstätheter, och kan då ha en starkt begränsande effekt på stammen, särskilt i livsmiljöer som är klimatomläggt marginella för rådjuret. Däremot kan lodjurets begränsande effekt på rådjursstammen minska när rådjurstätheten ökar, särskilt i regioner med mildt klimat och hög primärproduktion (Melis m.fl. 2009; Nilsen m.fl. 2009a; Melis m.fl. 2010, 2013). I framtiden kan vargpredation komma att påverka rådjursstammen, eftersom vargen verkar predera på rådjur i hög grad när den etablerar sig i rådjursrika områden (Mattisson m.fl. 2013; Sand m.fl. 2016).

Till skillnad från lodjur och varg tar rödräven nästan enbart kid, vilket gör att effekten per dödat rådjur är svag (Gervasi m.fl. 2012). Däremot finns indikationer på att rödrävspredationen på kid ökar med kidtätheten (Melis m.fl. 2013) och predationstrycket kan vara högt, i genomsnitt över 40 %,

även om det varierar med rödrävstäthet och eventuellt med tillgången på andra bytesdjur (Aanes & Andersen 1997; Kjellander & Nordström 2003; Jarnemo & Liberg 2005). Den potentiella effekten av rödräv på rådjursstammen skulle därför kunna vara relativt stark.

Flera studier från Skandinavien har pekat på rödräven som en nyckelpredator i ekosystemet. Rödrävens effekt på såväl rådjur som småvilt blev uppenbar under rävs-kabbepidemin på 1970- och 80-talet då rödrävsstammen minskade kraftigt för att sedan återhämta sig. Både i Sverige och Norge sammanföll detta med ökande trender i stammarna av rådjur, skogshare, fälthare, tjäder och orre. Detta skedde trots att de mindre rovdjuren mård och mink också ökade i rävns frånvaro, vilket tyder på att det ökade predationstrycket från mård och mink mer än väl kompensades av rävstammens minskning (Lindström m.fl. 1994, 1995; Smedshaug m.fl. 1999; Jarnemo och Liberg 2005, Carlsson m.fl. 2010).

Det har ännu inte gjorts studier av de större rovdjurens predation på kron- eller dovvilt i Sverige. Eftersom vargen generellt uppvisar en preferens för mindre och mer lättslagna bytesdjur än älg, kommer vargen förmodligen att predera på dessa i högre grad än på älg när varg etablerar sig i områden där möjligheten finns (Andrén m.fl. 2018). Lodjuret är en predator på dov- och kronvilt, men särskilt vad gäller kronvilt förväntas effekten på stammen blir relativt svag eftersom lodjuret framförallt dödar unga individer av denna art (Andrén m.fl. 2018).

I Sverige är det framför allt varg som kan tänkas ta vildsvin, men hittills har överlappet mellan vargens och vildsvinets utbredning varit litet. Sannolikt kommer vargen ha relativt svag effekt på vildsvinets numerär. En studie som jämför vildsvinstätheter i områden med och utan varg i Europa, inklusive Ryssland, visar att vildsvinets abundans framför allt begränsas av vinterns hårdhet och vegetationens produktivitet, medan effekten av varg var svag. Detta har föreslagits bero på att vargen i regel föredrar andra bytesdjur (Melis m.fl. 2006b; Andrén m.fl. 2018).

Stora rovdjur kan ha en indirekt effekt på mindre klövvilt och småvilt genom att påverka tätheten av mindre rovdjur. Lodjur kan döda rödräv i en omfattning som är tillräcklig för att orsaka en nedgång i rödrävsstammen (Helldin m.fl. 2006). I Finland har lodjuret en negativ effekt på rödrävstätheten, särskilt i mindre produktiva regioner i östra Finland (Ludwig 2007, Elmhagen m.fl. 2010). Däremot verkar lodjuret ha en positiv nettoeffekt på rödräv i södra Sverige (Wikenros m.fl. 2017), vilket tyder på interaktionen mellan lodjur och rödräv kan modifieras av olika miljöfaktorer. En finsk studie visar att lodjuret indirekt kan öka tätheten av skogshöns och skogshare, genom att reducera rödrävstätheten (Ludwig 2007; Elmhagen m.fl. 2010). I Sverige verkar vargetableringar ha en initial men övergående negativ effekt på rödräven. Det skulle kunna bero på att rödräven lär sig att hantera risken, när vargen funnits i ekosystemet en tid (Wikenros m.fl. 2017). På Eurasisk skala verkar det inte finnas något samband mellan rödrävstäthet och vargförekomst, vilket också tyder på att den eventuella negativa effekten av varg på rödräv är svag (Pasanen-Mortensen m.fl. 2013). Sammantaget är det svårt att förutsäga

i vilken utsträckning som stora rovdjur begränsar rödrävsstammen i Sverige, men där så är fallet kan det indirekt gynna rödrävens bytesdjur.

TILLGÅNG PÅ KADAVER

Många djur är beroende av, eller drar nytta av, de kadaver som är en naturlig följd av predation. Svensk forskning visar att varg kan gynna asätare genom att erbjuda en jämnare tillgång på kadaver under året, jämfört med de slaktrester som jägare lämnar efter sig under den huvudsakliga jaktsäsongen. Rödräv, korp, mård och duvhök var de vanligaste asätarna som besökte rester efter vargslagna byten, även om betydligt fler arter åt från kadavren i någon mån (Wikenros m.fl. 2013). Vidare har det föreslagits att stora rovdjur kan motverka negativa effekter av klimatförändringar på asätarens födotillgång, genom att öka tillgången på kadaver under vintern. Det skulle i så fall mildra den eventuella effekten av födobrist för asätare under senvintern, om ett mildare klimat skulle innebära att djur inte självdör i samma utsträckning som idag (Wilmers & Getz 2005; Wilmers & Post 2006).

Järven, som börjat återetablera sig i skogsmiljöer i Sverige, kan också gynnas av ökad förekomst av kadaver. I Finland är jakt- och predationsrester från älg särskilt viktiga för reproducerande järvhonor (Koskela m.fl. 2013a), och i Norge har järven ändrat sin diet sedan vargen kom tillbaka (van Dijk m.fl. 2008a). I Finland ökar järvtätheten i områden med hög vargtäthet, vilket tyder på att järv selekterar för områden med varg. Det händer emellertid att järv dödas av varg. Det kan därför vara så att järv föredrar områden med varg på regional skala, samtidigt som de undviker närkontakt med varg på finare skala (Koskela m.fl. 2013b, van Dijk m.fl. 2008b).



Kadaver från stora rovdjurs predation kan vara viktiga resurser för mindre asätare och insekter.
Foto: Bodil Elmhagen.

I fjällkedjan verkar samexistens mellan lodjur och järv möjliggöras av en mycket finskalig segregering mellan de två arterna i tid och rum (López-Bao m.fl. 2016). Lodjurets närvaro kan därmed gynna järven. Lodjursrivna renar är en viktig födokälla, som ökar sannolikheten att järvhonor reproducerar sig två år i rad (Mattisson m.fl. 2012a; Rauset m.fl. 2015). Järven minskar i viss mån den egna predationen på ren när järven har tillgång till kadaver från lodjursrivna renar (Andrén m.fl. 2011).

Rödräven kan också gynnas av kadaver som lodjur och varg lämnar efter sig (Helldin & Danielsson 2007; Wikenros m.fl. 2013). Studier från sydöstra Norge bekräftar att kadaver från hjortdjur är en viktig födokälla för rödräv, särskilt under vintern när tillgången på annan föda är låg (Needham m.fl. 2014). I boreala och alpina Sverige kan rödräven gynnas av en potentiellt högre tillgång på kadaver (Carricondo-Sanchez m.fl. 2016). Detta kan ge ekosystemtjänster. Under 1900-talet har rödrävens närvaro i fjällmiljöer ökat, på bekostnad av den idag utrotningshotade fjällräven. Huvudorsaken till rödrävens expansion är troligen klimatförändringar, men mönstret förstärks där födotillgången ökar av andra orsaker och tillgång på kadaver har visats underlätta rödrävens etablering på kalfjället (Elmhagen m.fl. 2017).

Utöver effekter på vilt förser kadaver som lämnats av stora rovdjur en mängd olika insekter med den livsmiljö de kräver. Kadaver gynnar därmed delar av den biologiska mångfalden (Melis m.fl. 2004), medan andra delar kan missgynnas. Dit hör skyddsvärda predationskänsliga arter, som kan begränsas av småpredatorer som gynnas av kadaver (Widemo 2006, Ottvall 2015). Generellt har vi inte tillräcklig förståelse av effekterna av kadaver-förekomst (Fielding m.fl. 2014).

Viltets klimatreglerande tjänster

Klövvaltets bete kan även ha klimatteffekter. Migrerande betande djur i Arktis, som ren och myskoxe, kan bidra till att upprätthålla gräsmarker med högt albedo, dvs. förmåga att reflektera ljus, vilket motverkar klimatuppvärmning. En nedgång i betetrycket kan däremot bidra till en förbuskning som höjer marktemperaturen och ökar risken för nedbrytning av torv som idag är bunden i permafrosten. En förvaltning av stabila, arktiska klövvaltstammar har uppskattats innebära en substantiell klimatkompensation (Schmitz m.fl. 2014). I Sverige upprätthålls liknande effekter av semidomesticerad ren (Olofsson m.fl. 2009; Bogaert m.fl. 2011; Kaarlejärvi m.fl. 2017; Vowles m.fl. 2017). Vid lägre latituder kan dock klövvaltets bete samtidigt ha motsatt effekt, om det begränsar skogens tillväxt och kolinlagringen.



Bete ovan trädgränsen av exempelvis renar motverkar förbuskning, vilket minskar uppvärmningen genom solinstrålning. Därmed motverkar betet klimatförändringar. Foto: Bodil Elmhagen.

Stora rovdjur kan bidra till att kompensera för människans effekter på klimatsystemet, i den mån rovdjuren reglerar arter som annars skulle svara på ett oönskat sätt på klimatförändringar, eller genom att reglera arter som betar på växter som kan binda kol (Wilmer m.fl. 2006, 2007; Ripple m.fl. 2014). I en kanadensisk forskningsstudie (Schmitz m.fl. 2014) föreslås att stora rovdjur kan generera en klimatkompenserande tjänst genom att reglera älgtätheten och därmed minska älgens bete på skog. Experiment visar att koldioxidupptaget via nettoprimärproduktion och stående biomassa minskar då älgtätheten ökar. Höga älgtätheter kan därigenom minska upptaget och inlagringen av koldioxid genom bete på fotosyntetiserande växtdelar, med en minskad träd tillväxt och träd täckningsgrad som följd. Forskarnas beräkningar indikerar att om älgstammen i Nordamerikas boreala region förvaltas på en nivå på omkring 5 älgar/1 000 hektar, jämfört med en nivå på 10–15 älgar/1 000 hektar, skulle detta motsvara en ökad kolupplagring om 42–95 % av Kanadas årliga koldioxidutsläpp genom förbränning av fossila bränslen. Forskarna bakom studien påpekar emellertid att klimatnyttan måste vägas mot älgens andra ekosystemtjänster (Schmitz m.fl. 2014). I Sverige regleras älgstammen idag normalt genom jakt, ofta i tätheter nära den lägre nivån som diskuteras i den kanadensiska studien.

Om man vill använda viltstammar i klimatkompenserande syfte måste man vara medveten om – och ta hänsyn till – att det påverkar andra ekosystemtjänster samt ekosystemfunktioner (Schmitz m.fl. 2014, Pasanen-Mortensen m.fl. 2017).

Reglerande av smittspridning genom predation

Ekosystemförändringar som påverkar viltets livsmiljöer och viltsamhällets sammansättning kan påverka förekomsten av olika smittämnen. Det kan handla om smittspridning mellan viltarter, mellan viltarter och tamdjur och mellan viltarter och människor. Vi har valt att fokusera på zoonoser i rapporten, det vill säga sjukdomar som överförs från vilt till människor.

Till de infektionssjukdomar som påverkas hör exempelvis borrelia och hantavirus (MEA 2005). Bägge är zoonoser och för dem och många andra zoonoser är smågnagare de egentliga värddjuret. Det har därför föreslagits att rovdjur som livnär sig på värddjur, och särskilt smågnagare, gynnar människors hälsa och levererar en ekosystemtjänst, i den mån predationen håller nere värddjurstätheten. Vidare kan stora rovdjur som gynnar förekomsten av smågnagarätande, mindre rovdjur indirekt bidra till denna ekosystemtjänst (Ostfeld & Holt 2004; Levi m.fl. 2012, Hofmeester m.fl. 2017). Viltarter som inte själva infekteras av sjukdomen kan dessutom minska risken för smittspridning genom en ”utspädningseffekt”, i och med att en hög artdiversitet kan minska risken att ett specifikt värddjur uppnår så höga tätheter att smittspridningen mellan värddjuret effektiviseras (Pongsiri m.fl. 2009).



Många zoonoser har smågnagare som mellanvärdar, vilket innebär att predatorer potentiellt kan leverera ekosystemtjänster genom att reducera stammarna av smågnagare. Foto: Niklas Liljebäck.

Fästingspridna sjukdomar som borrelia och TBE är en av ekosystemens viktiga otjänster. I Europa har fästingar blivit vanligare och spridit sig norrut och upp på högre altituder de senaste decennierna. Det anses bero på flera samverkande faktorer, som klimatförändringar och igenväxning av tidigare öppna marker, men också på viltsamhällets sammansättning och ökande hjortdjursstammar (Medlock m.fl. 2013; Ehrmann m.fl. 2017). Exempelvis har rådjurstoppen i Sverige i början av 1990-talet föreslagits ligga bakom ett ökat antal fästingar och fästingrelaterade sjukdomsfall, vilket också lett till förslaget att lodjuret skulle kunna utöva en ekosystemtjänst genom att reglera rådjursstammen

(Jaensson m.fl. 2012a; 2012b). Hypotesen bygger på att fästingar behöver ett blodmål från djur från ungefär en hares storlek och uppåt för att bli könsmogna, vilket innebär att ökade hjortstammar skulle kunna underlätta fästingars fortplantning och bidra till att fästingarna blir fler (Gray 1998). En norsk långtidsstudie har emellertid visat att fler faktorer påverkar utvecklingen, och det bara är i vissa regioner som antalet borreliafall delvis kan förklaras av förändringar i hjortstammens storlek. Det innebär att hjortförvaltning inom dagens spann av hjorttätheter endast i någon mån skulle kunna minska antalet borreliafall (Mysterud m.fl. 2016).

I USA har man kopplat den tidiga ökningen av borrelia till ökande hjortdjursstammar, men idag är antalet borreliafall ofta oberoende av hjorttätheten. Däremot varierar antalet borreliafall med smågnagarbeståndets storlek (Ostfeld m.fl. 2006), något som även visats påverka antalet borreliafall i Polen och Norge (Bogdziewicz & Szymkowiak 2016; Mysterud m.fl. 2016). I USA har den sentida ökningen av antalet borreliafall kopplats till en minskande rödrävsstam, vilket skulle innebära att rödräven bidrar med en ekosystemtjänst genom att minska antalet fästingfall. Det har också föreslagits att varg i Nordamerika indirekt skulle bidra till tjänsten genom att hålla ner tätheten av prärievarg, vilket i sin tur gynnar rödräven (Levi m.fl. 2012).

En analys som omfattade flera viltarter i Sverige fann ingen koppling mellan rådjursförekomst och antal TBE-fall (Palo m.fl. 2014). Korrelationsbaserade studier indikerar att TBE-förekomsten ökar när det är mycket räv, men att den minskar när det är gott om mink, hare och hönsfågel. Utifrån det har man föreslagit att hare och hönsfågel skulle kunna ha en utspädningseffekt på TBE-förekomsten (Pongsiri m.fl. 2009), som eventuellt skulle kunna motverkas av räv, samt att minkpredation skulle kunna hålla ner fästingarnas värddjur i skärgården (Haemig m.fl. 2008; Haemig m.fl. 2011, Palo m.fl. 2014)

Olika slags Hantavirus är en annan vanlig orsak till zoonoosjukdomar globalt (MEA 2005). I Sverige orsakas sorkfeber av hantavirus; skogssorken är värddjur, och risken för att viruset smittar människor ökar när det är gott om sork. Arter som minskar sorkförekomsten kan därmed indirekt reglera förekomsten av sorkfeber (Khalil m.fl. 2016a,b; Khalil 2017).

Sammanfattningsvis kan man säga att viltsamhällets sammansättning kan påverka förekomsten av zoonoser, och att det är sannolikt att en del viltarter utövar ekosystemtjänster genom att minska risken för sjukdomsöverföring till människa. I och med att olika studier pekar i olika riktning är det dock ännu oklart exakt vilka arter det handlar om, och genom vilka mekanismer.

Reglerande sanitära tjänster

Asätande rovdjur utövar reglerande ekosystemtjänster när de städar bort kadaver som kan utgöra en sanitär olägenhet och innehålla smittämnen. Det gäller särskilt i urbana miljöer, där det kan finnas mycket vilt samtidigt som mortaliteten från andra orsaker än predation kan vara hög. En studie som kvantifierade asätandets roll i tre städer i Storbritannien indikerade att i genomsnitt 66 % av kadavermassan fördes bort eller åts upp direkt av svartkråka, skata och rödräv (Inger m.fl. 2016).

I Sverige saknas riktade studier på hur mycket kadaver som städas bort av fåglar och däggdjur, men detta torde vara en ekosystemtjänst även här. Kostnaderna för samhället, och därmed vinsterna från denna ekosystemtjänst, är svåra att beräkna. I huvudsak är det inte stora rovdjur som levererar tjänsterna, men de kan påverka leveransen indirekt genom att gynna asätare.

Kontroll av invasiva arter genom predation

Rovdjur kan bidra med en ekosystemtjänst genom att begränsa tätheten av främmande arter, vilket kan minska de senares invasiva potential. För Europas del har det förslagits att frånvaron av stora rovdjur kan öka mårddhundens invasionspotential. Mårddhunden kan uppnå höga tätheter jämfört med många andra rovdjur, och kan ha negativa effekter på bland annat markhäckande fåglar och groddjur. Samtidigt är mårddhunden en viktig vektor för spridning av sjukdomar som rabies (Kauhala & Kowalczyk 2011). Exempelvis hade Finland ett rabiesutbrott 1988–1989 där merparten av de verifierade fallen rörde mårddhund (Sutor m.fl. 2014). Det saknas forskning som visar hur mårddhunden i Finland påverkas av större rovdjur, men i Polen är predation den viktigaste dödsorsaken och vargen den viktigaste predatorn på mårddhund (Kowalczyk m.fl. 2009).

I Sverige genererar rödräven en ekosystemtjänst genom att begränsa tätheten av den invasiva minken (Carlsson m.fl. 2010). I finska skärgården har minkkontrollsexperiment visat att mink begränsar häckningstätheten av en del relativt vanliga sjöfåglar, som gravand, vigg, svärta och gräsand, samt mindre vanliga arter som snatterand, skedand, stjärtand och småskrake (Nordström m.fl. 2002). Det är i nuläget oklart om förekomst av stora rovdjur indirekt skulle stärka eller försvaga rödrävens ekosystemtjänster, i och med att den art som framför allt påverkar räven – lodjuret – i vissa fall kan minska rävtätheten medan den i andra fall kan öka den (Elmhagen m.fl. 2010, Wikenros m.fl. 2017).

Reglerande av viltolyckor genom predation

Stora rovdjur skulle potentiellt kunna utöva en ekosystemtjänst genom att kontrollera hjortdjursstammarna och därmed minska antalet trafikolyckor. I Syd-Dakota har en nyetablerad pumapopulation minskat kostnaderna för trafikolyckor med 1,1 miljoner dollar årligen (Gilbert m.fl. 2016). Genom modellering har man uppskattat att återkolonisering av puma skulle kunna minska antalet trafikolyckor med 22 % i östra USA under en 30-årsperiod, med vinster i form av uteblivna skador, dödsfall och ekonomiska kostnader.

I Sverige är rådjur det vilt som är inblandat i flest trafikolyckor. Hypotetiskt sett innebär det att lodjur och rödräv skulle kunna generera ekosystemtjänster genom att hålla ner rådjursstammens storlek. Varg och björn skulle kunna ha en effekt på trafikolycksfrekvensen i den mån de påverkar älgstammens storlek, men deras effekt på älgen förväntas vara svagare än lodjurets och rödrävens effekt på rådjursstammen (Gervasi m.fl. 2012). Vildsvinets utbredning överlappar numera i någon mån med vargens, men vargens potentiella begränsande effekt på vildsvinsstammen antas vara svag (Melis m.fl. 2006b, Andrén m.fl. 2018).

Även om rovdjur skulle minska klövvilttätheten på större skala kan den potentiella positiva effekten delvis upphävas om rovdjuret samtidigt påverkar klövviltets rörelser. Eftersom rovdjur ofta undviker människor i högre grad än bytesdjuren gör kan exempelvis hjortdjur minska risken för predation genom att röra sig in i människotäta områden (Kuijper m.fl. 2016). Rådjur undviker i viss mån att vistas i områden där predationsrisken från lo är hög (Lone m.fl. 2017), vilket innebär en risk att lodjursetablering får rådjur att i högre grad söka sig till tätbebyggda områden, vilket kan öka risken för trafikolyckor.

Framför allt regleras dock de svenska klövviltstammarna genom jakt, inte predation. Jägarna kompenserar dessutom ofta för ökande predation genom minskat jaktuttag (Wikenros m.fl. 2015). Det kan leda till att predationen inte påverkar viltstammarnas storlek, eller till och med att de ökar om jägarna överkompenserar. Direkta åtgärder i form av ökad jakt kommer normalt att vara mer effektiva för att minska ekosystemtjänster av klövvilt än förvaltning av rovdjur i avsikt att reglera klövviltet.



Predation kan möjligen minska mängden viltolyckor i trafiken, men det är mer effektivt att reglera stammarna av klövvilt genom jakt. Foto: Fredrik Widemo.

Viltets försörjande ekosystemtjänster

Viltets försörjande ekosystemtjänster utgörs av livsmedel och råvaror som skinn, ben, horn och dun samt genetiska resurser (MEA 2005, Naturvårdsverket 2012). Det historiska nyttjandet speglar den bredd av produkter som potentiellt kan genereras av viltrelaterade råvaror. Dit hör, utöver mat och kläder, material till redskap, seldon, tråd, rep, lim, penslar, rakborstar, fiskeflugor, bränsle, såpa, smörjmedel, mediciner och dekorationer (Danell &

Tunón 2016). Idag finns ett starkt fokus på köttvärdet, vilket sannolikt beror på att industriprodukter i stor utsträckning tagit över de andra råvarornas funktion.

Föda från skog och mark i form av viltkött, svamp, växter och bär är en ekosystemtjänst som konsumeras av mer än 100 miljoner EU-medborgare. Av 97 jaktbara arter inom EU som konsumeras är kronvilt, rådjur, fälthare, fasan och vildsvin de viktigaste. Värdet har uppskattats till 448 miljoner euro, från ett antal länder med data (Schulp m.fl. 2014).

Försörjande tjänster av viltkött

Betydelsen av viltkött relativt andra viltprodukter har varierat genom tiderna (ex. Lindqvist m.fl. 2014), likaså vilka arter och delar av djuret man ätit. Historiskt sett har förmodligen alla viltarter – utom möjligen varg, några mindre rovdjur och doppingar – konsumerats för att köttet varit läckert, smakligt, eller åtminstone varit att betrakta som ätligt när nöden krävt det (Danell & Tunón 2016). Ett exempel är hur avskjutningen av ekorre ökade med flera hundratusen individer under andra världskriget i Sverige (Svenska Jägareförbundet, opublicerade data). Mycket av köttet har gått direkt in i hushållet, men särskilt fågelhandeln var en viktig komplementnäring i Norrland ända in på 1900-talet. Detsamma gällde i skärgården, där handel med såväl sälkött som fågelkött och ägg från vilda fåglar varit viktigt (Danell & Tunón 2016).

Jämförelser av skattningar från olika tidpunkter under 1900-talet indikerar att vilt som har ett köttvärde utgjort en allt större andel av totalvärdet för försörjande ekosystemtjänster från vilt, i takt med att andra viltprodukter inte längre nyttjas i samma grad. Samtidigt visar jämförelsen att klövviltets andel av totalvärdet ökat i takt med att hjortviltet återhämtat sig efter att det var nära att utrotats på 1800-talet och vildsvinet återinförts (Tabell 2).

VILTKÖTTETS KVALITET

Viltets naturliga foder i form av gräs, örter, buskar och träd är jämförelsevis rikt på fleromättat fett (s.k. ”nyttigt” omega-3-fett). Viltkött (inklusive semidomesticerad ren) är generellt sett fettsnålt, rikt på omega-3 -fettsyror och proteinrikt jämför med kött från tamdjur. Den genomsnittliga västerländska dieten innehåller idag en för låg andel av sådana nyttiga fetter relativt mättade fetter, och en ökad andel fleromättade fetter anses kunna förebygga hjärt- och kärlsjukdomar samt cancer (Wiklund & Malmfors 2014). Viltkött har dessutom höga halter av vitamin C samt vitamin E, som fungerar som antioxidanter. Hjortkött har även högre halter av vissa mineraler och spårämnen än nötkött (Wiklund & Malmfors 2014). Generellt sett har viltkött inte bara ett lågt fetthinnehåll i sig, utan också en stor andel fleromättat fett. Spannmålsbaserat foder som ges till djur inom konventionell köttproduktion innehåller i högre grad onyttiga, mättade, fetter, även om antioxidanter som E-vitamin ofta tillsätts i spannmålsbaserade foder. Eventuell utfodring av vilt med spannmålsprodukter motverkar självfallet skillnaderna.

Tabell 2. Skattningar av jaktens värde, respektive mängden viltkött, samt andelen som utgjorts av klövvilt.* VHA= Vilthanteringsanläggning.

Var	När	Värde Mkr	Viltkött Ton	Andel klövvilt	Källa
Jämtlands län	1927	20		10 %	Mattson 2016
Nationellt	1951/1952	180		54 %	Danell & Bergström 2016a
Norrland	1957			48 %	Mattson 2016
Nationellt	1980-talet			75 %	Mattsson 2016
Nationellt	1986/1987	947		66 %	Mattsson 1990
Nationellt	2005/2006	3 600	15 000	72 % av värdet	Mattsson 1990, Mattson m.fl. 2008
Nationellt	2012/2013		20 000, varav 4 000 VHA	97 % av viltkött	Wiklund & Malmfors 2014
Nationellt	2016/2017	4 500	16 000, utan VHA	98 % av viltkött; 78 % av värdet	Mattsson m.fl. under bearbetning

* I tabellen anges siffror i 2017 års penningvärden, ojusterade originalsiffror är 700 000 kronor 1927, drygt 12 miljoner kronor 1951/1952, 467 miljoner kronor 1986/1987 samt 3 130 miljoner 2005/2006.

MÄNGD VILTKÖTT & VILTKÖTTETS VÄRDE

Totalt producerades ungefär 20 000 ton viltkött från jakt i Sverige jaktåret 2012–2013 (Wiklund & Malmfors 2014), varav ca 4 000 ton såldes till viltslakterier och vilthanteringsanläggningar. I samtliga fall avses slaktvikt nedan, vilket innebär slaktkropp utan skinn, huvud och gångben. Det faktiska köttutbytet från slaktvikten skiljer beroende på art, men grovt kan man räkna med att 20–30 % av slaktvikten utgörs av ben, fett och senor som inte äts (Wiklund & Malmfors 2014).

Älg (60 % av total mängd viltkött) och vildsvin (25 %) gav mest kött, och vildsvinets andel har ökat kraftigt de senaste decennierna. Rådjur stod för 6 % av köttmängden, medan dov- och kronvilt stod för 5 respektive 2 %. Klövvilt stod totalt för 97 % av viltköttet (slaktkroppsvikt), fågel för 2,4 % och hare samt kanin för 0,6 %. Viltkött från gäss, det vill säga jaktbara storfåglar, stod för 0,5 % av viltköttet, och detsamma gällde kött från utsatta gräsänder, fasaner och raphöns (Wiklund & Malmfors 2014).

I andra undersökningar har den totala mängden viltkött som genereras genom jakt beräknats till ca 17 000 ton 1986/1987, 15 000 ton 2005/2006 och 16 000 ton 2016/2017 (Mattsson m.fl. 2008, Mattsson m.fl. under bearbetning). Dessa siffror omfattar inte kött som sålts till viltslakterier eller vilthanteringsanläggningar (de senare är slakterier som även får hantera björn, vildsvin och vilt från hägn) och är följaktligen jämförbara med siffran 16 000 ton som anges av Wiklund & Malmfors (2014). Andelarna för de olika viltslagen är också jämförbara mellan Wiklund & Malmfors (2014) och undersökningen från 2016/2017. Nationellt sett utgjorde köttvärdet 30–50 % av det totala jaktvärdet vid undersökningarna 1985/1986, 2005/2006 respektive 2016/2017 (Mattsson m.fl. 2008, Mattsson m.fl. under bearbetning).

KONSUMTIONSMÖNSTER

Idag konsumerar 22 % av svenskarna viltkött minst en gång i månaden (Ljung m.fl. 2014a.). Konsumtionen är högre i norra Sverige, där 48–62 % äter viltkött minst en gång i månaden, medan man äter minst viltkött i Stockholm (16 % av befolkningen varje månad). Köttet kommer oftast från älg, följt av rådjur och vildsvin. Icke-jagande personer har i ganska likartad utsträckning fått köttet av vänner (27–36 %), familjemedlemmar (20–31 %), på restaurang (21–30 %) eller köpt det över disk (19–29 %). Nästan hälften av svenskarna (46 %) anser att det är viktigt att kunna äta viltkött, och i de fyra nordligaste länen Sverige är andelen större (62–77 %). Hälften av svenskarna tycker också att det är viktigt att kunna köpa viltkött i affärer eller gårdsbutiker, och 43 % tycker det är viktigt att kunna äta viltkött på restaurang. Trettiofem procent tycker det är viktigt att kunna köpa viltkött från jägare och här är återigen betydelsen större i norra än i södra Sverige (Ljung m.fl. 2014a.)

Av det svenska viltköttet gick c:a 4 000 ton till viltslakterier och vilt-hanteringsanläggningar årligen. Samtidigt uppgick importen av viltkött till 4 300 ton, vilket innebär att minst 8 300 ton viltkött såldes över disk eller serverades på restauranger. Jägare kan dock också sälja kött till privatpersoner och butiker, med undantag för vildsvins- och björnkött. Mängden konsumerat viltkött per person, inklusive import, är c:a 2 kg. Konsumtionen av viltkött är emellertid ojämnt fördelad. Uppskattningsvis konsumerar jägare med hushåll, bekanta samt markägare 16 kg per person och år (Wiklund & Malmfors 2014).

Försörjande tjänster av päls och skinn

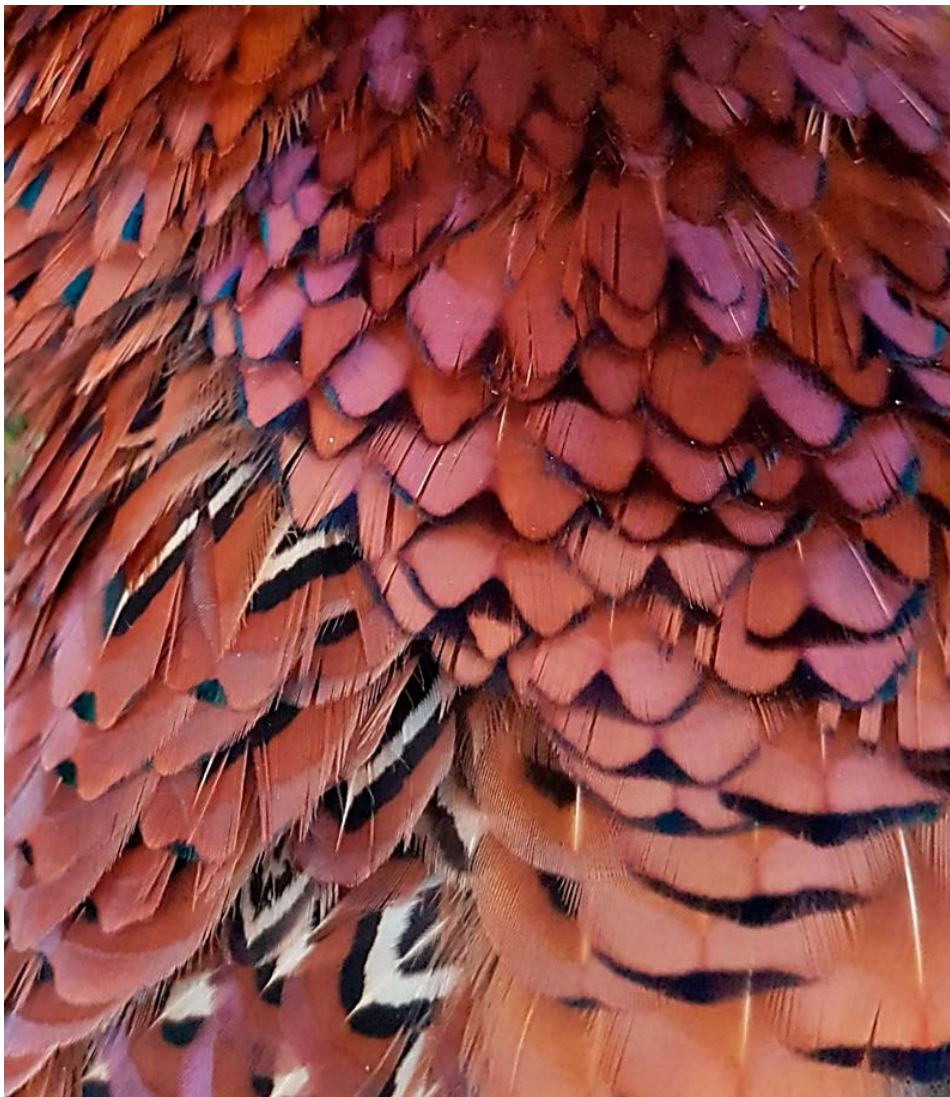
Historiskt har skinn från vilt varit högt värderade, och det gällde så långt fram som 1950-talet (Danell & Bergström 2016a). Idag är skinnvärdet lågt, och kan betraktas som en underutnyttjad ekosystemtjänst i förhållande till den möjliga nyttan. Skinn och troféer har ett lågt värde i Sverige jämfört med andra länder, och i den forskning kring jaktens värde som gjorts på senare tid har man därför antagit att dessa värden ingår i rekreationsvärdet (Boman & Mattsson 2012). Det finns dock fortfarande en marknad för skinn och i Tyskland har man nyligen lanserat ett stort projekt för att lyfta fram och öka värdet av päls och skinn (Deutsche Jagdverband 2017).

Försörjande tjänster av dun och fjädrar

I ett historiskt perspektiv har gås- (MacMillan & Leader-Williams 2008) och ejerdun (t.ex. Danell & Tunón 2016) varit en viktig inkomstkälla för lokalsamhällen. Dunet har använts som isoleringsmaterial och insamling av ejerdun är fortfarande en viktig näring på Island. Dunplockning var länge viktig längs Sveriges kuster (Danell & Bergström 2016b). Dunet användes till kuddar och bolster. Det bästa dunet kom från ejder och alfågel, och den högsta kvaliteten fick man om man letade reda på bona och samlade in det dun som honan fodrat boet med genom att plocka dun från bröstet. Dun

förblev en viktig handelsvara i skärgårdarna ända in på 1900-talet, och är det fortfarande i en del länder. Behovet av dun och fjädrar täcks dock idag i princip helt av produktion från tamfågelbesättningar (MacMillan & Leader-Williams 2008).

Fjädrar från vilda fåglar har än idag ett ekonomiskt värde, då speciella fjädrar för specifika ändamål kan inbringa ansevärd summor, relativt sett. Exempel på detta är fjädrar som kan användas för att binda flugor för sportfiske. En handfull fjädrar från kroppsidan från en kricka kostar runt 50 kronor och en krickvinge 45 kronor. Köttvärdet för en kricka kan ligga runt 30 kronor. Många av de fågelarter som ger specifika fjädrar eller andra attribut är svåra och kostsamma att föda upp. Här finns fortfarande en nisch och en marknad för vilda fåglar att fylla, inte minst i de fall arter med värdefulla fjädrar redan jagas för andra ändamål.



Viltkött, skinn och fjädrar är exempel på försörjande ekosystemtjänster från vilt. Här fasanfjädrar, som exempelvis kan användas för att binda flugor. Foto: Fredrik Widemo.

Viltets kulturella ekosystemtjänster

Kulturella ekosystemtjänster är immateriella värden som människan får från ekosystem genom reflektion, rekreation och sinnesintryck (MEA 2005). Här ingår exempelvis upplevelsevärden, kulturarv knutna till landskapens brukande och välbefinnande av att röra sig i vackra omgivningar. Det finns ett växande intresse för begreppet ekosystemtjänster bland dem som förvaltar kulturvärden, framför allt i de nordiska länderna (Hølleland m.fl. 2017), men kulturarv kan sällan mätas i monetära termer. Även när så är möjligt blir monetära värderingar nästan alltid alltför kortsiktiga för att beskriva framtida värden av gårdagens, dagens och morgondagens kulturarv.



Rekreativvärden i landskapet är stora och viktiga, men samtidigt svåra att sätta monetära värden på. Foto: Fredrik Widemo.

Jämfört med reglerande ekosystemtjänster upplevs många av de kulturella tjänsterna som mer uppenbara och som något människor värdesätter (Daniel m.fl. 2012). Detta uttrycks även i att den svenska allmänheten kan värdesätta de kulturella tjänsterna högre än marknadsvärdet av de försörjande tjänsterna, både i jordbrukslandskapet (ex. Drake 1999) och i skogen (ex. Mattsson & Li 1993, Norman m.fl. 2011). Därmed är det ofta av central betydelse att ta hänsyn till de kulturella ekosystemtjänsterna för att finna goda och accepterade avvägningar mellan olika tjänster. Samtidigt är de kulturella ekosystemtjänsterna ofta kollektiva nyttigheter som det är svårt att sätta monetära eller andra kvantitativa värden på. Det gäller inte minst eftersom kulturella tjänster alltid samskapas med sociala kontexter och därmed vilar på subjektiva värderingar som skiljer mellan olika personer och grupper. Därmed har det visat sig vara svårt att integrera kulturella ekosystemtjänster i modeller för beslutsfattande, trots att det är de tjänster som kan ha störst betydelse för att skapa förståelse och acceptans för ett beslut.

Kulturella tjänster genom upplevelsevärden av vilt

Viltets kulturella ekosystemtjänster kan inte särskiljas från skogens, fjällens eller jordbrukslandskapets kulturella ekosystemtjänster, eftersom observationer av vilda däggdjur och fåglar kan förhöja upplevelsen av promenader och vandringar i skog och mark, även om dessa aktiviteter inte sker i viltskådningssyfte i första hand. Upplevelser av djur och natur är därmed relaterade och förstärker varandra. Fiskare som tillfrågats om hur de upplever observationer av vilda djur (utöver fisken) när de är ute och fiskar beskriver exempelvis dessa i termer av att de är vackra och fria (Bertella 2016).

Starka viltstammar skapar möjligheter för turistindustrin. ”Naturens Bästa” är en kvalitetsmärkning av ekoturism, som garanterar att de certifierade företagen tar hänsyn till naturen och miljön. På deras hemsida listas idag 24 naturresearrangörer med huvudfokus på viltskådning, varav 2 om varg, 4 om älg, 2 om fjällräv, 2 vilt i allmänhet, 6 fågel, 2 säl, 2 björn, 2 bäver, och 2 tumlare (Naturens Bästa 2017). En enkätundersökning till naturturism-entreprenörer visar att älg, olika fiskar och fågel är de viktigaste djuren för ekoturister i Sverige som helhet. I Norrland var älg, ren, björn och fisk särskilt viktiga, medan det i Svealand och Götaland var rådjur, bäver och säl. I Svealand var älg, ren, rådjur, björn, bäver, varg, fisk viktigare än i Götaland (Margaryan & Fredman 2017).

Definitionsmissigt betraktas en resa för att exempelvis skåda fågel eller jaga som turism om den omfattar minst en övernattningsnatt på annan ort. Lokala fågelskådare som besöker ett fågeltorn är därmed inte turister, medan tillresta fågelskådare som övernattar borta och besöker samma fågeltorn är det. Det gör det svårt att särskilja värden av turism från övriga upplevelsevärden. Vidare saknas ofta särredovisning av exempelvis beläggning av stugor beroende på om besökarna vandrar, fiskar eller jagar. Slutligen uppskattar exempelvis jägare även att se ickejaktbart vilt, precis som fågelskådares naturupplevelser kan förstärkas av att se däggdjur. Det är mycket svårt att hänföra värdet av upplevelseturism till en viss form av aktivitet, eller till värden från en viss djurgrupp.

Viltskådning i olika former erbjuder upplevelser som utgör värdefulla ekosystemtjänster och skapar intresse för natur och naturvårdsarbete. Värdena begränsas inte till upplevelser i naturen, utan kan även exempelvis bestå i naturprogram på TV eller skildringar i böcker.



Kulturella ekosystemtjänster av vilt kan avnjutas såväl i verkligheten som via olika media, här exemplifierat genom samarbetet Den stora älgvandringen mellan SVT och SLU 2019.

Rekreation och friluftsliv har dock inte sällan negativa effekter på djur, särskilt däggdjur och fåglar (Kangas m.fl. 2010, Larson m.fl. 2016). Därmed är det viktigt att om möjligt anpassa friluftslivet för att minska störningen, särskilt nära skyddsvärda arter och under häcknings- och yngelperioden. Negativa effekter kan dock minskas genom olika åtgärder, så som begränsat tillträde eller smarta lösningar för att styra besöksstryck (ex. Finney m.fl. 2005).

KLÖVVILTSSKÅDANDE

Jämfört med fågelskådande är riktat klövviltsskådande inte särskilt utbrett. Däremot upplevs observationer av klövvilt under generellt friluftsliv, eller i vardagen, ofta positivt. För många utländska turister som besöker Sverige är det dock en dröm att se en älg och älgbilder pryder många produkter och souvenirer (Thulin m.fl. 2015; Margaryan & Fredman 2017). Det finns turismverksamhet med fokus på klövvilt riktad främst mot utländska besökare, ofta med fokus på vår national-symbol älg. Ofta handlar det dock om inhägnade älgar, som knappast kan ses som ”vilda” i strikt bemärkelse (ex. Brandin 2009).

FÅGELSKÅDANDE

Fåglar är förmodligen den grupp av vilt som har den största gruppen avhängivna viltskådare. Fågelskådning har en lång tradition i Sverige och intressets utövare visar en stor bredd vad det gäller fokus och engagemang, allt från hobbyforskare

till fågelbordsmatare. Fåglar engagerar många människor och de stora värdena av att se fåglar som en del av en total naturupplevelse är svårskattad. BirdLife Sverige har ca 15 000 medlemmar, men de sammanlagda stora värdena ligger förmodligen hos den stora grupp av människor som inte ser sig själva som fågelskådare utan njuter av fåglar som en estetisk upplevelse eller del av en bredare naturupplevelse. Många uppskattar sjungande fåglar om våren och åsynen av en flock med tranor eller gäss får många människor att stanna upp. Men vad är det värt?

Gäss har föreslagits erbjuda kulturella ekosystemtjänster likt konst eller arkitektur, där människans förmåga att vårda och sköta naturen manifesteras i de stora livfulla flockarna (t.ex. Williams 1991). Människors välbefinnande från upplevelsen av stora flockar av gäss, eller andra fåglar, beskrivs sällan genom kvalitativa studier eller kvantitativa analyser. Istället återfinns ofta dessa värden beskrivna i lyrik eller skönlitteratur. Fåglars beteende eller uppträdande kan ge människor tröst eller hopp då de alltid är närvarande i människans närmiljö. I en norsk enkätundersökning hamnade fåglar i topp för vilka djurgrupper allmänheten uppskattar (Bjerke & Ostdahl 2004). Fågelsång återkommer ofta som en stämningsbeskrivning av frihet eller glädje. I filmer används ofta fågelläten som ljudfond för att beskriva en känsla eller för att skapa stämning; exempelvis är sånglärkans sång ett återkommande läte för att beskriva lättnad eller vårens ankomst. Fåglars läten, liksom avsaknad av sådana, verkar ligga nära för människor att ta till sig, vilket inte minst märks i många beskrivningar av en degenererad natur eller mångfald (t.ex. Carson 1962). Stora sjöfåglar som svanar eller flamingor återfinns ofta i konsten och inom religioner vilket visar på att människor länge haft en speciell relation till denna grupp av fåglar (ex Green & Elmberg 2014).

I Sverige finns det få riktade studier där man satt rena ekonomiska värden på upplevelser av fåglar. I Röslmaier m.fl. (2017) anges dock att trandansen vid Hornborgasjön år 2016 besöktes av knappt 200 000 besökare och att dessa turister spenderade ca 44 miljoner kronor på turismrelaterade tjänster och produkter inom tre kommuner.

I en enkätundersökning i USA var medelhushållet berett att betala 56 dollar/år för att rädda en hotad tranart (whooping crane, Richardson & Loomis 2009). Skottlands invånare var villiga att betala 35 miljoner pund för att säkerställa en 10 % ökning av en population av bläsgäss som häckar på Grönland och övervintrar i Skottland, då denna ansågs vara skyddsvärd (MacMillan m.fl. 2004).

Viljan hos allmänheten att betala för bevarandearbete för gäss på ön Islay i Skottland var större än kostnaderna för jordbruksskadorna i området med en faktor 113–700 beroende på hur vanlig den aktuella gåsarten var (MacMillan m.fl. 2004). Där sågs gässen som något som ökade folks livskvalitet (MacMillan & Leader-Williams 2008). Förhållandena på Islay har dock idag ändrats, då kostnaderna för att kompensera lantbrukare i samma område har ökat till 1,6 miljoner pund på grund av snabbt ökande stammar av vitkindade gäss och ökande kostnader för lantbrukarna (McKenzie & Shaw 2017).

Fågelskådare tillskrivs stor potential för ekoturism då de anses seriösa, välbärgade och välutbildade (Sekercioglu 2002). Fågelskådning är den snabbast växande friluftaktiviteten i USA och internationella studier indikerar att fågelturism kan vara den gren av ekoturism som har högst potential, om fågelskådning bedrivs på rätt sätt med minimal störning och om den genererar pengar för lokalsamhället och bevarande av de populationer som nyttjas (Sekercioglu 2002, 2003). Motsvarande studier för Sverige eller Europa saknas, men BirdLife Sveriges medlemsantal har ökat med ca 70 % på 20 år (BirdLife Sverige 2017).



Fågelskådning är den vanligaste formen av viltskådande. Viktiga rekreativvärden levereras såväl av att lyssna till en sjungande koltrast i staden, som av upplevelser genom ett mer målmedvetet skådande. Foto: Fredrik Widemo.

Gåsrelaterad turism har enligt Edgell och Williams (1992) haft en påtaglig positiv effekt på ekonomin på lokal nivå inom EU. I Skottland spenderades 1,5 miljoner pund på gåsskådning och 2,1 miljoner pund på gåsjakt 1998 (MacMillan och Leader-Williams, 2008). En skillnad mellan jägare och andra grupper av nyttjare av fåglars ekosystemtjänster är att jägaren ofta betalar direkt till markägare eller jordbrukare för att få jaga. Dessa pengar hamnar därmed direkt hos dem som belastas av ekosystemtjänster som följer med stora flockar av t.ex. gäss. Pengar från andra grupper av ”turister” som nyttjar fåglars ekosystemtjänster, t.ex. fågelskådare, sprids i större omfattning i lokalsamhället (ex. Sekercioglu 2002).

ROVDJURSSKÅDANDE

Stora rovdjur ingår i den karismatiska megafauna – stora och ofta intelligenta djur – som kan vara särskilt attraktiv för viltskådande turister. Fenomenet går hand i hand med användandet av rovdjur som internationella symboler för bevarande av biologisk mångfald (Walpole & Leader-Williams 2002). Rovdjuren förekommer också flitigt i litteraturen och konsten, vilket speglar de känslor de väcker hos människor (ex. Bergström m.fl. 2014).

Rovdjursturism kan öka acceptansen för rovdjur och bidra till regional utveckling (Nordmark 2008). Rovdjuren förstärker vildmarkskänslan i ett område för turister, samtidigt som rovdjuren är exotiska och ovanliga. Jämfört med klövvilt och storfåglar är de stora rovdjuren både sällsynta och skygga. Sannolikheten att få syn på ett stort rovdjur är liten, vilket säkert bidrar till att riktad rovdjursskådning är relativt ovanlig. Samtidigt kan arters sällsynthet bidra till att skapa intresse. Det behöver inte ens vara nödvändigt att se ett rovdjur för att skapa en upplevelse. I början av 2000-talet uppgav 78 % av den svenska allmänheten att de skulle uppskatta att höra en varg yla och många såg varg som en symbol för naturen (Ericsson & Heberlein 2004).

Rovdjursturism kan komplettera annan turism genom att skapa mervärden, eller locka turister i sig själv. Rovdjursturismen kan därmed skapa sysselsättning, gynna det lokala näringslivet i form av associerade boenden, restaurangbesök och handel. Det finns också exempel där pengar går vidare till bevarandeprojekt eller forskning. Rovdjursturism kan omfatta såväl direkta aktiviteter där syftet är att se eller höra rovdjur och/eller deras spår, som indirekt verksamhet där rovdjursförekomst ingår i marknadsföringen av exempelvis naturområden (Nordmark 2008).

I Sverige kan djurparker, rovdjurscentra och Naturum betraktas som aktörer inom rovdjursturismen, men generellt är det framför allt exkursionsinriktad verksamhet som betraktas som rovdjursturism. En utredning gjord 2004–2005 fann 18 företag som bedrev rovdjursturism i Sverige. Av dessa var 12 inriktade på björn, fyra på varg, ett på kungsörn och ett på samtliga av de fyra stora rovdjuren. Dessutom inkluderade tre av företagen även älg. I Finland fanns vid samma tid ett 10-tal björnskådningsföretag i Karelen, vilka hade omkring 2 500 besökare per år. Merparten var från utlandet, och spenderade motsvarande 1 500 kronor per person och natt. Svenska exempel indikerar en möjlig intäkt på upp till samma nivå per person för ett företag som erbjöd gömslen för björnskådning vid en åtelplats, men att rovdjursturism där åtling inte ingår genererar mindre pengar. Hur stor den potentiella inkomsten från rovdjursturism skulle kunna bli är svårt att avgöra, eftersom förutsättningarna varierar och beror på rovdjurstäthet, på efterfrågan och på konkurrens (Nordmark 2008¹).

¹ I texten anges siffror i 2017 års penningvärden, ojusterade originalsiffror är 145–165 euro.

Rovdjursturism kan dock också skapa konflikter med andra intressen (Ednarsson 2006). Till de problem som kan uppstå vid rovdjursskådning – särskilt vid åtel – hör nedskräpning, att djuren blir mindre skygga, samt att deras rörelsemönster, födosöksbeteende och populationstäthet ändras. Det kan öka risken för angrepp på tamdjur och även människor. Sannolikheten för problem ökar om aktiviteten innebär att djuren inte jagas (Nordmark 2008). I Finland, där björnturism sker vid åtel, finns emellertid inga tecken på att detta leder till problem (Kojola & Heikkinen 2012), vilket talar emot att det finns stora negativa effekter.

REKREATIONSVÄRDEN FRÅN JAKT

Inom EU jagar totalt 13 miljoner medborgare, eller 2,7 % av befolkningen, men siffrorna varierar mellan undersökningar. Det finns också en stor variation i andelen jägare mellan länder, från 0,17 % i Nederländerna till 12,4 % i Italien (Schulp m.fl. 2014). I Sverige är andelen ungefär 3,3 % av befolkningen över 17 år.

Jakten är en viktig del av den svenska allmogekulturen och av vår kulturhistoria (Danell & Bergström 2016c). Rätt bedriven är jakt en form av hållbart brukande, och det innebär att vår traditionella jakt omfattas av de delar av konventionen om biologisk mångfald som slår vakt om traditionella metoder för brukande av biologisk mångfald. Sverige har följaktligen åtagit oss att bevara dessa delar av vår kulturhistoria. Jämfört med andra kulturella ekosystemtjänster från vilt är tjänsterna förknippade med jakt relativt välstuderade.

En enkät utförd 1986/1987 visade att viktiga faktorer för rekreationsvärdet i jakten var naturupplevelsen, spänningen, den sociala gemenskapen med släkt och vänner samt motionen (Mattsson 1990). Viltkött är en viktig resurs (se *Viltets försörjande ekosystemtjänster*, s. 45), men även en del av det traditionella köket. Att samla in mat från naturen är en viktig kulturell ekosystemtjänst, som ger rekreation och en platskänsla eller platsidentitet (Schulp m.fl. 2014).

I Sverige anser 69 % av befolkningen att jakt är en viktig tradition på landsbygden. Stödet för jakt i vid bemärkelse är också starkt, även bland personer som inte själva jagar (ex. Ljung m.fl. 2012). Attityderna till jakt är positiva särskilt när den inbegriper tillvaratagande av köttet. Stödet sjunker emellertid för jakt som inte inbegriper någon form av tillvaratagande. I norra Sverige har 87 % av befolkningen en positiv eller accepterande syn på jakt, medan 73% av befolkningen i Stockholms urbana regioner uttrycker samma åsikt (Ljung m.fl. 2015).

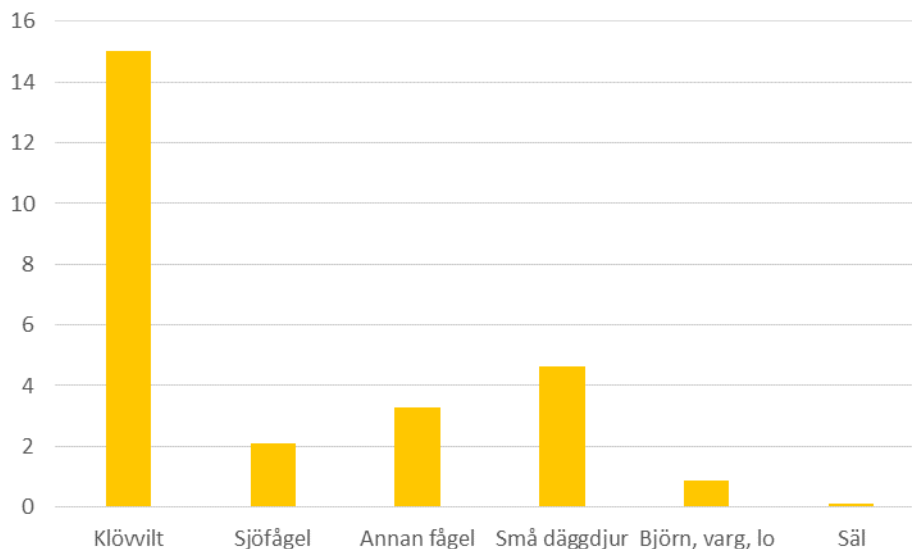


Den svenska jakten har en stark folklig förankring och stor acceptans, så länge man tar tillvara på viltet. Jakten är även en viktig del av vår kulturhistoria, samtidigt som viltköttets status inom matkulturen ökat. Foto: Fredrik Widemo.

De senaste decennierna har antalet jägare i Sverige, beräknat som antalet personer som årligen löst jaktkort, varierat mellan 260 000 och 320 000. Sedan toppnoteringen 1994 har antalet jägare minskat med c:a 12 % (Naturvårdsverket 2017, Eriksson m.fl. 2018). Antalet utländska jaktturister uppgår till c:a 30 000 årligen, varav många är från Danmark och Norge. Andelen jägare i befolkningen är högre i norra än i södra Sverige, medan förhållandet är det omvända i absoluta tal (ex. Mattsson 1990, Mattsson m.fl. under bearbetning). Andelen jägare av befolkningen i Sverige är större än i många andra europeiska länder (Bergström m.fl. 2016, Sörlin m.fl. 2016). Männen är i majoritet bland jägarna, men andelen kvinnliga jägare har ökat från fyra till sex procent sedan 1996, och idag är 25 % av de nyutbildade jägarna som tar jägarexamen kvinnor. För många jägare är viltköttet ett viktigt tillskott i hushållet, även om jakten i första hand är en fritidssysselsättning och den ekonomiska betydelsen är liten i jämförelse med inkomsterna från yrkesarbetet (Bergström m.fl. 2016, Sörlin m.fl. 2016).

Mellan 1986/1987 och 2005/2006 ökade det genomsnittliga antalet jakt-dagar från 20 till 27 dagar för en genomsnittlig jägare (Boman m.fl. 2011). Det genomsnittliga antalet jakt-dagar ligger idag på samma nivå som 2005/2006 (Mattsson m.fl. under bearbetning). Den absoluta majoriteten av jägarna jagar klövvilt, och i genomsnitt spenderade jägarna jaktåret 2015/2016 3–4 gånger så många dagar på att jaga klövvilt som på att jaga fågel (Widemo, opublicerade data)(Figur 5). Det fanns dock relativt stora skillnader mellan olika delar av

landet, där jägare i Skåne, på Gotland och i Norrbotten spenderade ungefär dubbelt så många dagar jagandes fågel som jägare i andra län. Skillnaderna var dock små mellan länen i antalet dagar som läggs på klövviltsjakt.



Figur 5. Det genomsnittliga antalet jakt dagar per jägare för olika typer av vilt, jaktåret 2015–2016 (Widemo, opublicerade data).

Jaktens totala värde består både av värdet på viltprodukterna och av rekreationsvärdet (Mattsson 2016), varav det senare inte återspeglas i marknadspriser (t ex Boman m.fl. 2011, Mattsson 2016). I Sverige har man undersökt jaktens omfattning och värde i tre nationella studier. Den första gjordes jaktåret 1986/1987 och den andra 2005/2006 (t ex Mattsson 1990, Boman m.fl. 2011, Boman & Mattsson 2012). Undersökningen upprepades 2017 (Mattsson m.fl. under bearbetning). Jaktens totalvärde inbegriper både direkta och indirekta komponenter (köttvärdet resp. rekreationsvärdet). På nationell nivå var det totala jaktvärdet för alla viltarter 2,8 miljarder 1986/1987, 3,6 miljarder kronor 2005/2006 (Mattsson 1990, Boman m.fl. 2011, Boman & Mattsson 2012) samt 4,5 miljarder 2017 (samtliga värden omräknade till 2017 års penningvärde; värden för 2017 är preliminära) (Mattsson m.fl. under bearbetning). Rekreationsvärdet utgjorde mellan hälften och två tredjedelar av det totala jaktvärdet vid alla tre undersökningstillfällena.

Jakten på klövvilt och framför allt älg har störst betydelse för de svenska jägarna (Mattsson m.fl. 2005, Mattsson m.fl. under bearbetning). Värdet av den svenska älgjakten uppgick till ungefär hälften av det totala jaktvärdet 2017 (Mattsson m.fl. under bearbetning). Jämfört med jakt på klövvilt är drivkraften för fågeljägaren oftare höga upplevelsevärden, dvs. kulturella ekosystemtjänster, än hög köttavkastning eller ett uppsatt förvaltningsmål. Det avspeglas också i att bara enstaka procent av viltköttet kommer från fågelvilt. Möjligen finns ett sentida trendbrott då åtminstone sjöfågeljägare (änder och gäss) verkar styra över sin jakt mot de tre arter som ger högst köttavkastning, nämligen grågås, kanadagås och gräsand (Ottvall m.fl. 2011).

För en del av gåsarterna finns också ett ökande tryck från samhället att öka avskjutningen för att minska konflikten med jordbruket. Detta bidrar till att fler jägare lägger mer möda på att jaga dessa arter. Jakt är den kulturella ekosystemtjänst från fåglar som i den vetenskapliga litteraturen ges störst ekonomiskt värde.

Ett beskrivande exempel på hur jägare ser på fågeljakt är den s.k. ”fria småviltsjakten” på statens mark. Denna jakt inriktas främst på ripa och till viss del andra skogshöns. De viktigaste faktorerna för att jägarna ska anse att ripjakten är lyckad är hundens prestation, antalet viltkontakter och om jakten kunnat ske ostört (Willebrand & Paulrud 2004). Jägarna i denna studie spenderade upp till 1 300 kronor för en jakttag. Upplevelsen snarare än mängden fällda byten var drivkraften för jaktutövandet. Ripjägare styrs av erfarenheter från tidigare jakter i sitt val av jaktområden och faktorer som påverkar detta är tidigare tillgång till ripor och hur stor risk det är att stöta på andra jägare (Assmyhr m.fl. 2013). En undersökning av norska ripjägare pekar på att värdesättning av kulturella och försörjande tjänster varierar beroende på jägarens inställning, men att de överlag visar ett stort intresse och ansvar att förvalta sin resurs långsiktigt (Kaltenborn m.fl. 2012).

Ripjägare vill gärna hinna jaga många dagar under en säsong. Willebrand m.fl. (2011) visar dock att detta medför att år med liten tillgång till ripa finns risk för överuttag från rippopulationer, åtminstone lokalt. Att jägare värdesätter möjligheter till högkvalitativa jaktupplevelser högre än antalet skjutna fåglar skapar möjligheter för ett förvaltningssystem som bygger på en geografisk planering utifrån jakttillfällen snarare än på begränsningar utifrån det jaktliga uttag populationen tål (Willebrand & Hörnell 2001).

I en rikstäckande svensk enkätundersökning ansåg jägare att det fanns en betydande potential att utveckla turismnäring inom jakt och då särskilt småviltsjakten (Ericsson m.fl. 2005). Jaktturism skulle kunna bidra till att skapa arbetstillfällen framför allt i Norrland (Willebrand 2009), men en relativt stor andel lokala jägare är tveksamma eller negativa till etablering av jaktturism. Främst beror det på att de inte vill riskera att förlora jakträtter till jaktturismföretag, men även på skillnader i hur jakten bedrivs och att jakten inte längre ger en tydlig samhörighet mellan personer med en lokal anknytning (Gunnarsdotter 2006, Willebrand 2009).

Bara bland LRF:s medlemmar uppger 580 företag att man bedriver jakt- eller fisketurism (LRF 2017), vilket kan jämföras med enstaka företag som bedriver riktad viltskådarturism. Samtidigt omfattar antalet jägare betydligt fler människor än antalet aktiva skådare inom olika grupper. Den organiserade jaktturismen är med största sannolikhet betydligt mer omfattande än den riktade viltskådarturismen, men det saknas heltäckande kvantitativa data.

I USA har flera studier gjorts av de ekonomiska värdena av jakt på framför allt gäss och där anses gäs jakt vara ett viktigt ekonomiskt inslag på lokal, regional och nationell skala. Det totala värdet för jakt på sjöfåglar i hela USA har uppskattats till 1–1,5 miljarder dollar och skapar mer än 27 000 arbetstillfällen (Carver 2006). Det ekonomiska värdet av att vårda våtmarker på

prärien i Nord- och Syd-Dakota för att gynna produktionen av änder, som senare jagas, överväger de samhällsekonomiska vinsterna av att omvandla dessa marker till jordbruksmark (Gascoigne m.fl. 2011).

Det amerikanska systemet med jakt på statlig mark skiljer sig på flera sätt från de i Europa, men likväl förefaller jakt på sjöfågel kunna ha ett stort ekonomiskt värde här. Inom EU uppskattats att det finns ca 7 miljoner jägare som skjuter minst 7,6 miljoner sjöfåglar per år (Mooij 2005, Hirschfeld & Heyd 2005). I flera Nordeuropeiska länder anläggs våtmarker eller viltvatten för ansenliga summor då jakten på sjöfåglar inbringar så stora belopp att detta är en lönsam investering. Från en skotsk studie rapporteras att besökande jägare 1997–1998 spenderade ca 40 % mer pengar på sin jakt än de många fler fågelskådare som besökte området för att titta på gäss (MacMillan & Leader-Williams 2008).



Jakthundar ökar såväl effektiviteten vid jakt, som rekreativvärdet för många jägare.
Foto: Per Zachariasson

ANVÄNDANDE AV JAKTHUNDAR

Det viktigaste hjälpmedlet för jägare har länge varit jakthunden. Den Skandinaviska löshundsjakten har långa anor och kan ses som ett exempel på lokal och traditionell kunskap om hållbart brukande av den biologiska mångfalden.

Under 1900-talet börjar hunden beskrivas som jägarens viktigaste jakt-kamrat i jaktlitteraturen (Dirke 2016). Idag äger ungefär 40 % av jägarkåren en eller flera jakthundar (Widemo, opublicerade data), och sammanlagt finns det ca 200 000 jakthundar i Sverige. Jaktformer som bygger på användande av hundar dominerar i den svenska jakten, och för många är jaktupplevelsen intimt förknippad med hundanvändning i olika former. Jakthundar är såväl

en förutsättning för en effektiv jakt, som för en jakt med god etik där eventuellt skadat vilt kan uppsökas och avlivas genom eftersök. Eftersom hundarbetet är en viktig del i jaktupplevelsen för många är jakthunden viktig för rekreationsvärdet av jakt och samskapandet av kulturella ekosystemtjänster. Samtidigt modifierar jakthundarna även leveransen av de försörjande tjänsterna eftersom effektiviteten ökar. Slutligen är goda jakthundar även en förutsättning för framgångsrika eftersök efter viltolyckor i trafiken som genomförs av Sveriges ca 5 500 registrerade trafikeftersöksjägare (Nationella viltolycksrådet 2017).

FÄLLFÅNGST

Olika former av fällor och fångstanordningar har lika gamla anor som användande av jakthundar i Sverige. I Norrland var fångstkulturen länge mer betydelsefull än jakten med skjutvapen, och fångstkulturen lever kvar (Danell m.fl. 2016a). Idag bedriver 18 % av jaktkortslösarna fällfångst årligen, vilket motsvarar ca 40–50 000 jägare (Ljung m.fl. 2014b). Fällor är precis som hundanvändningen en viktig del av vår jaktliga tradition, och fällfångst bidrar till de kulturella ekosystemtjänsterna från viltet. Samtidigt utgör fällor viktiga hjälpmedel för att reglera stammarna av mindre predatorer, både för att gynna jaktbara arter och ur ett naturvårdsperspektiv för att exempelvis kontrollera minkstammen.

Kulturella tjänster genom hälsoeffekter

Positiva hälsoeffekter är en komponent som ingår i naturupplevelsens rekreationsvärde. I en betingad värderingsstudie fann man att den upplevda hälsoeffekten stod för 1–8 % av den totala betalningsviljan för utövare av två olika aktiviteter, skogs promenader och jakt. Båda grupperna uppskattade att deras hälsa skulle försämrats om de inte hade möjlighet att fortsätta med den undersökta aktiviteten, och minskningen var lika stor i båda grupperna (Doctorman & Boman 2016). Nordisk forskning visar att kontakt med naturen förbättrar människans hälsa (Hansen & Malmaeus 2016), samtidigt som en svensk studie som bygger på självskattning visar att jägare anser sig vid bättre hälsa än genomsnittliga svenskar (Norman m.fl. 2010).

Hundägare tillhör de grupper som tillbringar mest tid i landskapet, och har minskad risk för hjärt- kärlsjukdomar jämfört med dem som inte är hundägare. Effekten var särskilt tydlig för ägare till jakthundsraser (Mubanga m.fl. 2017).

Kulturella tjänster av egenvärden och attityder till vilt

Attityder till vilt och viltstammarnas storlek kan delvis ses som uttryck för människans värdering av viltets ekosystemtjänster. Ofta är attityder beständiga och svåra att förändra, vilket gör att det är viktigt att känna till de attityder som påverkar förvaltningen av ekosystemtjänster (Heberlein 2012). Uttrycket att ”det svåra med viltförvaltning är att förvalta människorna, inte viltet”, sätter fokus på fenomenet. Betydelsen av kulturella ekosystemtjänster jämfört med andra tjänster illustrerar också vikten av att ta hänsyn till attityder och

immateriella värden. Detta avsnitt beskriver kortfattat attityderna till de artgrupper som är i fokus för rapporten, som underlag för senare diskussioner om förvaltning av viltets ekosystemtjänster.

VILTETS EGENVÄRDEN

Allmänheten sätter värde på den biologiska mångfalden, och en majoritet anser att bevarande av de inhemska arterna har ett egenvärde och att arterna har ett existensberättigande. Det krävs dock inte nödvändigtvis faktiska artkunskaper för att uppskatta den mångfald man upplever finns. En studie av hur människor upplever urbana grönområden visade att det inte fanns något samband mellan människors psykiska välmående och den faktiska artrikedomen av växter, fjärilar och fåglar, utan att det istället fanns ett positivt samband mellan välmående och den artrikedom man trodde fanns i området. (Dallimer m.fl. 2012).

Arters existensberättigande diskuteras sällan för vanliga arter som inte ställer till problem, exempelvis i form av skador på grödor eller skog. Däremot är det relativt vanligt med diskussioner om vilka resurser som ska avsättas för att bevara ovanliga arter, eller arter som varit utrotade men återinförts och nu orsakar problem. Hit hör exempelvis såväl varg som vildsvin.

ATTITYDER TILL KLÖVVILT

Stammarna av klövvilt har vuxit kraftigt under 1900-talet, till följd av en kombination av minskad konkurrens om föda med tamdjur, ändrade förvaltningsstrategier och ändrad skogsskötsel. Biomassan av klövvilt var som högst när älgstammen var som störst i början av 1980-talet och antalet klövvilt var som högst i början av 1990-talet. Idag har vi två tredjedelar av antalet klövvilt och hälften av antalet hjortvilt jämfört med 1993 (bilaga 1). Nivåerna är dock fortfarande höga historiskt sett, vilket sätter fokus på behovet av att finna avvägningar mellan ekosystemtjänster från klövvilt och andra ekosystemtjänster eller -otjänster.

I svenska undersökningar som utfördes 2013–14 ansåg majoriteten av svenska jägare (53 %) och enskilda skogsägare (61 %) att älgstammen var lagom stor, medan 8 % av jägarna och 24 % av skogsägarna ansåg att älgstammen var för stor (Widemo opublicerade data). En delvis motsvarande studie utförd i södra och centrala Finland på 1990-talet jämförde åsikterna kring älg och älgjakt för skogsägande jägare och jägare som inte ägde skog. Generellt sett var åsikterna likartade i de båda grupperna. Såväl bland skogsägande jägare som bland jägare som inte ägde skog ansåg c:a 55 % att avvägningen mellan älgstammens storlek och älgrelaterade skador var rimlig och balanserad. (Heikkilä & Aarnio 2001).

Jägarnas attityder till vildsvin styrs i stor utsträckning av förekomsten; där vildsvin saknas i södra och mellersta Sverige vill jägarna ha fler vildsvin, medan hälften av jägarna anser att stammen är för stor där de själva anser att det finns en etablerad stam. Bland aktiva lantbrukare med etablerad vildsvinsstam anser mer än 90 % att stammen är för stor (ex. Widemo 2013a), och en tredjedel av svenskarna är rädda för att möta vildsvin (Ericsson & Sandström 2010).



En tredjedel av svenskarna är rädda för att möta vildsvin. Det är nödvändigt att ta hänsyn till attityderna till vilt för att nå accepterade avvägningar inom viltförvaltningen. Foto: Fredrik Widemo.

ATTITYDER TILL ROVDJUR

Majoriteten av Sveriges befolkning anser att rovdjuren ska få finnas i Sverige, vilket innebär att man ger dem ett existensvärde (Ericsson & Heberlein 2004; Heberlein & Ericsson 2008, Eriksson m.fl. 2015; Eriksson 2016a; Gangaas m.fl. 2015; Kränge m.fl. 2017). En undersökning utförd 2004 visade också att 33,5 % av befolkningen kunde tänka sig betala via skatten för att öka antalet stora rovdjur (björn, järv, lo och varg) (Ericsson m.fl. 2007; 2008). I takt med att vargstammen ökat har dock attityderna till varg blivit mer negativa och 60 procent av befolkningen stödjer idag en reglering av vargstammen genom jakt (Sandström m.fl. 2014, Eriksson 2016a,b). Nationellt anser allmänheten fortfarande att Sverige ska hysa en livskraftig vargstam, men i flera län med varg är nu acceptansen för att ha varg under 50 % (Sandström m.fl. 2014).

Även i Norge hade en majoriteten av befolkningen tidigare en positiv inställning till de stora rovdjurens rätt att existera. Norrmännen var mer positivt inställda till lo och järv än till varg och björn (Røskaft m.fl. 2007). En senare undersökning bland norska jägare gjordes när det fanns 100–150 björnar, 300–400 järvar, 400–500 lodjur och 15–25 vargar i Norge. Undersökningen visade då att omkring 40 % ville att björn, lo och järvstammen skulle finnas kvar på den nivån. Kring vargen var åsikterna mer polariserade än för de andra arterna, och en ganska stor andel (14 %) ville inte att varg skulle finnas alls, jämfört med 0,7–1,5 % för de andra arterna (Kaltenborn m.fl. 2013).

I en finsk enkät där respondenterna ombads ange två positiva egenskaper hos varg dominerade två egenskaper bland alla intressenter: att vargen är en del av den biologiska mångfalden i den finska faunan och därmed har ett absolut värde, samt att vargen har en roll att spela som predator i näringsväven. Det indikerar att man värdesätter vargens strukturerande effekter och

reglerande tjänster. Till detta tillkom bland bevarandebeståndet värdet för naturturism och viltfoto, samt bland jägare och lantbrukare att vargen gör livet mer spännande och att man måste vara skickligare som jägare (Bisi m.fl. 2010).

De kanske starkaste argumenten för bevarande av stora rovdjur är värdeorienterade och etiska snarare än ekologiska, eftersom stora rovdjur i regel inte fungerar väl som flaggskeppsarter eller indikator-/paraplyarter (Linnell m.fl. 2001). De skulle kunna vara nyckelarter i kraft av sina ekologiska roller; utövandet av dem kommer dock orsaka konflikter med andra ekosystemtjänster, vilket innebär att rovdjuret kan betraktas som ovälkomna nyckelarter. Framför allt gäller det landsbygdsbefolkningen i Skandinavien, vilken i större utsträckning håller tamboskap, bedriver renskötsel och jagar (Linnell m.fl. 2001).

I Norge är negativa attityder till rovdjur starkare hos dem som drabbats av ekonomiska förluster kopplade till rovdjur (Røskaft m.fl. 2007), och erfarenhet av vargpredation är en av de erfarenheter som bidrar till en negativ syn på varg i Sverige (Ericsson & Heberlein 2004). I Sverige är skillnaden i attityder mellan stad och land större än i Norge, vilket tyder på en starkare regional åsiktpolarisering i Sverige (Røskaft m.fl. 2007; Kränge m.fl. 2017). Detta har föreslagits bero på att den norska politiken i högre grad gynnar landsbygdsbefolkningen i avvägningen mellan stora rovdjur och jordbruk, medan Sverige i högre grad präglas av urbanisering (Kränge m.fl. 2017). Det kan ses som ett exempel på en rumslig avvägningsproblematik som beskrivs i Millennium Ecosystem Assessment (2005). De människor som gynnas av en viss ekosystemtjänst är ofta andra människor än de som missgynnas eller drabbas av kostnader associerade med tjänsten, och dessa människor kan också finnas på olika platser.

Förändrad leverans av ekosystemtjänster kan påverka människors välbefinnande genom att ändra graden av upplevd trygghet genom exempelvis ändrad resurstillgång och personlig säkerhet (MEA 2005). I en finsk studie nämns att vargen kan skada människans försörjning genom skador på tamdjur, samt att vargen skapar rädsla och otrygghet (Bisi m.fl. 2010). I Norge och Sverige är rädsla den starkaste enskilda faktorn som förklarar negativa attityder till varg (Kränge m.fl. 2017). Tidigare enkätstudier har visat att upp till 30 % av svenskarna är rädda för att möta en varg (Ericsson & Heberlein 2004). I Norge uppgav 57 % att de var rädda för björn och 48 % att de var rädda för varg, medan siffrorna var lägre för lo och järv (Røskaft m.fl. 2003). I Skandinavien är risken för att människor dödas eller skadas av rovdjur emellertid mycket låg. Perioden 1977–2012 har två människor dödats och 31 skadats av björn, oftast i samband med jakt och i närvaro av hund (Sahlén 2013). Vid experiment där försökspersoner närmat sig sändarförsedda björnar drog sig björnen undan utan att bli sedd i 84 % av tillfällena, och ingen björn uppvisade aggressiva beteenden (Ordiz m.fl. 2013). Oprovocerade angrepp av varg på människa är mycket ovanliga och saknas i modern tid i Skandinavien (Linnell m.fl. 2002).



Förekomsten av stora rovdjur kan generera allt från hänförelse till rädsla och ilska. Attityderna skiljer sig mellan intressegrupper och beroende på om man lever nära rovdjuren eller inte.
Foto: Bodil Elmhagen.

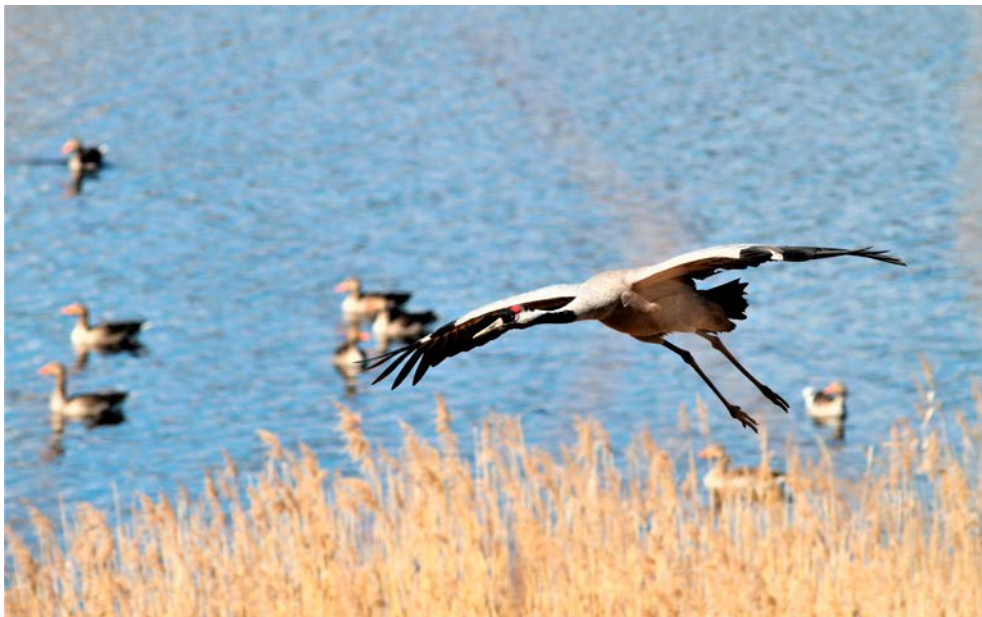
För en del svenska landsbygdabor har vargförvaltningen blivit en symbolfråga som handlar om motstånd mot en situation där stadsbors intressen och politiska inflytande dominerar över landsbygdens. Det finns också en politisk alienering, som innebär en känsla av främlingskap inför det politiska systemet och ett minskat förtroende för hur demokratin fungerar och för politiker. Det gäller både personer som är negativa, och i vissa fall även de som är positiva, till Sveriges vargpolitik (Eriksson 2016a, 2016b).

I finska vargområden, där nästan hälften av befolkningen ville minska vargstammen 2004, fanns också en känsla av maktlöshet, samt en upplevelse av att bevarandebeslut och EU inte lyssnade på deras synpunkter. Konflikten verkar i grunden handla om olika värderingar, vilket försvårar en lösning (Bisi m.fl. 2007). Generellt sett är attityder ofta djupt rotade i värderingar, vilket gör dem svåra att förändra (Heberlein 2012). När det handlar om attityder till varg i Sverige har forskning visat att det inte finns något enkelt

samband mellan dem och kunskapsnivå (Ericsson & Heberlein 2004; Heberlein & Ericsson 2008). Polariseringen mellan stad och landsbygd återspeglas också i åsikter kring vilka intressen som bör vara representerade när man fattar beslut inom viltförvaltningsdelegationerna (se *Förvaltning av det jaktbara viltet*, s. 95). Stadsbor vill i högre grad se ett fokus på bevarandointressen, medan landsbygdsbor vill se ett starkare fokus på brukarintressen. Det innebär en risk för att viltförvaltningsdelegationerna inte kommer kunna motverka polariseringen, utan snarare kan komma att befästa konflikten (Eriksson 2016a). Generellt sett kan emellertid förvaltningsstrategier baserade på samarbete leda till ökat förtroende, där man lär av varandra och får en känsla av att man äger frågan. Det kan vara viktigt eller avgörande för att skapa legitimitet kring förvaltningen.

ATTITYDER TILL STORFÅGLAR

Olika aktörers attityder till storfåglar är inte lika välstuderade som attityderna till stora rovdjur respektive klövvilt. Till följd av stark populationstillväxt av de flesta storfåglar har dock såväl deras ekosystemtjänster som ekosystemotjänster ökat kraftigt i omfång. De negativa konsekvenserna av storfåglar kopplas ofta till skador på jordbruksgrödor (ex. Owen m.fl. 1987), kollisioner med flygplan (ex. Sodh 2002) eller miljöbelastning från fåglarnas spillning (ex. Buij m.fl. 2017). Otjänster av de snabbt växande gåspopulationerna verkar idag vara större än ekosystemtjänsterna (Buij m.fl. 2017), medan andra studier uppger att de samhällsekonomiska värdena av gäss vida överstiger de kostnader som finns kopplade till skador (ex. MacMillan m.fl. 2004). Under senare tid verkar dock studier som fokuserar på otjänsterna öka i relation till dem som fokuserar på tjänster, vilket tyder på ökande kostnader och ökat fokus på de problem dessa fåglar kan skapa.



Storfåglar gör ofta stora intryck och avtryck samtidigt, i form av naturupplevelser respektive skador eller sanitära olägenheter. Foto: Niklas Liljebäck.

Förvaltning av ekosystemtjänster

Landskapet förser oss med en hel mängd olika ekosystemtjänster, där många är av avgörande betydelse för oss. Ofta är tjänsterna ojämförbara storheter. Även när ekosystemtjänster är möjliga att värdesätta monetärt är detta ofta inte tillräckligt för att prioritera mellan dem (ex. Hansen & Malmaeus 2016). Förvaltningen av ekosystemtjänster, eller knippen av ekosystemtjänster, kompliceras ofta av att de begränsar varandra och gynnar respektive begränsar olika intressenter. En av de största utmaningarna för att förvalta ekosystemtjänster i praktiken är därmed att göra avvägningar mellan olika tjänster (ex. Filyushkina m.fl. 2016). I rapportens tredje del redovisas behov av avvägningar mellan olika ekosystemtjänster, med fokus på avvägningar som inbegriper tjänster från vilt.

De starka viltstammarna i Sverige genererar försörjande och kulturella ekosystemtjänster, som viltkött och upplevelsevärden. Därtill kommer reglerande ekosystemtjänster där stora rovdjur och stora växtätare påverkar ekosystemens struktur och funktion, och därigenom möjliggör den långsiktiga existensen för mängder av andra arter. Samtidigt kan viltskador på grödor och skog lokalt vara stora (Thulin m.fl. 2015). Det påverkar såväl val av trädslag vid föryngring i skogsbruket som val av gröda i jordbruket, och begränsar därmed handlingsfriheten i dessa näringar. Goda avvägningar mellan vilt, jordbruk och skogsbruk ger lantbrukarna större möjligheter att bedriva det jord- och skogsbruk de önskar, samtidigt som de som vill förvalta rika viltstammar kan göra det. Därmed ökas den praktiska rådigheten över brukandet.

Viltet äter årligen enstaka procent av skogens tillväxt, och minskar även skörden av spannmål och vall med enstaka procent (SCB 2014, SCB muntligen). Även om det endast rör sig om låga andelar, så motsvarar förlusterna ansevärda belopp. När det gäller skog orsakar betetrycket ackumulerade skador som både påverkar den framtida tillväxten och kvaliteten på timret, samtidigt som höga klövviltstätheter och betetryck kan begränsa den biologiska mångfalden. Vidare förekommer skadorna inte jämnt i landskapet, utan vissa bestånd och fält drabbas hårdare än andra. För de drabbade brukarna kan kostnaderna bli mycket stora. Nationella och regionala siffror på skador kan därmed inte med självklarhet användas för att beskriva utmaningarna för enskilda brukare; viltförvaltningen måste utgå från lokala förhållanden och bygga på lokalt accepterade avvägningar mellan konkurrerande ekosystemtjänster. På så sätt kan mål och åtgärder anpassas efter faktiska behov.

Avvägningar mellan ekosystemtjänster kompliceras av att viltet rör sig över ägo gränser, och att en del markägare prioriterar starka viltstammar medan andra prioriterar små skador på grödor och skog. För att finna kostnadseffektiva och accepterade avvägningar mellan viltförvaltning och annan markanvändning krävs att vilt, jord och skog samförvaltas. Så sker delvis idag, vilket innebär att grundprinciperna i en ekosystemtjänstbaserad förvaltning redan följs inom viltförvaltningen.

Naturvårdsverkets vision ”En viltförvaltning i balans gör att alla kan uppleva viltets värden” sammanfattar att vi behöver finna nya sätt att bruka viltet hållbart, samtidigt som vi begränsar negativa effekter på andra ekosystemtjänster genom en adaptiv och ekosystembaserad förvaltning (Naturvårdsverket 2015b). Samtidigt ska stammarna av alla inhemska viltarter, samt tillfälligt förekommande fåglar, vårdas så att man främjar en gynnsam populationsutveckling (SFS 1987: 259).

Mänskliga aktiviteter modifierar ekosystemen, vilket kan förstärka eller försvaga deras förmåga att leverera ekosystemtjänster uthålligt (ex. Schleyer m.fl. 2017). Därmed är det nödvändigt att ta hänsyn till återkopplingar mellan mänsklig markanvändning, eller om man så vill förvaltning av ekosystemtjänster, och ekosystemen vid värdering av ekosystemtjänster (ex. Vogt m.fl. 2015). I människodominerade landskap påverkar människan viltet både genom att modifiera resurstillgången och genom att begränsa tätheterna av en del viltarter. Det senare kan ske på grund av viltets värde som jaktlig resurs, eller för att minska negativa effekter som predation på tamdjur eller skador på grödor och skog. Det innebär att näringsväven där viltet ingår fungerar på ett annat sätt än i ett av människan opåverkat ekosystem.



Jakt är en del av markanvändningen, och ekosystemtjänster från jakt och från annan markanvändning samskapas oftast. Foto: Ulf Widemo.

Ungefär 40 % av jägarkåren är markägare och 50 % av lantbrukarna har jagat under det senaste året (Widemo, opublicerade data). Viljan att skapa goda förutsättningar för viltet, och tilltalande miljöer att jaga i, motiverar ett mer varierat brukande, vilket i sin tur ger ett mer varierat landskap med fler livsmiljöer och mer biologisk mångfald. Exempelvis uppger 65 000 jägare att de har viltåkrar på sin huvudsakliga jaktmark. Naturvärden och viltvärden

strävar i stor utsträckning efter att uppnå samma mål: ett varierat landskap med stor biologisk mångfald. Ekosystemtjänster från jakt, så som viltkött och rekreationsvärden, tjänar därmed som viktiga incitament för att bedriva ett mer varierat jordbruk (Jordbruksverket 2017).

Människan gynnar eller missgynnar olika arter, direkt eller indirekt, vilket gör att olika konsumtionsinteraktioner förstärks eller försvagas. Därmed är det nödvändigt att ta hänsyn till markanvändningen för att förstå hur ekosystemtjänster samskapas av ekosystemen och människan, vilket i sin tur krävs för att värdera och förvalta viltets ekosystemtjänster. Därför omfattar detta avsnitt även beskrivningar av markanvändningens strukturerande effekter på leveransen av ekosystemtjänster från vilt i olika landskap.

Avvägningar mellan vilt och tjänster från skogsbruk

Skogen har precis som jordbrukslandskapet genomgått omvälvande förändringar under de senaste hundra åren. Historiskt har det svenska skogslandskapet varit betydligt mer öppet, med luckiga och olikåldriga bestånd, än vad det är i dag (ex. Niklasson & Nilsson 2005). Samtidigt som skogsbruket intensifierats under 1900-talet så har såväl lövtäkt (Slotte 2001) som skogsbete (Cousins m.fl. 2015) i princip upphört helt. Sammantaget har detta givit en betydligt mer sluten skogsmiljö. Dagens trakthyggesbruk ger endast en öppen miljö under en kort del av omloppstiden och mer kontinuerligt öppna områden återfinns i princip bara i myrlandskap och där mark regelbundet översvämmas längs sjöar och vattendrag.

Det finns idag flera studier som stödjer slutsatsen att ett multifunktionellt brukande av skogen inte behöver medföra mer än mycket små begränsningar i lönsamheten av konventionellt skogsbruk, om ens några alls (Gamfeldt m.fl. 2013, Eggers m.fl. 2018, Jonsson m.fl. 2019). Fokus ligger dock fortfarande på monokulturer och jämnåriga produktionsbestånd inom det svenska skogsbruket.

Redan vid förra sekelskiftet diskuterades skogsbrukets effekter för viltet, och man drog slutsatsen att trakthyggesbruk inte behövde vara negativt för viltet ”om trakterna förekomma spridda över skogen” (Thott m.fl. 1901). Det råder ingen tvekan om att de föryngringsytor och den ungskog som blir resultatet av trakthyggesbruk skapar goda förutsättningar för delar av viltet. Hjortviltet utnyttjar idag i stor utsträckning hyggen, plantskog och ungskog för sitt födosök (ex. Kuijper m.fl. 2009). Det är en konsekvens av att tillgången till foder under resten av omloppstiden minskat i takt med att produktionsskogarna blivit allt tätare och mörkare, vilket ger mindre vegetation i fält- och buskskikt (Hedwall m.fl. 2013). Trakthyggesbruk i kombination med täta produktionsskogar koncentrerar därmed det tillgängliga fodret till hyggena, vilket gör att klövviltet uppehåller sig och betar på de områden där man samtidigt försöker skapa nya skogsbestånd. Betesskador på en del av de rekryterande stammarna är ofrånkomliga, och i en del fall får man oacceptabla skador.

I Skandinavien är det framför allt älgens bete på tall som orsakat ekonomisk skada för skogsbruket (SOU 2009: 54), och därmed konflikter om älgstammens betetryck (ex. Sandström m.fl. 2013, Bjärstig m.fl. 2014, Lindkvist m.fl. 2014). Betesskador på skog är dock inget nytt fenomen. Kostnader för älgskador på skog uppmärksammades redan på 1830-talet, då älgen var nära utrotning. Domänverket uppskattade 1938 att älgskadorna på skogs- och jordbruksmark uppgick till i genomsnitt 1 300 kronor per älg, om man slog ut den totala kostnaden för skadorna på det totala antalet fällda älgar. Det innebar ett positivt nettovärde på 2 700 kronor per älg, om man tog hänsyn till köttvärdet för de fällda älgarna. Detta nettovärde varierade kraftigt mellan län. I Sydsvetige förekom negativa nettovärden, medan älgstammen i norr var värd mer än kostnaderna. De här beräkningarna tog dock bara hänsyn till de materiella värdena, medan dagens synsätt även tar hänsyn till rekreationsvärdet. Utifrån 1930-talets situation skulle det medfört ett positivt nettovärde även i södra Sverige (Mattsson 2016²). Under samma period diskuterades även skogsskadorna av betande tamboskap som ett problem som behövde hanteras genom lagstiftning (Kardell 2016). I takt med att viltstammarna, och inte minst klövviltstammarna, ökat sedan mitten av 1900-talet har man diskuterat hur olika intressen ska balanseras mot varandra (Danell & Bergström 2016b).



Vilt och skog behöver samförvaltas för att finna accepterade avvägningar mellan ekosystemtjänster från jakt och skogsbruk. Foto: Fredrik Widemo.

² I texten anges siffror i 2017 års penningvärden, ojusterade originalsiffror för 1938 är 45 i kostnad/älg och 95 kronor i positivt nettovärde.

Betetrycket av klövvilt är en konsekvens av klövviltstammarnas sammansättning och storlek, tillgången till olika foderväxter och fördelningen av betare och foder i tid och rum. Mängden tillgängligt foder är en viktig faktor för hur mycket som konsumeras (Månsson m. fl. 2007a, Bergqvist m.fl. 2018). Sett inom individernas hemområden (det område som utnyttjas av en individ) så underutnyttjas dock bestånd rika på foder, medan områden med mindre foder överutnyttjas. Följer man hur individuella älgar rör sig utnyttjar de inte mer än 20 % av mängden tillgängligt foder när de rör sig genom landskapet (Shiple m. fl. 1998).

Svenska studier visar att den viktigaste faktorn som bestämmer betetrycket (Månsson m.fl. 2007 a–c) och mängden skador (Bergqvist m.fl. 2014) på den ekonomiskt viktiga och relativt betesbegärliga tallen är mängden tillgängligt tallfoder. Ju mer foder, desto mindre skador. Detta mönster gällde på alla rumsliga skalor från provyta till hemområde (Månsson m.fl. 2007a,b). Pågående analyser av förvaltningsdata från alla älgförvaltningsområden i Sverige visar samma sak (Pfeffer m.fl. under bearbetning).

Hur skogsbruket bedrivs har en avgörande betydelse för viltet, för möjligheterna att nyttja viltets ekosystemtjänster i skogen och för skadebilden (ex. Edenius m.fl. 2008). Ungefär hälften av de markägande jägarna uppger att de anpassar sitt skogsbruk för att gynna vilt, vilket skapar ökad variation i skogslandskapet, mer biologisk mångfald och utökade möjligheter att nyttja ekosystemtjänster från vilt (Ezebilo 2012, Widemo opublicerade data). En ägarstruktur som domineras av privata skogsägare med relativt små innehav skapar ofta ett heterogent landskap som gynnar biologisk mångfald och skapar goda förutsättningar för olika viltarter, jämfört med områden som i högre grad ägs av större aktörer såsom staten och privatägda skogsbolag. Där blir skogens struktur ofta mer homogen, skogsbruket bedrivs mer intensivt, och andelen ungskog är hög. Det gynnar exempelvis mindre rovdjur, men missgynnar skogshöns (Vierikko m.fl. 2009).

Säsongsvandrande vilt komplicerar avvägningar mellan ekosystemtjänster, eftersom jaktvärdet kan finnas på en plats och skadeproblematiken på en annan. Det kräver att man tar hänsyn till individernas rörelser när man bildar förvaltningsområden (Nilsen m.fl. 2009b). I sådana situationer kan jakttiden i olika områden vara ett förvaltningsverktyg som kan omfördela jaktvärdet mellan olika områden och markägare. Modeller där markägare i delområden med en större skadeproblematik får ta del av jakträtten i de områden där viltet uppehåller sig under jakten är också möjliga (Skonhoft & Olaussen 2005), men ofta svåra att genomföra praktiskt.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA SKADOR PÅ SKOG AV HJORTVILTETS BETE
Betetrycket från hjortvilt kan orsaka avsevärda bortfall inom skogsbruket och missgynna vissa artgrupper. Det är därför viktigt att ta fram och sprida kunskap om hur man kan minska de negativa effekterna av klövviltets bete vid populationstätheter som fortfarande levererar ekosystemtjänster från vilt.

Huvudsakligt fokus i debatten ligger fortfarande på att minska skador av älg på tallungskog. Befintlig forskning visar att det mest effektiva sättet att minska skadorna i dagens situation är att öka mängden tall genom att konsekvent föryngras med tall på tallmarker, samtidigt som man fortsätter att reglera älgstammen. Preliminära resultat antyder dock att konkurrens om föda mellan olika hjortviltsarter inte bara har negativ inverkan på hjortviltet, utan även leder till större och nya typer av skador. Här finns dock ett stort kunskapsbehov, innan det är möjligt att bedriva en adaptiv, kunskapsbaserad flerartsförvaltning av vilt i balans med andra ekosystemtjänster.

Idag diskuteras ändrade omloppstider, dvs. tiden från rekrytering av träd till slutavverkning, inom skogsbruket (Roberge m.fl. 2016). Det är oklart vad en eventuell förändring skulle ha för effekt på betestrycket av klövvilt på produktionsstammarna, det vill säga de träd som är tänkta att ge avkastning i framtiden. En kortare omloppstid skulle å ena sidan ge större andel ungskog i landskapet, vilket ger mer foder. Å andra sidan skulle bärris få kortare tid att åter rekrytera in i den mognande skogen, vilket skulle reducera fodermängden under den senare delen av omloppstiden. Därmed skulle hjortviltet ännu tydligare styras till ungskogen, där produktionsstammarna inte vuxit ur betningsbar höjd (Roberge m.fl. 2016).

Även val av röjningsmetod har betydelse. Toppröjning kan minska mängden skador på produktionsstammar avsevärt, genom att behålla mer foder i ungskogen och få de kapade stammarna att bli mer smakliga (Ligné 2004). Vidare är det viktigt att se till att tallstammar inte överskuggas av löv, för att undvika att de tar längre tid att växa ur betningsbar höjd (Bergqvist m.fl. 2014).

Barkflängning av kronvilt på gran är lägre i områden med ett rikt fält- och buskskikt, och högre i granskogar nära näringsrika grödor, så som höstoljeväxter (Jarnemo m.fl. 2014). Val av skogsskötselmetod och val av gröda i jordbruket påverkar följaktligen skadenivåerna och kostnaderna för att hysa en given stam av kronvilt. Jarnemo m.fl. (2014) fann däremot inget samband mellan tätheten av kronvilt och mängden skador, vilket antyder att det är svårt att påverka skadenivån enbart genom jakttrycket.

Habitatförbättrande åtgärder i skogen kan användas i flera syften, till exempel för att öka tillgången på föda för att kompensera för skogsbruksmetoder som minskar fodertillgången, eller för att leda viltet bort från planterad skog, från miljöer med högt bevarandevärde eller från trafikerade vägar (Ezebilo 2012).

Viltets bete och rekrytering av rönn, asp, sälg och ek

Vid lågt eller medelhårt betestryck gynnar klövviltets bete totalt sett den biologiska mångfalden (se *Bete av klövvilt, tamdjur och semidomesticerad ren*, s. 26), men hårt betestryck kan vara negativt. Det gäller såväl i skog som i öppna landskap.

I Skandinavien betonas ofta svårigheterna att få betesbegärliga lövträd som rönn, asp, sälg, och ek, ”RASE”, att rekrytera som trädbildande individer (ex. Ericsson m.fl. 2001, Götmark m.fl. 2005, Persson m.fl. 2009, Skogsstyrelsen

2016a). Rönn och sälg är typiska pionjärträd, med effektiv etablering i störda miljöer, snabb tillväxt i ung ålder, jämförelsevis låg höjd som fullt utvecklat träd och relativt kort livslängd (Myking m.fl. 2013). Den begränsade höjden är ett problem för trädbildning i täta, jämnåriga produktionsskogar, då både rönnen och sälgen är ljuskrävande. De kräver därmed frihuggning eller luckiga bestånd för att bli trädbildande. Hårt bete av klövvilt på rönn och sälg kan försena tillväxten och utvecklingen kraftigt (Myking m.fl. 2013, Edenius & Ericsson 2015). Andra studier visar dock att rönn fortsätter att rekrytera in i medelålders och mogna bestånd, utom i rena granbestånd där ljusförhållandena är för dåliga (Ånöstam 2015).

Ericsson m.fl. (2001) fann att älgen visar större preferenser för asp i bestånd där aspen är mer ovanlig, vilket gör att den överutnyttjas där jämfört med i bestånd med större inslag av asp (Edenius m. fl. 2002). Samtidigt har andra växtätare, som sorkar och harar, ofta större inverkan än älg på rekryteringen av lövträd, utom vid mycket höga tätheter av älg (den Herder m. fl. 2009). I den finska nationalparken Koli har man undersökt om älgbete hotar rekryteringen av asp (Härkönen m.fl. 2008). Forskarna drog slutsatsen att aspens stora tålighet mot bete gör att en tillräckligt stor andel aspar kan förväntas rekrytera på en nivå som bibehåller fördelningen av asp i landskapet. Värt att notera är att detta rör sig om en nationalpark, där man inte bedriver skogsbruk. Skogsbruket är den huvudsakliga begränsande faktorn för aspen (ex. Edenius m.fl. 2008, 2011).



Rekrytering av rönn, asp, sälg och ek kan begränsas av klövviltet, men ofta begränsar skogsskötseln trädbildningen mer. Foto: Fredrik Widemo.

Eken är precis som rönn och sälg både betesbegärlig och känslig för konkurrens från andra träd. Samtidigt som trädbildande individer är viktiga bärare av biologisk mångfald kan en ek producera flera hundra kilo ekollon under ollonår, vilket är en viktig foderresurs exempelvis för vildsvin, dovvilt, nötskrikor och ekorrar. Eken är samtidigt viktig för estetiska värden i landskapet. Svenska studier visar att föryngring av ek kan vara svår vid höga betestryck, men kan förenklas genom fysiskt skydd från annan vedartad växtlighet (Jensen m.fl. 2012), eller uthägnader (Leonardsson m.fl. 2015). Försiktig röjning för att minska konkurrens från mer snabbväxande arter ökar också rekryteringen. Ek har dock visats klara att regenerera och växa ur betningsbar höjd i sydsvenska produktionslandskap med normala klövvilttätheter (Götmark & Kiffer 2014).

Trots höga klövviltstammar under de senaste decennierna visar Rikskogstaxeringen att volymen asp fördubblades i de svenska skogarna under perioden 1953–2007 (Edenius m.fl. 2011) och att ökningen fortsätter (Kempe & Dahqvist 2016). Volymen ek är dock relativt oförändrad. Tidsserierna för volymdata från rönn och sälg är för korta för att säga något säkert om långsiktiga trender, men de har inte minskat under de två senaste femårsperioderna. På motsvarande vis är rekryteringen av sälg och rönn i Norge stabil eller ökande (Landsskogstaxeringen 2017), och klövviltstammarnas täthet motsvarar ungefär de svenska. Data från Skogsstyrelsens Älgbetesinventeringar visar att förekomsten av RASE är högst i södra Sverige, där såväl stammarna av hjortvilt som betesskadorna på tall är störst.

Generellt har situationen för lövträd förbättrats och volymerna ökat sedan den nya Skogsvårdslagen kom 1993 (Andersson m.fl. 2011); dagens skogsbestånd är dock till stora delar fortfarande påverkat av tidigare röjningsinstruktioner och andra metoder för att bekämpa lövträd. Det är därmed svårt att dra kvantitativa slutsatser om hur dagens betestryck och dagens skogsskötsel begränsar trädbildning av rönn, asp, sälg och ek.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA EFFEKTER AV BETE PÅ TRÄDBILDNING

Klövviltstammarna i Skandinavien förvaltas idag i genomsnitt på en nivå där de inte medför negativa effekter på den biologiska mångfalden totalt sett, även om vissa artgrupper kan missgynnas lokalt. Det gäller exempelvis trädbildning hos rönn, asp, sälg och ek samt arter som är beroende av dessa arter. Genom att betestrycket varierar i tid och rum, och genom riktade åtgärder, kan även de mer beteskänsliga arterna bevaras i livskraftiga bestånd. Samtidigt kan ökat jakttryck troligen behövas i områden där stammarna av dov- och kronvilt vuxit sig ovanligt starka. Det saknas dock än så länge forskning från Sverige som visar på negativa effekter.

Det finns flera skogsskötselåtgärder för att minska negativ inverkan av klövviltets bete på rekrytering och trädbildning av betesbegärliga trädarter. Så kallad ”green tree retention” (GTR), vilket innebär att man lämnar trädgrupper vid slutavverkning, är en metod för att mer efterlikna en naturlig, flerskiktad skog. Försök i Finland visar att rekryteringen av rönn, asp och vårtbjörk påverkas positivt. Kvarlämnade trädgrupper i kombination med

bränning gynnar dessutom biologisk mångfald generellt, exempelvis skalbaggar (Hyvärinen m. fl. 2006, 2009), lavar (Hedenås m. fl. 2007) och svampar (Junninen m. fl. 2007).

Svenska studier visar på ett negativt samband mellan avstånd till närmsta barrträd och betetrycket på rönn- och sälgindivider i ungskogar (Ånöstam 2015, Åberg 2015, Widemo m.fl. under bearbetning). För att minska betetrycket och risken för stambrott bör begärliga trädslag inte friställas vid en normal förstaröjning. Det gäller även asp, där växtsättet med täta bestånd av rotskott kan ses som en form av försvar mot bete och barkflängning, då älgar ogärna tränger sig in bland de unga stammarna. Troligen eftersom älgarna då får svårt att fly undan en eventuell fara.



Genom att föryngra med tall på lämpliga marker ökar mängden tall på landskapsnivå, och betesskadorna minskar. Används självföryngring med frötallar minskar skadorna ännu mer. Foto: Fredrik Widemo.

Avvägningar mellan vilt och tjänster från jordbruk

Jordbrukslandskapets ekosystem producerar inte bara försörjande tjänster som livsmedel; rekreationsvärden från friluftsliv, fågelskådning och jakt är ofta knutna till jordbrukslandskapet (ex. Fischer m.fl. 2008). Varierade jordbrukslandskap uppfattas som mer estetiskt tilltalande än mer homogena landskap av olika intressegrupper, som exempelvis naturintresserade och jägare, med undantag för aktiva lantbrukare (Hahn m.fl. 2017). Svenskarna värderar de kulturella värdena från jordbrukslandskapet högre än de försörjande tjänsterna, och naturvårdsargument gavs störst betydelse följt av estetiska värden och rekreationsvärden (Drake 1999). Samtidigt är det självfallet viktigt att inse behovet av att producera livsmedel; vi lever av vad vi producerar i landskapet, och kan inte bara producera estetiska värden. Detta är ett exempel som tydligt visar att en smal kostnads-nyttoanalys som inte tar med alla relevanta ekosystemtjänster kan leda till orimliga slutsatser.

Vilt kan sprida sjukdomar till tamdjur, som exempelvis afrikansk svinpest (vildsvin-tamgris; förekommer inte i Skandinavien idag) och Newcastlesjuka (vilda fåglar-tama). Det är en typ av ekosystemtjänster från vilt som potentiellt kan påverka jordbruket negativt. Vi har dock gjort bedömningen att spridning av smittämnen och parasiter är ett alltför omfattande område att ta upp i sin helhet i denna rapport.

Inriktningen på jordbruket har viktiga strukturerande effekter på ekosystemen och därmed på leveransen av ekosystemtjänster. Befolkningsökningen i kombination med ett starkt fokus på ekonomisk avkastning inom jordbruket har resulterat i alltmer intensivt brukande under de senaste 100 åren. Det historiska landskapet präglades i högre grad än idag av småskalig markanvändning och variation (ex. Gustafsson & Ingelög 1994), medan en omfattande strukturrationalisering mot större homogena enheter skett både inom jord- och skogsbruk under 1900-talet (ex. de Jong 2002, Jordbruksverket 2004, Lennartsson 2005). Denna intensifiering har medfört en dramatisk förlust av biologisk mångfald bland kärlväxter, insekter, fåglar och däggdjur, samt av ekosystemtjänster som är nära förknippade med biologisk mångfald (ex. Tschardt m.fl. 2005, Stoate m.fl. 2009, Emmerson m.fl. 2016, Hahn m.fl. 2017). Mönstret är likartat för hela norra Europa, trots skillnader i klimat, markanvändning, miljöstöd till jordbruket och inriktningen på genomförda naturvårdsåtgärder (ex. Robinson & Sutherland 2002, Kleijn & Sutherland 2003). Överexploatering och jordbruk har nyligen pekats ut som de största hoten mot biologisk mångfald globalt, och som viktigare än klimatförändringarna (ex. Maxwell m.fl. 2016). Intensifieringen har även givit negativa konsekvenser för reglerande ekosystemtjänster som är nödvändiga för att upprätthålla jordbruksproduktionen (ex. Cassman m.fl. 2003, Power 2010, Emmerson m.fl. 2016).

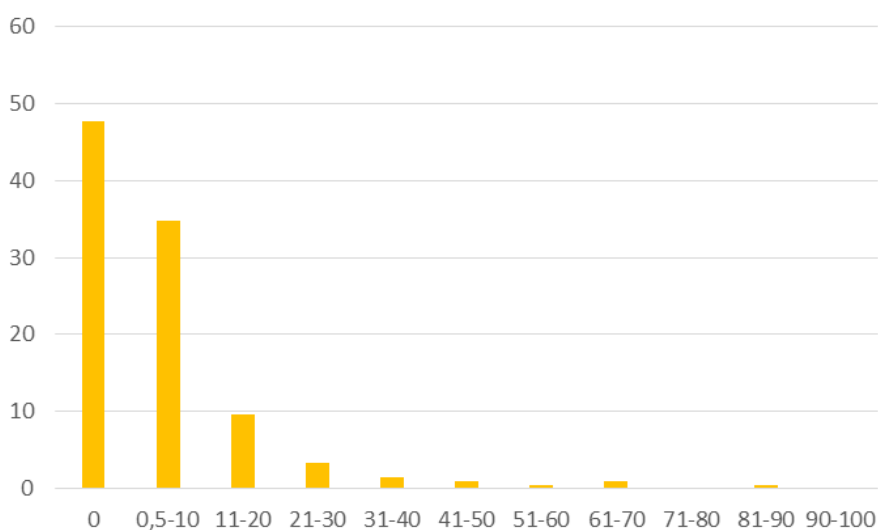
Strukturrationaliseringarna inom jordbruket har dock samtidigt inneburit att de mindre produktiva delarna av odlingslandskapet inte längre brukas. Seminaturliga ängs- och betesmarker hävdas idag i betydligt mindre utsträckning än tidigare, och även i södra Sverige är trenderna negativa för arealen åkermark som brukas. Produktionen bedrivs istället mer intensivt på begränsade arealer.

Genom att variationen i jordbrukslandskapet och den biologiska mångfalden minskat har det jaktbara fältviltet missgynnats. Bland de jaktbara arterna är raphönan en av dem som drabbats hårdast; arten är idag rödlistad som nära hotad, men fanns tidigare i kustlandet norrut ända till Tornedalen och var vanlig norrut till Dalarna och Hälsingland i inlandet (Artdatabanken 2015). Även fältharen går tillbaka på bred front i Europa (ex. Schmidt m.fl. 2004, Baldi m.fl. 2007), mycket beroende på födobrist då allt större områden odlas med en och samma gröda. Ökade predatorpopulationer kan också ha spelat in, men ofta är det interaktionen mellan landskapets sammansättning och predatorer som ger en negativ effekt (Smith m.fl. 2005). De allt större odlingsenheterna missgynnar även fasanen (ex. Robertson m.fl. 1993, Riley m.fl. 1998, Haroldson m.fl. 2006). Möjligheterna till hållbar beskattning av viltstammarna har därmed begränsats, och den potentiella betydelsen av viltvårdsåtgärder har ökat (Widemo 2009).

Andra viltarter har dock gynnats av förändringarna i jordbrukslandskapet, och det gäller inte minst storfåglarna. Mildare vintrar i kombination med ökad andel höstsådda grödor gör att gäss och sångsvan inte behöver flytta lika långt och ofta har tillgång till näringsrik föda vintern igenom. Samtidigt gör minskad tjäle att vildsvinen lättare finner föda under vintern, och minskat snödjup att hjortviltet lättare finner föda i skogen och på de höstsådda åkrarna.

Ett mer varierat jordbrukslandskap hyser mer vilt. Vill vi gynna vårt jaktbara vilt bör vi skapa en mångsidig miljö, rik på olika arter som kan fungera som föda och skydd (ex. Widemo 2009, Widemo & Jensen 2009). Viltvård är åtgärder som syftar till att på något sätt förbättra levnadsbetingelserna för en eller flera viltarter (ex Widemo 2009). Normalt avses åtgärder som jägare och markägare utför för att gynna stammarna av jaktbart vilt; framgångsrik viltvård bygger dock i stor utsträckning på att arbeta med viltets livsmiljöer, vilket även gynnar många andra arter direkt och indirekt (ex. Stoate 2002, Oldfield m.fl. 2003, Aebischer & Ewald 2004, Thomas m.fl. 2004).

Vildsvinets återetablering i Sverige har satt fokus på skador på grödor, även om växande stammar av dovvilt, kronvilt och gäss bidrar till skadebilderna. SCB och Jordbruksverket undersökte skadorna på grödor 2014 (SCB 2014) och drog slutsatsen att 38 % av lantbrukarna drabbats av viltskador, samt att vildsvinet stod för ett skördebortfall på 46 000 ton spannmål. Det totala bortfallet spannmål till vilt utgjorde 1,5 %, medan skördebortfallet på vallgrödor var 1,8 % (SCB, muntligen). Skadorna var dock mycket ojämnt fördelade. Ericsson & Widemo gjorde en motsvarande undersökning 2014 (SOU 2014: 54, Widemo & Ericsson opublicerade data) och fann likartade mönster. Ungefär hälften av lantbrukarna uppgav att de haft skador av vilt. Bland dem som drabbats av skador låg nivåerna för majoriteten under 10 %, men samtidigt fanns det brukare med skador på 50–90 % (Figur 6). Samförvaltning av ekosystemtjänster från vilt och jordbruk försvåras av den ojämna fördelningen av skador, där många lantbrukare inte påverkas alls medan andra drabbas hårt.



Figur 6. Fördelningen av viltskador i växande grödor för lantbrukare växtsäsongen 2013 (omarbetat från SOU 2014: 54; Widemo & Ericsson opublicerade data).

Lantbrukare i områden med starka klövviltstammar anpassar ofta sitt val av gröda för att minska skadorna, och inte sällan genom att välja att odla vall istället för spannmål (ex. SCB 2014, Åberg 2017). Samtidigt kan klövviltet även begränsa vallskörden. Vildsvin kan böka sönder vallar, framför allt under vårvintern, och bete av dovvilt kan i princip utnyttja hela återväxten vid höga dovtätheter (ex. Åberg 2017). Även här rör det sig om skador som är mycket ojämnt fördelade.

Utmaningen ligger i att finna ett förvaltningssystem som medger nyttjande av viltets olika ekosystemtjänster i landskapet samtidigt som lokala skador och problem kan hanteras där de förekommer.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA VILTSKADOR PÅ GRÖDOR

Ett ökat jakttryck förefaller ofta vara den enskilt mest effektiva åtgärden för att minska skador av klövvilt på grödor (ex. Amici m.fl. 2012, Bleier m.fl. 2012, Bleier m.fl. 2017). Det finns dock en mängd andra åtgärder utöver ökat jakttryck som kan minska skador, så som val av mindre smakliga grödor (Sorensen m.fl. 2015), stängsling (Viltskadecenter 1998), skrämnel och avledande utfodring (Kubasiewicz m.fl. 2016). Störst effekt fås typiskt om flera åtgärder kombineras (ex. Walter m.fl. 2010).

I Nederländerna har man ett system där gässkador på jordbruket kompenseras med skattemedel. Samhällskostnaden för detta uppgick till 6,4 miljoner dollar år 2000 och hade ökat till 15,9 miljoner dollar 2007 (Koffijberg m.fl. 2017). Den ökande kostnaden under perioden kunde härledas till ökat antal gäss, ökade pris på jordbruksgrödor och ändrade förvaltningsåtgärder (Melman m.fl. 2009). I Nederländerna förändras nu detta system radikalt och jakt respektive skyddsjakt i olika former börjar sättas in för att minska kostnaderna (Koffijberg in litt 2017). Det är dock svårt att jämföra Sverige med Nederländerna, som har ett annat ersättningsystem och betydligt högre gästätheter totalt sett. I Sverige har skadebilden av gäss, tranor och i viss mån svanar legat i fokus för avvägningar mellan olika ekosystemtjänster och -otjänster. Det totala beloppet utbetalda medel från länsstyrelserna för skador på gröda från fredat vilt var 8 miljoner kronor under 2015 (Frank m.fl. 2016). Detta gäller dock bara de skador där lantbrukaren själv anmält sina problem till länsstyrelsen och skadeersättning utgår bara efter att besiktning skett.

Ofta kan fåglar och klövvilt utnyttja samma delar av fält, exempelvis när fåglar äter liggsäd där klövvilt trampat eller sökt lega. Förvaltningen kompliceras av att regelverket medger att skador från fredade arter, som exempelvis vitkindade gäss, ersätts, medan skador från jaktbara arter, som grågäss, normalt inte gör det. Trots att gäss av olika arter nyttjar samma fält. Det är ofta svårt eller omöjligt att bedöma hur stort skördebortfall olika arter och djurgrupper orsakat, inte minst som den tidpunkt på året som skadan uppstår är avgörande för hur väl växten senare kan kompensera för den.



Skador på grödor som orsakats av jaktbart vilt, exempelvis som här av dovhjort, berättigar inte till ersättning från staten. Foto: Fredrik Widemo.

Idag har storfåglar och de problem de orsakar identifierats som ett fokusområde för framtidens viltförvaltning i Sverige (ex. Tuvendal & Elmberg 2015). I en aktiv förvaltning krävs troligen populationsreglerande jakt, vilken då kräver ett kraftigt ökat jakttryck på t.ex. grågås och vitkindad gås. Under ruggning är båda dessa arter utsatta för hårt predationstryck av däggdjur när gässen är på land och av rovfåglar när gässen ligger på vatten. Från Gotland kommer uppgifter om att framför allt havsörnens predation idag reglerar och minskar antalet häckande vitkindade gäss (Kjell Larsson muntligen). Vitkindad gås är en av de gåsararter som orsakar skador för jordbruket, inte minst på Gotland (Frank m.fl. 2016). Skadorna orsakas dock inte främst av häckande individer, utan av de hundratusentals gäss som rastar på Gotland under genomsträcket vår och höst. Samtidigt skapar betet från de vitkindade gässen en alltför låg vegetation för att passa exempelvis brushane och rödspov på de gotländska strandängarna (Widemo 2006). Predatorer kan störa de rastande gässen, men minskar i praktiken knappast skadorna. Möjligheter till populationsreglerande jakt på vitkindad gås är dock starkt begränsad på grund av EU:s Fågeldirektiv.

Kollektiva nyttigheter som landskapsvärden och biologisk mångfald har en central betydelse för att rättfärdiga EU:s omfattande system för jordbruksersättningar (EU 2013). Flera av åtgärderna som berättigar, eller berättigat, till miljöersättningar inom pelare 2 av EU-stöden till jordbruket syftar till att öka variationen i landskapet, medan gårdsstöden under pelare 1 snarare bidragit till strukturrationaliseringar och minskande variation i landskapet. Ökat fokus på riktade miljöersättningar som ökar variationen i landskapet skulle stärka såväl rekreativvärden i landskapet som ekosystemens resiliens (ex. Hahn m.fl. 2017). Det skulle även gynna fältviltet och möjligheterna att nyttja fältviltets ekosystemtjänster.

Avvägningar mellan stora rovdjur och skador på tamdjur och ren

I Europa återfinns bara en liten del av de stora rovdjuren i områden som präglas av skyddad natur. Istället lever merparten i landskap som ska producera flera olika sorters nyttigheter för de människor som också lever där. Det innebär att det i regel är samhällets sociala bärformåga för stora rovdjur – snarare än den ekologiska bärformågan – som begränsar rovdjurstätheten (Linnell m.fl. 2008). Förvaltningen av stora rovdjur är därför ofta beståndsreglerande, vilket kan försvaga rovdjurens ekosystemtjänster, i syfte att balansera dessa mot andra ekosystemtjänster samt för att minska rovdjurens otjänster. IUCN:s expertgrupp ”Large Carnivore Initiative for Europe” (LCIE) har identifierat ett antal faktorer som bör beaktas vid bevarande av stora rovdjur och avvägningar mellan olika ekosystemtjänster. Dit hör otjänster som rovdjursangrepp på tamdjur, inklusive ren, vilka skapar ekonomiska förluster och är ett hot mot traditionella livsstilar på landsbygden (Boitani m.fl. 2015). Globalt sett är de som samexisterar med rovdjur dessutom ofta traditionella brukare som har ett starkt, kulturellt beroende av sina tamdjur (Dickman m.fl. 2011).

Avvägningar mellan ekosystemtjänster är ofta beroende av ett brett rumsligt perspektiv i och med att nyttan av en tjänst kan skilja mellan områden, och att en ökad tillgång på en tjänst i en region kan medföra en minskad tillgång på en annan tjänst i en annan region (MEA 2005). Detta gäller i hög grad stora rovdjur eftersom de ofta har ett högt existensvärde på global nivå, medan samma värden kan vara små eller negativa lokalt. Otjänsten i form av predation på tamdjur kan uppvisa ett än mer finskaligt mönster, i och med att enskilda personer kan drabbas hårt, medan andra inte drabbas alls (Dickman m.fl. 2011).

I Sverige är de monetära kostnaderna för rovdjursangrepp på tamdjur inom lantbruket lokala och ojämnt fördelade. Sannolikheten för att en genomsnittlig djurbesättning ska bli angripen är exempelvis mycket liten, samtidigt som de som redan utsatts för ett angrepp löper en kraftigt förhöjd risk för nya angrepp (Karlsson & Johansson 2010). År 2015 uppgick den totala ersättningen för rovdjursskador på tamdjur inom lantbruket till 1,9 miljoner kronor. Varg stod för 46 % av kostnaden, lodjur 21 %, björn 19 % och örnar 3 %. Den totala ersättningen för förebyggande åtgärder var betydligt större, närmare 17 miljoner kronor. Stora rovdjur angrep totalt 542 djur vid 175 angreppstillfällen, och får utgjorde 98 % av de angripna djuren (Viltskadecenter 2015).

I Sverige utgör fåbodbruket en form av tamdjurshållning med stort kulturvärde. Dessutom upprätthåller fåbodbetet lokalt det skogsbete som historiskt varit en viktig strukturerande faktor i landskapet (se *Reglerande tjänster av betestryck*, s. 25). I Sverige finns belägg för fåbodbruk sedan 1500-talet, men omfattningen har minskat kraftigt sedan mitten av 1800-talet och idag finns bara cirka tvåhundra fåbodbrukare kvar (Axelsson Linkowski 2017). I en avhandling om fåbodbruket i Dalarna och Jämtland uppges att hälften av lantbrukarna som intervjuades i studien, som utfördes 2011–2014, slutat med fåbodbruk de senaste åren, samt att ökande rovdjursstammar var huvudorsaken till detta. En jämförelse mellan den nutida (efter 1998) och historiska

(1876–1891) omfattningen på tamdjurspredation indikerade att predations-
takten i Dalarna idag är ungefär dubbelt så hög som den var historiskt, medan
förhållandet är det omvända i Jämtland där etablerade vargrevir saknas
(Axelsson Linkowski 2017).

År 2015 angreps 48 hundar av stora rovdjur, exklusive hundar som angreps
under jakt på det aktuella rovdjuret. Varg stod för 63 % av angreppen, lodjur
27 %, örn 6 % och björn 4 %. (Viltskadecenter 2015). Vargens predation
på jakthundar orsakar stor oro och ilska (Kvastegård m.fl. 2013), och varg-
förekomst påverkar såväl tillgången på vilt (ex. Jonzén m.fl. 2013) som möjlig-
heten och viljan att bedriva jakt med hund. Antalet jaktkortslösare har minskat
generellt i Sverige (Eriksson m.fl. 2018) och minskningen har varit större i
områden med varg (Kvastegård m.fl. 2013). Dessutom skjuts det färre älgar
i områden med varg (Kvastegård m.fl. 2013). Därmed påverkas såväl köttvärdet
som rekreativvärdet av jakten genom förekomst av varg, och möjligen även
av övriga stora rovdjur.

Utländsk forskning visar att en förutsättning för att hysa stora rovdjur
utan stora konflikter med djurhållningen är att det finns starka viltstammar
som fungerar som födounderlag för rovdjuren (ex. Sidorovich m.fl. 2003).
Samtidigt begränsar rovdjurens predation intäkter och ekosystemtjänster av
bytesdjuren. Vidare innebär behovet av att hysa vilt som födounderlag en
potentiell kostnad i form av betesskador, viltolyckor och så vidare.



Vargen är en symbolart för många, samtidigt som den ställer till problem för får- och rennäringen
samt försvårar jakt. Majoriteten av befolkningen anser att vi ska ha en livskraftig vargstam, som
begränsas genom jakt. Foto: Naturvårdsverket/fotograf: Magnus Nyman

Regelbunden förekomst av stora rovdjur kan påverka möjligheten att hålla boskap och utöva jakt på en jordbruksfastighet, vilket skulle kunna påverka dess marknadsvärde. Det är komplicerat att kvantitativt analysera olika effekters bidrag till prisutvecklingen för fastigheter, men den forskning som finns indikerar att vargförekomst inte påverkar fastighetsvärden (Kvastegård m.fl. 2013).

Samtidigt påverkar rovdjursförekomsten betalningsviljan för upplåten jakt. Två undersökningar visar här samma mönster; Lönnqvist (2011) fann att betalningsviljan uttryckt som erlagd betalning per hektar minskade med 37 % vid etablerad vargförekomst och Widemo (2013b) skattade den minskade betalningsviljan till 33 % på motsvarande sätt. Det minskade värdet av jakten i ett vargrevir av genomsnittlig storlek uppskattades till c:a 1 miljon kronor per revir i det huvudsakliga vargområdet (Widemo 2013a).

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA SKADOR AV ROVDJUR PÅ TAMDJUR OCH REN

Large Carnivore Initiative for Europe rekommenderar att man utvärderar de sociala, ekonomiska och ekologiska effekterna av stora rovdjur på ett sätt som inkluderar direkta och indirekta användarvärden för olika intressenter, samtidigt som attityder till både kostnader och värden kartläggs. Detta föreslår man för att förbättra möjligheterna till ett demokratiskt beslutsfattande som vilar på solid kunskapsgrund. LCIE rekommenderar också åtgärder som minskar habitatfragmentering och störning från infrastruktur och rekreation (exempelvis skidanläggningar och rovdjursturism) till stöd för bevarande av rovdjur, samt implementerar lagstiftning kring illegalt dödande av rovdjur (Boitani m.fl. 2015).

Förebyggande av skador och ersättning för uppkomna skador är två förvaltningsverktyg för att minska ekosystemotjänsterna av rovdjur för tamdjursägare. Tanken är att detta ska öka djurägarnas trygghet och acceptans för rovdjur (Naturvårdsverket 2006). Det är oklart om ekonomisk kompensation faktiskt ökar acceptansen för rovdjur, men även om så inte skulle vara fallet kan kompensation vara ett viktigt förvaltningsverktyg i och med att det skapar en möjlighet att få bidrag och ersättning (Naturvårdsverket 2006).

Rovdjursstängsel är den vanligaste förebyggande åtgärden (Frank & Eklund 2017). Eftersom risken för rovdjursangrepp generellt är liten, samtidigt som effekten kan vara stor för den som drabbas, kan förebyggande åtgärder som fungerande stängsel vara viktiga ur ett psykologiskt perspektiv genom att öka den upplevda tryggheten. Många djurägare upplever dock samtidigt en stress och minskad trygghet om de inte har möjlighet att sköta stängslet i tillräcklig utsträckning (Naturvårdsverket 2006). Inom fåbodbruket, där djuren är frigående, måste andra metoder användas. Fåbodbrukare kan försöka skydda sina djur genom att använda raser som är bättre på att upptäcka och försvara sig mot rovdjur. En annan anpassning är att sluta ta får till fåboden, eftersom får är mest predationsutsatta (Axelsson Linkowski 2017).

Avvägningar mellan vilt och tjänster från brukande av fjällmiljö

Fjällen erbjuder bland annat kulturella ekosystemtjänster som samskapas med den samiska kulturen. Renskötseln har skapat ett öppet betespräglat landskap som värderas högt av både lokalbefolkning och turister (Axelsson Linkowski 2017, Blicharska m.fl. 2017). Bevarandet av det betespräglade landskapet är en del av Sveriges miljömål (Miljömål.se 2017).

Fjällkedjan betraktas ofta som ett av människan relativt opåverkat landskap, vilket också signaleras i marknadsföring som exempelvis ”Europas sista vildmark” (Axelsson Linkowski 2017). Fjällen har emellertid brukats av människan sedan inlandsisen försvann. Den samiska renskötseln är idag den arealmässigt dominerande markanvändningsformen, och har en lång historisk kontinuitet.

Utöver renskötseln har fäbodbruket inneburit att fjällen betats av tamdjur som kor och får, särskilt i Norge och de sydligaste delarna av den svenska fjällkedjan. I norra fjällkedjan innebar nybyggarkolonisationen och jordbrukets spridning att boskap och får bidrog till hävden där från 1700- och 1800-talet och framåt (SOU 2006 :14).

Idag är det emellertid semidomesticerad ren som tillsammans med vilda djur, särskilt smågnagare, står för det huvudsakliga betetrycket i de svenska fjällen. Via renbetet påverkar renskötseln vegetationens struktur (Linkowski & Lennartsson 2006), vilket indirekt kan ha betydelse för såväl viltet som upplevelsen av fjälllandskapet.



Renens betetryck bidrar till den biologiska mångfalden och till upplevelsen av den storslagna miljön som kalfjället erbjuder. Foto: Bodil Elmhagen.

Renens effekt på den biologiska mångfalden varierar från negativ i klimatmässigt kalla områden till positiv i varmare klimat (Bernes m.fl. 2015), och beror i stor utsträckning på lokala förhållanden som vegetationstyp, produktivitet och beteshistorik. I en kunskapssammanställning om renbeteseffekter i Fennoskandien drog man slutsatsen att renen är viktig för att upprätthålla den biologiska mångfalden i fjällen och att det förmodligen är vanligare med ett för svagt än ett för hårt betestryck (Linkowski & Lennartsson 2006). Genom bete och tramp påverkas växtsamhällets sammansättning, höjd, groning, etablering och näringscirkulation. Förmodligen utgör emellertid det ”bästa” betet ur ekologisk synvinkel en intermediär störning som hindrar dominanta arter från att konkurrera ut mindre vanliga och konkurrenssvaga växter (Linkowski & Lennartsson 2006) (se vidare under *Intermediate disturbance hypothesis*, s. 34).

Betets effekter i tundraekosystem har också uppmärksamats på senare tid i och med att det skulle kunna ha effekter som motverkar dem man kan förvänta sig vid ett varmare klimat (Post & Pedersen 2008; Schmitz m.fl. 2014). Generellt sett leder uppvärmning till att buskar blir vanligare på tundran (Walker m.fl. 2006), men bete av myskoxe och ren kan ha en stabiliserande effekt på växtsamhällets struktur, som gör att det vid uppvärmning förändras i en långsammare takt än utan bete (Post & Pedersen 2008). I Sverige har den semidomesticerade renens bete idag en liknande funktion i och med att det kan motverka förbuskning och trädgränshöjning (Olofsson m.fl. 2009; Bogaert m.fl. 2011; Vowles m.fl. 2017). Det är rimligt att anta att även bete från älg bidrar till att motverka igenväxningen, samtidigt som en ökad förekomst av vedartad växtlighet genom klimatförändringar kan öka älgens möjliga utbredningsområde (Tape m.fl. 2016). I ett klimatförändringsperspektiv kan renbete även bidra till att upprätthålla den biologiska mångfalden på fjället, särskilt genom att minska förlusten av långsamväxande, låga växter som annars går förlorade (Kaarlejärvi m.fl. 2017).

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA VILTSKADOR PÅ RENNÄRINGEN

Förekomst av stora rovdjur är en faktor som kan försvåra för rennäringen. Det är osäkert hur många renar som dödas av rovdjur, men det har uppskattats till 8–33 % av stammen eller 19 500–72 500 djur årligen. Det motsvarar ett värde på 50–200 miljoner kronor, exklusive merarbete (Naturvårdsverket 2012). Ersättningen för rovdjur till rennäringen uppgick säsongen 2017/2018 till 52,5 miljoner kronor, varav järv stod för 51 % och lodjur för 38 % (Sametinget 2019).

Inom rovdjursförvaltningen förekommer ofta ekonomisk kompensation för de otjänster som rovdjuren kan orsaka, för att söka säkerställa acceptans och leverans av rovviltets olika ekosystemtjänster. I Europa indikerar en studie av förvaltningssystem kring björn att de flesta länder använder system som bygger på att verifierade skador kompenseras i efterhand. Det svenska kompensationsystemet för predation på ren är ett undantag från den regeln (Bautista m.fl. 2017). Systemet är ett exempel på en strategi där man söker

skapa förutsättningar för samexistens genom att koppla den ekonomiska ersättningen direkt till ett bevaranderelaterat utfall, vilket ger rovdjuren ett monetärt värde (Zabel & Holm-Müller 2008; Dickman m.fl. 2011). Systemet har funnits sedan 1996 och innebär att ersättningen till rennärningen för rovdjursskador har ett positivt samband med rovdjursstammarnas storlek, istället för att bero på återfunna rovdjursdödade renar. Det minskar kostnaderna i form av t.ex. arbete för att söka efter dödade djur (Zabel & Holm-Müller 2008), samt problematiken kring låg skadedetektion, även om det fortfarande kan finnas oenighet om ersättningsnivån (Mattisson m.fl. 2012b).

En första utvärdering av ersättningssystemet för ren indikerar att det i högre grad gynnar bevarande av rovdjur om en större del av betalningen går direkt till renskötarna. Ersättning till större grupper fungerar sämre. Det skulle kunna bero på att den potentiella vinsten med kompensationsutbetalningen blir lägre än kostnaden för att komma överens i en större grupp om att engagera sig i bevarandet (Zabel m.fl. 2014). I Sverige har ersättningssystemet bidragit till att järven återhämtat sig, vilket skulle kunna bero både på att järven fått ett direkt monetärt värde, och att övervakningen kan ha givit järven ett indirekt skydd (Persson m.fl. 2015). I Finland har ett likande system för kungsörn i renskötselområdet lett till att antalet kungsörnhäckningar ökat (Hiedanpää & Borgström 2014). I Sverige har man också påbörjat ett arbete med toleransnivåer för rennärningen som ett förvaltningsverktyg för att minska konflikten med stora rovdjur. Tanken är att toleransnivån ska ange den maximala acceptabla skadenivån som det samlade rovdjurstrycket får ge upphov till, vilket skapar en förutsägbarhet kring vilka förluster som ska tolereras samtidigt som en hållbar rennäring upprätthålls. I dessa avvägningar ingår också arbete med skadeförebyggande åtgärder (Naturvårdsverket 2013).

Viltets ekosystemtjänster i våtmarker

Sverige är det land som har störst variation av våtmarker och har näst efter Ryssland störst areal våtmarker i Europa (Naturvårdsverket 2009). Idag klassificeras ungefär 20 % av landet som våtmark. Samtidigt har en stor andel av Sveriges tidigare förekommande våtmarker dikats ut. I jordbrukslandskapet har omkring en fjärdedel av våtmarkerna odlats upp, och mer än 1,5 miljoner hektar skogsmark har dikats ut (Hånell 2006). Mycket av viltet nyttjar med förkärlek våtmarker, exempelvis när vildsvin söker skydd i vassar eller älgar nyttjar fuktiga områden för att kunna termoregulera bättre sommartid (ex. McCann m.fl. 2016). Storfåglar utnyttjar våtmarker för att finna foder under delar av året och regelmässigt för att finna skydd. Våtmarker är därmed viktiga för leverans av ekosystemtjänster från vilt, och intakta våtmarker kommer troligen få en ökad betydelse för viltet i ett allt varmare klimat. Samtidigt kan strukturerande effekter av viltet, som exempelvis gåsbyte, begränsa andra ekosystemtjänster i våtmarker.



Våtmarker utgör viktiga miljöer för inte minst storfåglar. Foto: Fredrik Widemo.

Dagens vattenflöden ser dramatiskt annorlunda ut än de gjorde förr, något som påverkar såväl viltet som den övriga mångfalden. Vattnets väg genom landskapet är i dag rak och snabb, på grund av omfattande täck- och skogsdikning. I de mindre vattendragen får man under en kort period på våren stora flöden, medan vatten kan saknas helt under sommaren. Detta innebär en minskad mångfald och växtlighet, vilket ger mindre tillgång till föda och skydd för viltet längs vattendragen. De större vattendragen är ofta reglerade, och kraftbolagen använder höst- och vårfloden för att fylla vattenmagasinen. En konsekvens av detta blir att endast mindre områden längs vattendragen översvämmas nedströms dammarna.

För att öka mångfalden och variationen i jordbrukslandskapet och i skogen är en av de viktigaste åtgärderna att hålla kvar vattnet i landskapet längre tid än i dag. Det ger samtidigt en buffrande effekt mot översvämningar och mot perioder av torka, vilket innebär en större förmåga att hantera effekterna av pågående klimatförändringar. Genom att konsekvent försöka ta miljöhänsyn längs öppna vattendrag kan man enkelt åstadkomma en grön infrastruktur för viltet där det finns föda, vatten och skydd. Den miljöhänsyn som enligt skogsvårdslagen ska tas inom skogsbruket ger viktiga grundförutsättningar för viltvården i skogslandskapet. Längs vattendrag ska man lämna kantzoner, och i den utsträckning dessa huggs, eller röjs, ska löv gynnas (Skogsstyrelsen 2016b). Eftersom bäckar och kärr bildar ett nätverk i skogen får man en infrastruktur av mindre intensivt brukad skogsmark med stora inslag av löv och ett bibehållet buskskikt. Där vattnet rinner ut i jordbrukslandskapet kan variation skapas genom skydds zoner längs vattendrag. Det går även att söka jordbruksstöd för anläggande, återskapande och skötsel av våtmarker i jordbrukslandskapet.

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA NEGATIVA EFFEKTER AV VILT I VÅTMARKER

Änder och gäss nyttjar med förkärlek sankta betesmarker och viltåkrar i anslutning till våtmarker, och kan man skapa sådana miljöer har man alla förutsättningar för att lokalt skapa starka fågelstammar och goda jaktmöjligheter. På motsvarande vis kan man självfallet skapa goda miljöer för fågelskådning. Alltför hårt bete av gäss kan dock samtidigt skapa en olämplig vegetationsstruktur för hotade, häckande arter och försvåra återväxt av bladvass och en del andra vattenväxter (se *Reglerande tjänster av betetryck*, s. 25). Betetrycket av gäss kan delvis regleras genom anpassad hävd, skrämselfålgärder och jakt. Det är dock ofta resurskrävande åtgärder.

Utsättning av gräsänder för jakt har blivit vanligare i Sverige under de senaste 40 åren (Söderquist 2015). Om stora mängder ändersätts ut i mindre våtmarker kan det orsaka övergödning i våtmarken genom ändernas spillning och kvarliggande foder. Detta kan motverka potentiella positiva effekter på den biologiska mångfalden av att våtmarker restaurerats, skapats eller återskapats. Det är följaktligen viktigt att avpassa eventuella utsättningar efter de lokala förutsättningarna.



Anläggning av våtmarker är positivt för den biologiska mångfalden, men storskalig utsättning av gräsänder för jakt kan ge övergödning och negativa effekter. Foto: Fredrik Widemo.

Viltets ekosystemtjänster i tätortsnära miljöer och vid infrastruktur

Klövvt och storfåglar förekommer även i tätortsnära miljöer, där miljön är mer påverkad av mänskliga aktiviteter än i det mer glesbefolkade produktionslandskapet på landsbygden. I urbana miljöer påverkas viltet mer, exempelvis genom tillgång till klippta, gödslade gräsmattor (mat för gäss) eller fallfrukt (mat för klövvt). Samtidigt blir viltets strukturerande och reglerande effekter

ofta mera påtagliga för allmänheten. Eftersom stora rovdjur undviker tätorts- nära miljöer, och jakttrycket ofta är lågt, finner dessutom klövvilt och gäss ofta en fristad där.

I tätbefolkade områden kommer fler att kunna observera vilt, vilket troligen upplevs positivt för de flesta arterna som ses. Samtidigt är en tredjedel av svenskarna rädda för att möta vildsvin, och vildsvinen blir allt vanligare även i tätortsnära miljöer (Ericsson & Sandström 2010). Vildsvinsbök, gås-spillning, bete från rådjur och kadaver av döda djur kan åtminstone delvis ses som ekosystemtjänster i det glest befolkade landskapet, men kommer snarare att utgöra otjänster i tätortsnära miljöer. Stora trafikvolymerna kommer innebära ökade risker för trafikolyckor med vilt, även om hastigheterna generellt är lägre. Genom habituering kommer en del klövvilt och gäss samt svanar att tappa sin naturliga skygghet, vilket exempelvis kan leda till problem med aggressiva älgar respektive förorening av parker och badstränder.

Infrastruktur kan påverka viltet och viltets ekosystemtjänster avsevärt. Vägar och järnvägar kan fungera som barriärer i landskapet, och begränsa rörelser och spridningen av klövvilt och stora rovdjur. Vägar och järnvägar kan samtidigt ge tillgång till foder, salt från snöröjning och möjligheter att röra sig lättare exempelvis vid stort snödjup. Allt detta sker dock med risk för att bli påkörd av bilar eller tåg.

Storskaliga analyser tyder på att svenska vargrevir i högre grad finns i områden med låg vägtäthet och mindre tätbebyggda områden (Karlsson m.fl. 2007). Vargar har samtidigt en preferens för mindre vägar, som de kan använda för att röra sig snabbare inom reviret, vilket kan effektivisera jakten på bytesdjur (Eriksen m.fl. 2009; Zimmermann m.fl. 2014). Vargar undviker generellt närkontakt med hus och tätbebyggda områden, och de flesta besöken i dessa miljöer sker på natten (Kojola m.fl. 2016).

Björn har visats undvika områden nära turistanläggningar (Nellemann m.fl. 2007), och försöker undvika människor under bärplockningssäsongen då det rör sig mer människor i skogen. Björnarna åstadkommer detta genom att lägga sina daglegor längre från bebyggda områden (Ordiz m.fl. 2011). De ändrar också sitt rörelsemönster under björnjakten (Ordiz m.fl. 2012) och undviker vägar med hög störningsrisk, samt hus och tätorter. Om björnar övervintrar nära vägar eller bebyggelse lägger de sina iden i bättre gömda lägen (Nellemann m.fl. 2007; Martin m.fl. 2010; Sahlén m.fl. 2011). När vägtätheten ökar minskar björnen sin aktivitet dagtid (Ordiz m.fl. 2014). Särskilt yngre björnar kan emellertid söka sig närmare tätbefolkade områden, vilket förmodligen beror på att de undviker andra björnar när de letar efter ett hemområde, samtidigt som de saknar erfarenhet av människor (Elfström m.fl. 2014a,b).

Lodjur med små ungar har också visats undvika områden med hög människo- och vägtäthet (White m.fl. 2015). Lodjur är starkt specialiserade på att ta rådjur, utom i områden där det finns ren. I områden med lodjur föredrar rådjuren varierade, brukade landskap, med närvaro av människor (Bouyer m.fl. 2015a,b). Lodjuren undviker människor, men tvingas till avvägningar mellan avstånd till bebyggelse och tillgång till rådjur (Gehr m.fl.

2017). Lodjuren löser detta delvis genom att jaga nattetid nära bebyggelse, då störningen från människor är mindre (Filla m.fl. 2017, Gehr m.fl. 2017).

Kunskapen om hur vindkraftsanläggningar påverkar stora rovdjur är bristfällig, men det är sannolikt att de kan störas av den ökade mänskliga närvaro som ofta blir följden av en vindkraftsetablering (Helldin m.fl. 2012). Även andfåglar påverkas, både genom att de undviker områden nära vindkraftverk, och genom att de kan undvika kraftverk på flera kilometers håll under flyttning (Widemo 2007, Rydell m.fl. 2017). En del förolyckas dessutom genom kollisioner. Därmed påverkas möjligheterna att utnyttja stora fåglarnas ekosystemtjänster både direkt genom ett minskat antal fåglar i området nära verken, och indirekt exempelvis genom att såväl fågelskådare som jägare uppfattar synen och bullret som störande för naturupplevelsen under fågelskådandet respektive jakten. Det råder stor brist på kunskap om vilka effekter vindkraft har på ekosystemtjänster förknippade med klövvilt och stora rovdjur.



Vindkraftverk utgör en fara för fåglar och fladdermöss, minskar mängden tillgängligt habitat och påverkar hur vi upplever naturen. Foto: Fredrik Widemo.

ÅTGÄRDER FÖR VILT NÄRA INFRASTRUKTUR OCH BEBYGGD MILJÖ
Viltstängsel längs vägar och järnvägar minskar risken för viltolyckor avsevärt, men bör kombineras med ekodukter som gör det möjligt för viltet att ta sig förbi barriärer i landskapet. Upprättande av vindkraftsparker kan leda till att fåglar förolyckas genom kollisioner och att flyttvägar ändras. Genom att välja mindre utsatta platser i landskapet kan risken för negativa effekter minskas avsevärt. Det är även möjligt att minska risken för kollisioner genom anpassad belysning på verken, och att inte köra dem vid sällsynta väderförhållanden som tvingar ned stora mängder sträckande fåglar lågt (Widemo 2007, Rydell m.fl. 2017).

Avvägningar mellan tjänster från jakt och övrigt friluftsliv

Jakt utövas med stöd av äganderätten eller upplåten jakträtt på en mark. Samtidigt ger Allemansrätten allmänheten rätten att röra sig i marker oavsett vem som äger dem, även om det inte innebär en rätt att förhindra pågående markanvändning inklusive jakt. Därmed kan det uppkomma situationer där ekosystemtjänsterna från att bruka marken genom jakt och ekosystemtjänsterna från att vistas i landskapet står i konflikt och begränsar varandra. Även om stödet för jakt generellt sett är mycket starkt i Sverige, så finns en tendens att folk som någon gång hindrats från att gå i skogen på grund av jakt har en mindre positiv syn på jakt (Ljung m.fl. 2012).

Jakt och fågelskådning är aktiviteter som ger viktiga kulturella ekosystemtjänster, men kan konkurrera om en gemensam resurs. Detta gäller inte främst att jakt kan minska antalet fåglar, utan att jakten påverkar fåglarnas fördelning i landskapet. Samtidigt är det ofta ett underliggande syfte med jakten, för att minska skador i det aktuella området. Detta kan dock innebära att jakten kan störa bort t.ex. gåsflockar från lättåtkomliga fält för fågelskådare (t.ex. Buij m.fl. 2017), andfåglar från attraktiva våtmarker (Madsen 1998) eller att dykänder drar sig långt ut till havs (Schou & Bregnballe 2007). Jakt har också visat sig påverka skyggheten hos gäss både på populationsnivå (Hill m.fl. 1997, Madsen 1985, 1998, Mooij 2008) och kopplat till specifika platser (Wille 1999, Kruckenberg m.fl. 2007, Mooij 2008), vilket i sin tur kan minska upplevelsevärdet för viltskådaren. Sentida svenska studier visar dock att skrämseleffekten på grågåsflockar från ett jakttillfälle är kortvarig, tre dagar, och detta jakttillfälle påverkade inte fåglarnas skygghet för människor de kommande dagarna (Månsson 2017). Skrämseleffekten av ett jakttillfälle är förmodligen beroende på situation och art och inte minst flockarnas tidigare upplevelser.

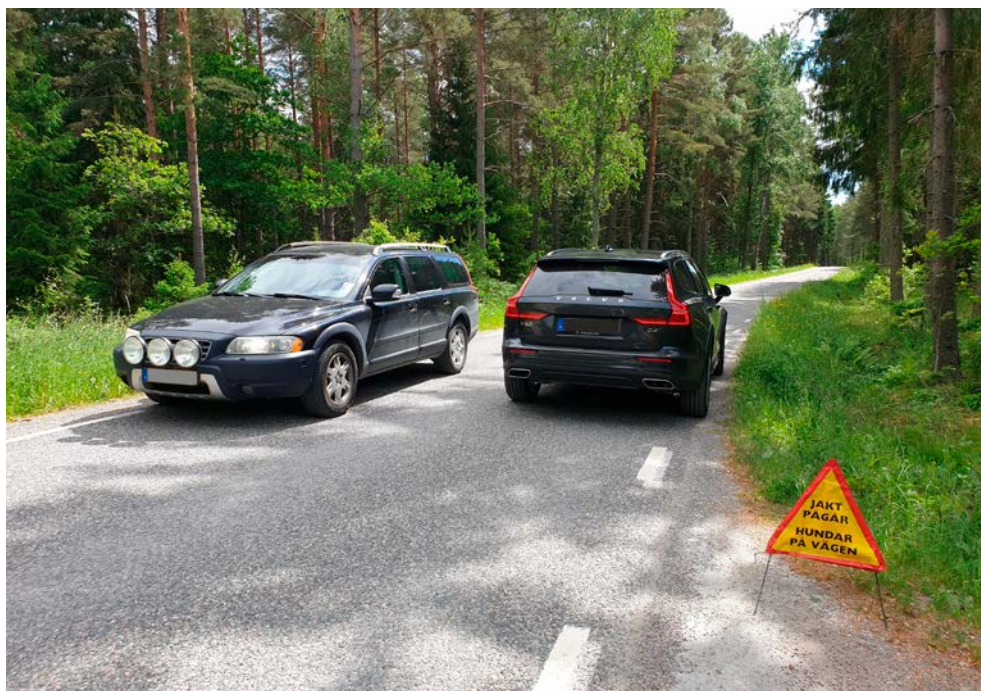
Det omvända kan också hända då fågelskådning i sig kan utgöra en störning på fåglar (Boyle & Samson 1985, Hill m.fl. 1997, Gill m.fl. 2001, Sekercioglu 2002, Drewitt 2007). Fågelskådare kan då inte bara begränsa varandra, utan även minska jägarnas möjligheter till att nyttja ekosystemtjänster eller att uppfylla ett förvaltningsmål. Ur ett förvaltningsperspektiv är det viktigt att skilja på en kortvarig och lokal störning och sådana störningar som kan påverka populationers storlek eller fördelning i rummet. Det är vanligare att jakt har populationseffekter jämfört med andra friluftaktiviteter (ex. Sutherland 2007). Samtidigt blir det allt vanligare att en del av själva syftet med jakten är att ändra storfåglars beteenden och rörelsemönster, eller minska populationstätheter.

Om jakt och skydds jakt efter gäss i Sverige ökar kan man förvänta sig snabba förändringar i hur de uppträder (Bechet m.fl. 2004) och därmed i den rumsliga fördelningen av ekosystemtjänster och -otjänster (Sodhi 2002). Detta kan, i sin tur, få till följd att till exempel viktiga platser för fågelskådning försvinner helt (Dahlgren & Korschagen 1992) och kan potentiellt skapa ökande problem för jordbruket när gässen söker upp nya områden (Riddington m.fl. 1996). Förvaltningen av stora, flocklevande fåglar ställer stora krav på avvägningar mellan skadebild och ekosystemtjänstnyttjande, samt ett uttalat landskapsperspektiv.

Ofta är det möjligt att förvalta det jaktbara viltet genom jakt även i skyddade områden. Den så kallade ”proportionalitetsprincipen” uttrycker att markanvändning och nyttjande av skyddade områden inte ska begränsas mer än vad syftet med områdesskyddet kräver. Det gäller också jakt, även om länsstyrelserna idag tillämpar principen mycket olika. Det finns exempelvis ingen anledning att inskränka jakten i ett område som enbart skyddats med hänvisning till skyddsvärd flora. I många fall kan det tvärtom vara önskvärt att exempelvis reglera vildsvin, som annars kan böka upp orkidéer, eller räva, grävling och kråka som är viktiga predatorer på markhäckande, skyddsvärda fåglar. I synnerhet vildsvin lär sig snabbt att de inte jagas i vissa områden, och tar sin tillflykt dit och kan sedan ställa till stor skada i angränsande områden (ex. Amici m.fl. 2012).

ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA KONFLIKTER MELLAN JAKT OCH FRILUFTSLIV

Om syftet med ett reservat är att tillgodose friluftslivets behov av områden kan dock jaktens utövande innebära en varierande grad av konflikt med andra friluftssintressen. I vilken omfattning möjligheterna till friluftsliv begränsas avgörs bland annat av hur stora områden som jakten bedrivs inom och hur lång jaktperioden är. Även hur jakten bedrivs kan påverka i vilken omfattning den begränsar övrigt friluftsliv. I många fall kan jägare och övrigt friluftsliv nyttja samma område utan att konflikter uppstår, i synnerhet som jakten ofta bedrivs under delar av året då besöksfrekvensen är mycket låg. Exempelvis är antalet besökare i skärgården ofta mycket högt under sommaren, men mycket lågt från att skolornas höstterminer startar. Detta sammanfaller grovt sett med att jaktsäsongen inleds för de flesta jaktbara arterna.



Jakt och andra aktiviteter i landskapet begränsar delvis varandra. Ofta krävs någon form av ömsesidig hänsyn för att optimera leveransen av ekosystemtjänster. Foto: Fredrik Widemo.

Behov av områden för friluftslivet är ofta ett syfte med tätortsnära reservat. Genom att informera om jakt och jakttider ökar förutsättningar för att jägare och annat friluftsliv kan samsas i reservaten. Trots det kan jakt upplevas som störande och begränsande av andra människor som vistas i naturen. I områden som är särskilt besöksanpassade, och där syftet är att tillgodose friluftslivets behov, kan jakt behöva inskränkas under de tider då området är mest frekventerat, till exempel helger. Detsamma gäller välbesökta tätortsnära reservat. Detta gäller i synnerhet i mindre områden där konflikter mellan besökare med olika syften lättast uppstår. Ofta kan dessa problem delvis lösas genom zoneringsåtgärder, där jakt begränsas i de mest välbesökta delarna av reservatet. Det är självfallet även möjligt att reglera val av jaktform, om så krävs.

I slutändan kommer dock sannolikt alltid några potentiella besökare till skyddade områden anse att jakt inte bör bedrivas där, av principiella skäl. Detta kan ses som ett specialfall av konflikten mellan att lämna skyddade områden för fri utveckling, eller sköta dem aktivt.

Konkurrens mellan jägare och rovdjur om byten

Människan kan genom jakt reglera tätheten av klövvilt på en nivå som inte behöver ligga över den som rovdjur skulle hålla (Kuijper m.fl. 2016). Som ett exempel kan nämnas att älgtätheten i den nordamerikanska nationalparken Isle Royale, som har varg som enda predator, typiskt varierat mellan 1,4–2,4 älgar per kvadratkilometer, att jämföra med 0,97–1,49 älgar per kvadratkilometer i svenska vargrevir där älgarna även jagas (Sand m.fl. 2012). Idag är troligen älgtätheterna i de svenska vargreviren lägre. Jämförelsen visar att i landskap där människan övertagit regleringen av bytesdjuren kan människan ofta ha en starkare begränsande effekt. Dels utövar jägarna ett högre jakttryck i form av fällda älgar/1 000 hektar i områden med starka viltstammar, dels faller man i högre utsträckning än varg och björn vuxna djur. När stora rovdjur återkommer till ett område kan jägarna kompensera för återkomsten genom att sänka det egna jakttrycket, vilket innebär att den sammanlagda effekten på älgstammen kan utebli eller i vart fall kommer att modifieras av människans beteende (Wikenros m.fl. 2015; Kuijper m.fl. 2016). I Sverige beskattas klövviltstammarna genom jakt och annan predation i genomsnitt ungefär på samma nivå som i system med starka stammar av rovdjur men avsaknad av jakt.

Enligt en uppskattning för jaktåret 2012/2013 motsvarade varg- och lopredationen på älg och rådjur i Sverige 1 200 ton kött (Wiklund & Malmfors 2014). Den potentiella effekten av rovdjurspredation på det möjliga jaktuttaget varierar emellertid beroende på vilttäthet och miljöförhållanden. I en älgpopulation med en vinterstam på 10 älgar/1000 hektar kan exempelvis det potentiella jaktuttaget variera mellan mindre än 1 och 2,8 älgar/1000 hektar. Det största jaktuttaget är möjligt om det inte finns några rovdjur, medan höga tätheter av både björn och varg kan leda till att det möjliga jaktuttaget minskar till under 1 älg/1 000 ha. Vid en låg älgtäthet (5 älgar/1000 ha) kan predation från varg och björn leda till att det samlade predationstrycket motsvarar hela årsproduktionen av älg, vilket gör att det inte finns något utrymme för jakt (Sand m.fl. 2011).

En konsekvens av att människan reglerar klövviltet är att rovdjurens direkta och indirekta effekter på andra arter kan förväntas vara relativt svaga i människo-dominerade landskap, till skillnad från det intryck man kan få från den vetenskapliga litteraturen om trofiska kaskader. Där är studier från nordamerikanska nationalparker överrepresenterade. I nationalparkerna är hållande av vilt den huvudsakliga markanvändningen, vilket innebär att rovdjurens kaskadeffekter ofta undersökts i landskap där andra påverkansfaktorer från människan är jämförelsevis svaga (ex. Kuijper m.fl. 2016). Vidare kan de stora rovdjurens effekter på andra arter minska i och med att befolkningen i regel inte tolererar de rovdjurstätheterna. Det är även nödvändigt att fundera över vad man definierar som ”naturligt”. Människan är en del av de flesta ekosystemen och kan ses som en toppredator bland andra. Precis som vargens och lodjurets predation skiljer sig jagar människan efter sina förutsättningar och behov, som kan uttryckas i form av ekosystemtjänster.



Rovdjur och jägare lämnar kadaver respektive räntor och slaktavfall, som kan utnyttjas av olika asätare. Här lavskrika. Foto: Fredrik Widemo.

Även mängden kadaver påverkas av att vi idag bedriver jakt över den största delen av Sveriges yta. Jägarna lämnar inte hela djur i skogen, men det gör inte heller rovdjuren. Jägarna lämnar dock inälvor vid urtagningen av djur och ofta även slaktavfall i anslutning till slaktbodas; man har visat att även om detta tillskott av ”kadaver” inte förekommer jämnt spritt över året, så påverkas arter som gynnas av kadaver positivt. Vildsvin får jagas under hela året (endast årsgris 16/2–15/4) och vildsvinets återtag i södra och mellersta Sverige innebär att förekomsten av inälvor och slaktavfall från jakt inte längre är lika tydligt begränsad till höst och vinter. Samtidigt är vildsvinen själva delvis asätare och äter gärna kadaver och slaktavfall. För att räntor och slaktrester

från jakt ska ha en positiv effekt för arter som är beroende av as krävs dock att jägarna ser till att inte lämna slaktrester som innehåller ammunitionsbly tillgängligt för vilt (ex. Axelsson 2009, Kollander m.fl. 2014, Svenska Jägareförbundet 2019)

ÅTGÄRDER FÖR ATT FINNA AVVÄGNINGAR MELLAN PREDATION OCH JAKT

Rovdjurens negativa inverkan på det möjliga jaktuttaget kan minskas genom att öka älgtätheten, alternativt öka andelen älgkor genom att skjuta fler tjurar. Högre älgtätheter för att minska konflikten mellan jaktintressen och förvaltning av stora rovdjur skulle dock kunna begränsa andra ekosystemtjänster, exempelvis från skogsbruk (Jonzén m.fl. 2013).

Tillgången till rådjur begränsar lodjursstammen och lodjuren begränsar samtidigt möjligheterna att beskatta rådjursstammen genom jakt (ex. André & Liberg 2015). Under 2009–2010 beräknades förvaltningsnivåerna för lodjur på länsnivå i Sverige utifrån rådjurstäthet, lotäthet, lodjurets predationstryck på rådjur och fastställda miniminivåer för lodjur inom länen. Hälften av det möjliga uttaget av rådjursstammen ”fördelades” till lodjuren och hälften till jägarna. Den lodjursstam som bedömdes stå för 50 % av det möjliga uttaget av rådjur sågs som nivån för bärkraft i avvägningen mellan jaktintresset och rovdjursförvaltningen. Om lodjursstammen bedömdes så stor att den svarade för mer än 50 % av det möjliga uttaget av rådjur medgavs jakt på den överskjutande delen, under förutsättning att lostammen låg över miniminivån för lodjur som satts ur ett bevarandeperspektiv för varje län. Processen drevs av länsstyrelserna och förankrades i viltförvaltningsdelegationerna. Systemet avslutades i princip i samband med beslut om att minska lostammen i renskötselområdet, vilket begränsade möjligheterna till licensjakt i resten av landet för att Sverige skulle nå upp till gynnsam bevarandestatus för lodjuret nationellt. Systemet är ett intressant exempel på konkreta avvägningar mellan ekosystemtjänster, men kritiserades av intressenter som inte ansåg att människan hade rätten att reglera lodjuren, eller på den nivå som då var aktuell.

Andra sätt att minska konflikten mellan jaktintressen och stora rovdjur kan vara att öka vargens värde för jägare, till exempel genom att tillåta en viss jakt (Heberlein & Ericsson 2008). Att vargen behandlas som en art som kan förvaltas som andra arter, istället för att vara en art med en politiserad särställning, kan bidra till en mer positiv attityd (Cinque 2015). Det finns också många exempel där man framgångsrikt kombinerat bevarande av stora rovdjur med jakt, där björn i Sverige är ett (Redpath m.fl. 2013).

Förvaltningsstruktur

För att förvalta naturresurser utifrån ekosystemtjänstperspektiv behövs en formaliserad struktur för att identifiera relevanta tjänster och aktörer, samt för att skapa förutsättningar att finna avvägningar. Ekosystemtjänstutredningen (SOU 2013: 68) efterlyste fler plattformar för att finna avvägningar, och det Nationella skogsprogrammet har lagt förslag på plattformar för att hantera förvaltning av naturresurser på motsvarande kommunal nivå (Andersson m.fl. 2016, Berglund m.fl. 2016). I detta kapitel beskrivs förvaltningsstrukturen för viltet och viltets ekosystemtjänster i Sverige, samt några exempel på förvaltningsverktyg som skulle kunna bidra till att konceptet ekosystemtjänster i större utsträckning omsätts i praktisk förvaltning.

Förvaltning av det jaktbara viltet

Grundprincipen i svensk lagstiftning är att allt vilt är fredat, utom i de fall det finns en specificerad jakttid (SFS 1987: 259). Bland de jaktbara arterna återfinns vanliga arter som utnyttjas som en jaktlig resurs, och arter som begränsar andra ekosystemtjänster. Det jaktbara viltet förvaltas normalt aktivt, huvudsakligen med ett underifrånperspektiv som utgår från markägaren och jakträttshavaren.

I Sverige följer jakträtten, precis som övrig rätt att bruka mark, äganderätten. I de fall då markägaren själv jagar och brukar sin mark är det följaktligen samma person som tar del av ekosystemtjänsterna från jakt, jord- och skogsbruk, samt påverkas av hur de begränsar varandra. En genomsnittlig jordbruksfastighet är dock på blott c:a 10 hektar (SCB 2017) och en genomsnittlig privatägd skogsfastighet på 50 hektar (SKS 2014), samtidigt som ett genomsnittligt jaktlag jagar på en areal av några hundra eller något tusental hektar (beroende på var man jagar i landet), ofta bestående av sammanlagda marker. Jämför man detta med exempelvis en älgs hemområde på 2 500 hektar i Mellansverige (ex. Månsson m.fl. 2007a) inses lätt att såväl lokala viltstammar som enskilda individer i normalfallet rör sig över och påverkar många fastigheter och flera jaktenheter. Det gör att det lätt kan uppstå konflikter när markägare har olika syn på vad som är en optimal avvägning mellan ekosystemtjänster från vilt, respektive jord- och skogsbruk.

Ungefär 40 % av jägarna är markägare, samtidigt som 39 % av skogsägarna och 46 % av de aktiva lantbrukarna jagat under det senaste året (Widemo, opublicerade data). Det finns följaktligen ett stort överlapp mellan grupperna. Samtidigt är det vanligt att markägare upplåter såväl jakträtt som rätten att bruka åkermark; för 61 % av jägarna ingår upplåten mark i deras huvudsakliga jaktmark och 59 % av de aktiva lantbrukarna arrenderar åkermark (Widemo, opublicerade data). Följaktligen är det vanligt att olika intressenter drar nytta av de olika försörjande ekosystemtjänsterna inom fastigheter. Bilden kompliceras ytterligare i renkötselområdets året-runt-marker,

där medlem i sameby har jakträtt både på privat och på statens mark (SFS 1971: 437). Det är därmed inte bara mellan fastigheter som olika syn på optimala avvägningar kan leda till konflikter, utan även mellan intressenter som brukar samma fastighet.

Inom älgförvaltningen finns sedan länge ett formaliserat system för att hantera avvägningar, men systemet reglerades ytterligare samtidigt som förvaltningen blev mer lokal när den nya älgförvaltningen infördes 2012 (Prop. 2009/2010: 239). Sverige har delats in i 149 älgförvaltningsområden, där älgförvaltningsgrupper bestående av tre markägarrepresentanter och tre jägarrepresentanter tar fram förvaltningsplaner för området. Om det förekommer rennäring i älgförvaltningsområdet har rennäringen ett av jägarmandaten. Grupperna utgör därmed formaliserade plattformar för att finna avvägningar i form av förvaltningsplaner, som balanserar ekosystemtjänster från jakt respektive från jord- och skogsbruket. Förvaltningsplanerna granskas och fastställs av länsstyrelsen.

Inom älgförvaltningsområdena bedrivs jakten i jaktlag, som ofta ingår i en frivillig samverkan i älgskötselområden. Andelen älgjaktsmark som ingår i älgskötselområden varierar mellan län, men uppgår ungefär till 60 % nationellt sett (Bergqvist 2014). Områdena upprättar skötselplaner, som granskas av älgförvaltningsgruppen i älgförvaltningsområdet samt av länsstyrelsen som fastställer dem.

Den svenska älgförvaltningen är följaktligen formaliserad, med en tydlig struktur för att finna avvägningar mellan intressen och ekosystemtjänster. Förvaltningen av kronvilt sker också huvudsakligen i kronhjortsskötselområden (och i Skåne kronhjortsområden), som ofta överensstämmer geografiskt med älgskötselområden. Kronhjortsskötselområdena tar fram skötselplaner, som fastställs av länsstyrelsen (NFS 2011: 7); formellt saknas nivån kronhjortsförvaltningsområden, men på många håll samordnas förvaltningen av kronviltet inom älgförvaltningsstrukturen.

På länsnivå finns sedan 2010 viltförvaltningsdelegationer, som är en del av länsstyrelsen (SFS 2009: 1474). Delegationerna har en bred representation av olika aktörer samt politiker, och utgör en rådgivande församling till länsstyrelsen när det gäller inriktningen på viltförvaltningen i länet. Viltförvaltningsdelegationen fattar därmed kvalitativa beslut (exempelvis ”älgstammen i länet är i balans med foderresursen och skadorna är acceptabla”), men inte kvantitativa (exempelvis ”sammanlagt bör 2000 älgar skjutas i länet för att hålla stammen stabil”). Älgförvaltningsgrupperna har att ta hänsyn såväl till skötselplanerna (underifrånperspektiv) som länsvisa beslut från viltförvaltningsdelegationerna (ovanifrånperspektiv) när de tar fram älgförvaltningsplanerna (NFS 2011: 7). Samtidigt ska älgskötselområdena ta hänsyn till älgförvaltningsplanen när de upprättar sina planer. Föreskrifterna revideras under 2019.

För vilt som förvaltas genom allmän jakt saknas en formaliserad förvaltningsstruktur på lokal nivå, men arterna hanteras i den utsträckning det behövs inom viltförvaltningsdelegationerna på regional nivå. Det kan exempelvis gälla skador av dovvilt eller av storfåglar på grödor. På motsvarande sätt

saknas en formaliserad lokal struktur för förvaltning av stora rovdjur genom jakt, men förvaltningsnivåer, skadeproblem och förebyggande åtgärder diskuteras inom viltförvaltningsdelegationerna på länsnivå.

Det finns dock goda exempel på hur den lokala ”älgförvaltningsstrukturen” använts för att förvalta annat vilt. Exempelvis stoppades vildsvinsstammens tillväxt i delar av Götaland framgångsrikt jaktåret 2012–13 genom samverkan inom älgskötsel- och älgförvaltningsområden, och idag samförvaltas doviltstammarna med ekosystemtjänster från lantbruket över större områden i Södermanland (Länsstyrelsen i Södermanland 2019). Aktörerna i det Nationella skogsprogrammet, inklusive jägar- och markägarintresset, var överens om att älgskötsel- och älgförvaltningsområden borde ombildas till viltskötsel- och viltförvaltningsområden (Berglund m.fl. 2016). Det skulle möjliggöra samverkan om avvägningar mellan olika ekosystemtjänster från vilt på en lokal och regional skala.

Framgångsrik viltförvaltning behöver utgå från lokala förutsättningar, för att exempelvis kunna anpassa avskjutningen till lokala skadenivåer. Länsnivån är däremot ofta alltför grov för att anpassa förvaltningsåtgärder efter behov och för att skapa acceptans för förvaltningsbeslut hos dem som påverkas direkt av dem. Det är dock följaktligen först på länsnivå som andra intressen än jakt, jord- och skogsbruk involveras i viltförvaltningen, och det är bara älgförvaltningen som formaliserats fullt ut.

Naturvårdsverket är den nationella myndighet som ansvarar för viltförvaltningen och har inrättat Rovdjursrådet, Klövviltsrådet och Storfågelforum som rådgivande organ. Dessa plattformar för samverkan har en bred representation från myndigheter och intressenter och diskuterar bland annat avvägningar mellan olika ekosystemtjänster. För vildsvin, älg och kronvilt har Naturvårdsverket dessutom tagit fram nationella förvaltningsplaner, eller förslag till planer. Det är dock långt ifrån självklart hur man finner balans mellan nationella, regionala och lokala förvaltningsplaner inom en viltförvaltning som ska utgå från lokala förhållanden med lokal delaktighet.

Enligt Naturvårdsverkets Viltstrategi ska de som berörs av vilt närvara när man sätter mål för förvaltningen (Naturvårdsverket 2015b), och beslut ska fattas så nära dem som berörs som möjligt. Därmed sätts fokus på att viltförvaltningen så långt möjligt ska vara lokal eller regional. Det saknas inte lokala och regionala plattformar för att finna avvägningar inom viltförvaltningen, men representation saknas från en del aktörer som nyttjar ekosystemtjänsterna. Vill man bredda samförvaltningen från att i huvudsak hantera försörjande tjänster av jord- och skogsbruk samt försörjande och kulturella tjänster av jakt behövs bredare plattformar. Samtidigt kommer dock utmaningarna med att finna avvägningar mellan fler aktörer och materiella och immateriella tjänster att öka. Här finns det troligen behov av såväl nya verktyg, som utpekade ”facilitatorer” som leder arbetet med att ta fram accepterade avvägningar inom de ramar som samhället satt upp (se *Verktyg för tillämpning*, s. 101).

Även om det saknas formaliserade, breda plattformar för att finna avvägningar på lokal nivå mellan viltets ekosystemtjänster och andra ekosystemtjänster, så har en del kommuner börjat inventera sina ekosystemtjänster (ex. Skellefteå kommun 2017). Det är ett viktigt första steg mot att ta hänsyn till olika ekosystemtjänster i kommunernas detalj- och översiktsplaner, eller vid områdeskydd. Parallellt har länsstyrelserna haft i uppdrag att ta fram regionala planer för grön infrastruktur, där försörjningen av ekosystemtjänster är en självklar del (ex. Länsstyrelsen i Skåne 2019). Genom olika former av samråd inhämtas intressenternas åsikter, även om det inte innebär ett inrättande av formaliserade och regelbundna mötesarenor. Kommuner och länsstyrelser är därmed idag på väg att börja tillämpa ekosystemtjänstkonceptet praktiskt.

Förvaltning av övrigt vilt

Det icke jaktbara viltet förvaltas i praktiken mer passivt genom myndigheternas försorg, vilket lätt med automatik ger ett ovanifrånperspektiv. Portalparagrafen i Jaktlagen, som uttrycker markägarens och jakträtts-havarens gemensamma ansvar att främja en gynnsam utveckling för viltstammarna och att stöda viltet genom särskilda åtgärder, gäller dock egentligen allt vilt (SFS 1987: 259).

Arter med vikande populationstrender, och arter som finns utpekade i EU:s Art- & habitat- respektive Fågeldirektiv, ägnas särskild uppmärksamhet av myndigheterna. Aktiva förvaltningsåtgärder för att gynna arter kan omfatta områdesskydd, anpassade skötselåtgärder eller riktade åtgärdsprogram, där jakt på andra arter kan ingå som åtgärd. Myndigheterna samråder ofta med olika intressenter inför åtgärder, men förvaltningen bygger inte på lika formaliserade plattformar som för en del jagade arter.

Flyway management

Förvaltningen av flyttande fåglars populationer måste till skillnad från de flesta andra viltslag diskuteras gemensamt i flera länder, då fåglarna rör sig över nationsgränser. Det gäller såväl jaktbara som icke jaktbara arter. Stora förskjutningar av dessa fåglar och deras ekosystemtjänster, och otjänster, kan förväntas ske på grund av ändrade mänskliga aktiviteter som medför störning (Klaassen m.fl. 2006), förändringar i klimat (Elmberg m.fl. 2014, Leihikonen m.fl. 2012), ändrat predationsmönster (Jonker m.fl. 2010), ändringar i habitat (ex. Dereliev 2006, Clausen & Madsen 2016) eller ändrad födotillgång (Arzel m.fl. 2006). Då krävs en ökad samförvaltning av ekosystemtjänster och -otjänster inom områden som delar gemensamma populationer och lokala förutsättningar (ex. Tuvendal & Elmberg 2015). Ofta sträcker sig dessa områden över flera länder för sträckande fåglar, men inte alltid och inte alltid för alla individer i en population. Det finns idag ett ökande intresse för internationellt samarbete för att uppfylla förvaltningsmål för flyttande

populationer, s.k. ”flyway management”. Detta ställer ökade krav på t.ex. insamling av populations- och avskjutningsdata (ex. Madsen m.fl. 2015) och bygger på regelrätta förhandlingar om förvaltningsnivåer, inte bara mellan olika intressegrupper, utan mellan intressegrupper i olika länder.

Ett exempel är spetsbergsgåsen, där norska bönder i Trøndelag och Vesterålen drabbas av hårt betestryck av rastande gäss under våren, samtidigt som häckningsområden på Spetsbergen överutnyttjas av gässen. De övervintrar och beskådas i Danmark, Belgien och Nederländerna, där skadenivåerna är mer stabila. För att reglera stammen och utnyttjandet av ekosystemtjänsterna från jakt på spetsbergsgäss fördelas jakttrycket mellan länderna enligt en framförhandlad förvaltningsplan (ex. Madsen & Williams 2012), där Nederländerna och Belgien inte jagar spetsbergsgäss alls. På senare år har dock allt fler spetsbergsgäss börjat rasta i Sverige (Nilsson & Haas 2016), vilket gör att svenska bönder drabbas av skador och att svenska jägare vill börja utnyttja denna jaktbara resurs. Flyway management är ett mycket intressant exempel på hur förvaltning av ekosystemtjänster, och förhandlingar om avvägningar, kan behöva ske på en bred geografisk skala från lokal till internationell nivå för en och samma resurs.



Storfåglar erbjuder ekosystemtjänster och ger -otjänster längs sina flyttvägar, vilket kan kräva samförvaltning över nationsgränser. Här sädgäss rastande i Norduppland, på väg mot häckningsområden österut. Foto: Fredrik Widemo.

Ett annat exempel är fjällgåsen, där de olika ekosystemtjänsterna som står i konflikt delvis levereras i olika länder. Arten är idag starkt hotad i Europa, sannolikt till följd av högt historiskt jakttryck och pågående jakttryck utmed flyttvägar genom Asien och östra Europa (AEWA 2008). Det pågår ett påkostat, internationellt arbete för att minska dödligheten under flyttningarna. För jägare

längs dagens flyttvägar är dock inte hotstatus eller ens artbegreppet centralt, utan den försörjande ekosystemtjänsten från gåskött styr jaktutövandet. Fjällgåsens kulturella ekosystemtjänster (egenvärde, upplevelsevärden) för vissa länder där arten häckar fåtaligt står därmed i konflikt med andra länders önskan att utnyttja potentiella försörjande ekosystemtjänster.

Bevarandearbetet kring fjällgås utgör samtidigt ett intressant exempel på hur olika bevarandeariktningar kan hamna i konflikt. I Sverige har man försökt ändra fjällgåsens flyttningssvanor för att reducera dödligheten, vilket varit framgångsrikt (Naturvårdsverket 2011). Därmed ökar sannolikheten för att lyckas bevara arten som häckfågel i Sverige, och Europa, dramatiskt. Denna oortodoxa åtgärd har dock rivit upp en långdragen och mycket känsloladdad konflikt kring hur långt man bör gå för att bevara en art. Kritikerna menar att flyttvägen i sig är central för artens existentiella värden och att det minskar bevarandevärdet och utgör ett hot mot arten att medvetet ändra dess flyttningssvanor (ex. Øien & Aarvak 2008). Förespråkarna för den svenska linjen menar att artens bevarande är det viktigaste och att förändringen av övervintringsområde till Nederländerna, som de svenska fåglarna nu använder, är ett nödvändigt medel för att upprätthålla en häckande population i Norden. Konflikten drivs av starkt divergerande attityder hos intressenter som egentligen har samma mål och visar hur viktig synen på vad som är naturligt kan vara för de kulturella ekosystemtjänsterna från vilt.

Viltövervakning

Svenska Jägareförbundet har sedan 1938 statens uppdrag att leda delar av jakten och viltvården i Sverige. En viktig del i uppdraget är att övervaka populationsutvecklingen för de jaktbara viltarterna, bland annat genom att samla in avskjutningsstatistik och viltobservationerna från jägarna.

Det icke jaktbara viltets populationsutveckling följs genom uppdrag till exempelvis Artdatabanken, Naturvårdsverket, Naturhistoriska riksmuseet, Sveriges lantbruksuniversitet, Länsstyrelserna och Havs- och vattenmyndigheten. Fågelpopulationerna följs genom Svensk fågeltaxering, som drivs av Lunds universitet på uppdrag av Naturvårdsverket och länsstyrelserna.

Sjukdomstillstånd för allt vilt följs genom Statens veterinärmedicinska anstalts och Jordbruksverkets försorg.

Verktyg för tillämpning

Det råder stora skillnader i vilka definitioner man använder och hur man ser på användbarheten av begreppet ekosystemtjänster bland dem som forskar på området (ex. Hermlingmeier & Nicholas 2017). Därmed är det kanske inte konstigt att förvaltningen ännu bara i begränsad omfattning anammat konceptet som användbart i praktiken.

Ekosystemtjänster kan fylla en viktig funktion som gränsobjekt (“boundary objects”) mellan olika discipliner inom arbetet för ekologisk, social och ekonomisk hållbarhet (ex. Abson m.fl. 2014, Hermlingmeier & Nicholas 2017). Det innebär att olika forskningsinriktningar, olika myndigheter och olika intressegrupper kan utnyttja samma begreppsapparat för sina behov, vilket skapar ökad förståelse mellan grupperna. En grundförutsättning är dock att det teoretiska ramverket och de definitioner som används inte exkluderar tjänster, intressegrupper eller deras bevekelsegrunder. Här är det centralt att ta hänsyn till de normer som styr olika aktörers värdering av ekosystemtjänsterna (Abson m.fl. 2014). Mer strikta, och därmed exkluderande, definitioner är enligt många sannolikt inte vägen framåt.

Ofta skiljer synen på om ekosystemtjänster främst handlar om hållbarhet, rättviseaspekter eller mångfald bland forskare, beslutsfattare och representanter för olika intressen (Schleyer m.fl. 2017). Djupt rotade konflikter över rätten till resurser är ofta förknippade med avvägningar mellan försörjande och kulturella ekosystemtjänster. Vidare värderar olika aktörer ofta samma tjänst olika, samtidigt som det finns asymmetrier i möjligheten att nyttja och reglera tjänster exempelvis utifrån brukanderätter. Därutöver finns självfallet ofta en variation i hur man värderar en given tjänst bland representanter inom intressegrupper. Konflikterna går sällan att lösa enbart genom monetär värdering av tjänsterna (ex. Daniel m.fl. 2012, Spash 2013, Bredin m.fl. 2015). För att nå accepterade avvägningar och en fungerande förvaltning är det nödvändigt med en djupare förståelse av intressenternas värderingar, attityder och bevekelsegrunder.

Flera olika verktyg har tagits fram för att möjliggöra tillämpning av ekosystemtjänstkonceptet. Vi redogör här för tre olika typer av verktyg. De är tänkta att ge en bättre förståelse för attityder, för vilken organisation som krävs för framgångsrik förvaltning av ekosystemtjänster, respektive hur man kan använda gruppdiskussioner för att lösa konflikter inom förvaltningen. I samtliga fall krävs relativt stor och ibland specialiserad kompetens för att använda verktygen med framgång.

”Q-kartering”

En metod för att undersöka värderingar är ”Q methodology” (benämns Q-kartering nedan), som ursprungligen är en form av diskursanalys inom psykologin (Bredin m.fl. 2015). Metoden bygger på statistiska analyser av kvalitativa och kvantitativa data för att beskriva respondenters åsikter om ett ämne. Grundprincipen är att representanter för olika intressegrupper får

rangordna ett antal påståenden utifrån i vilken grad man instämmer (kvantitativa data), varefter respondenterna intervjuas för att undersöka motiven till rangordningen (kvalitativa data). De statistiska analyserna visar sedan i vilken grad respondenterna tycker lika inom sina grupper, i vilken utsträckning olika grupper tycker lika och vilka frågor man är överens respektive inte överens om. Metoden är utvecklad för att visa på kvalitativa skillnader och likheter mellan respondenter och intressegrupper (förståelse av vad olika grupper tycker, och varför), inte för kvantitativa generaliseringar till populationsnivå (hur stor andel av en grupp som tycker på ett visst sätt) (ex. Hermelingmeier & Nicholas 2017). Genom att välja frågor och respondenter klokt är det möjligt att identifiera konfliktytor, lämpliga samarbetsparter och frågor där det bör vara lättast att nå accepterade avvägningar.

Inom den Skandinaviska viltförvaltningen finns flera exempel på djupt rotade konflikter, till exempel synen på älgstammens lämpliga storlek, de stora rovdjurens återkomst och viltolyckor i trafiken. Bredin m.fl. (2015) tillämpade Q-kartering på den norska viltförvaltningen, med fokus på förvaltning av älg, rådjur, varg, lo och björn samt hållande av frigående får vilket är vanligt förekommande i Norge. Respondenterna valdes från organisationer med störst intresse i förvaltningen av de valda arterna, och inkluderade jakt-, skogsbruk-, fårnäring- och bevarandeintressen. Lika många påståenden som bedömdes som ”positiva” respektive ”negativa” togs fram för varje art, och påståendena hänfördes även till försörjande, strukturerande, reglerande eller kulturella ekosystemtjänster.

Resultaten av Q-karteringen visar att respondenterna föll inom tre olika grupper där en grupp karaktäriserades av fokus på positiv värdering av kulturella ekosystemtjänster av bevarande av stora rovdjur, en grupp karaktäriserades av positiv värdering av kulturella tjänster från kulturarv, fårnäring och matproduktion, medan en tredje grupp karaktäriserades av positiv värdering av att bruka landskapet, exempelvis genom jakt och skogsbruk (Bredin m.fl. 2015). Den första gruppen skilde sig tydligt från de andra två, som hade mer likartade attityder sinsemellan. Synen på älg- och rådjursförvaltningen skilde inte mycket mellan grupperna, och framför allt var det synen på varg som skilde tydligt. Författarna drog slutsatsen att Q-kartering kan vara till hjälp för att visa hur olika aktörer värderar ekosystemtjänster inom viltförvaltningen, och för att skilja mellan frågor där man bör kunna komma överens och frågor som innebär stora konflikter.

Q-kartering ställer stora krav på val av respondenter, utformning av påståenden till enkäterna, statistiska analyser samt intervjuer. Troligen krävs därmed samarbete mellan forskning och förvaltning för att komma längre i förvaltningen av ekosystemtjänster med hjälp av Q-kartering.

Social-Ecological Systems//Socio-ekologiska system

I hela rapporten har vi sett en mängd exempel på hur ekosystemtjänster påverkas av människans effekter på ekosystemet. Följaktligen modifieras ekosystemtjänsterna ofta av mänskliga beteenden, som i sin tur påverkas

av samhällets normer och olika styrmedel (ex. Ostrom 2007, Sarkki m.fl. 2017). Det går därmed inte att skilja mellan naturen och människans sociala strukturer; vi är en del av ekosystemen med en oändlig mängd beroenden och återkopplingar mellan människor och andra arter i tid och rum.

Termen ”Social-Ecological Systems”, SES, beskriver systemet av beroenden och återkopplingar mellan vårt samhälle och resten av ekosystemen. Särskilt fokus sätts på hur styrmedel (ex. Ostrom 2007, 2009), och ekologiska återkopplingar som resultat av olika styrmedel (ex. Epstein m.fl. 2013, Vogt m.fl. 2015), påverkar systemen och leveransen av ekosystemtjänster. Konceptet är sprunget ur forskning på förvaltning av gemensamma resurser (ex. Ostrom 2007, 2009), och har framför allt använts för att utvärdera om resurser nyttjas hållbart eller inte.

Ofta söker förvaltningen skapa enkla, tydliga förvaltningssystem, som inte klarar av att hantera komplexa avvägningar där många intressenter förvaltar konkurrerande ekosystemtjänster (ex. Ostrom 2007). SES bygger på tanken att förvaltningssystemet kan beskrivas som tillstånd och interaktioner mellan ”pelare” i form av *Resurssystem* (exempelvis tallskog, älgstammen), *Resursenheter* (exempelvis talltimmer, älgar, älgobservationer), *Förvaltningssystem* (ex. Älgförvaltningsgrupp, Viltförvaltningsdelegation) och *Aktörer* (ex. Skogsägare, Jägare, Turismföretagare, Allmänheten). Såväl interaktionerna som pelarna kan brytas ned i ett antal undernivåer, för att ge den upplösning som krävs för att förstå systemets känslighet och hur det levererar ekosystemtjänster i olika former. Därmed är det möjligt att identifiera vilka variabler, i form av tillstånd och processer, som påverkar systemets organisation, de ekosystemtjänster som levereras och huruvida de kan levereras hållbart. Finns det kvantitativa indikatorer för variablerna kan även deras inbördes betydelse jämföras, och knippen av samvarierande variabler identifieras.

I en sådan analys av den svenska älgförvaltningen fann Dressel m.fl. (2018) en geografisk uppdelning, som antyder att förvaltningssystemet uppvisar olika regionala svagheter. Exempelvis ska samma antal representanter finna kompromisser för mycket stora områden i norra Sverige, där attityderna skiljer sig starkt mellan intressegrupperna, som i södra Sverige där områdena är mindre och man har mindre åsiktsskillnader. I södra Sverige är utmaningarna ekologiska snarare än sociala, då man har att hantera fler klövviltsarter än i norra Sverige. Författarna drar slutsatsen att vi troligen behöver en mer flexibel adaptiv förvaltning, där inte bara förvaltningsåtgärderna kan justeras utan även förvaltningsstrukturen kan ändras vid behov.

SES-analyser är arbetskrävande och komplicerade att utföra om de ska generera kvantitativ förståelse. Troligen krävs därmed samarbete mellan forskning och förvaltning för att komma längre i förvaltningen av ekosystemtjänster med hjälp av SES-konceptet, precis som när det gäller Q-kartering (se föregående avsnitt).

Dialogprocesser

Under de senaste tio åren har det blivit allt vanligare att utnyttja dialogprocesser för att söka skapa samsyn och finna kompromisser i förvaltningen av konkurrerande ekosystemtjänster. Ett tidigt exempel inom svensk viltförvaltning var Naturvårdsverkets *Dialog för naturvård*, som togs fram som ett kompetensutvecklingsprogram för dialog, lokal delaktighet och konflikthantering inom naturvården (Naturvårdsverket 2008). Kompetensutvecklingen skulle ge handläggare och chefer på naturvårdande myndigheter en teoretisk bakgrund och praktiska redskap för att driva dialog, skapa demokratiska processer och skaffa grundläggande kunskap om att hantera konflikter. Kunskap om konflikthantering är av avgörande betydelse för att hantera avvägningar inom viltförvaltningen (Naturvårdsverket 2015c).

Inom skogssektorn har dialogprocesser använts mer strukturerat för att värdera och söka förvalta ekosystemtjänster i Sverige. Bland annat användes dialog mellan sektorns aktörer av Skogsstyrelsen för att ta fram målbilder för god miljöhänsyn (Skogsstyrelsen 2013, 2016a) och av Regeringskansliet för att lägga grunden till Skogsprogrammet (Regeringskansliet 2017). Skogsstyrelsen genomförde projektet *Målstyrd ungskogsskötsel* som ett formaliserat projekt för att prova ett adaptivt system för att förvalta ekosystemtjänster. Olika intressenter fick ta fram målbilder för skogen utifrån sina olika intressen i grupp, och diskutera hur de olika målbilderna överlappade och skilde sig (Skogsstyrelsen 2016a). Det förväntade framtida ekonomiska utfallet av röjningsstrategier för att gynna biologisk mångfald, upplevelsevärden, rennäring, produktion av biomassa, produktion av timmer och pappersmassa respektive rika viltstammar utvärderades därefter av Skogforsk. Skillnaderna i avkastning mellan de olika alternativen skilde sig intressant nog inte mer än 10 % (J. Sonesson, muntligen), vilket antyder att kostnaderna för samförvaltning av flera ekosystemtjänster i skogen kan vara lägre än man tidigare trott. De ekonomiska resultaten togs dock inte med i rapporten, då några intressenter menade att analysen byggde på antaganden med relativt stor osäkerhet. Andra menade att resultaten var relevanta och hade stor förvaltningsnytta. Beslutet att inte ta med den kvantitativa värderingen i rapporten är i sig intressant, då det visar på några av svårigheterna i en dialogprocess där olika intressen ställs mot varandra.

En inkluderande dialog med hög transparens är viktig för att lösa knutar inom viltförvaltningen (Redpath m.fl. 2013). Det finns flera goda exempel på detta. Ett är hur en svensk så kallad ”gåsförvaltningsgrupp” hanterat förvaltning av gåsstammarna, främst med avseende på jordbruksskador, jakt och bevarande. Detta sker genom ett lokalt diskussionsforum för de olika intressegrupperingarna, där de lyfter olika problem och gemensamt söker faktiska lösningar på dem (Tuvendal & Elmberg 2015). Här har det visat sig viktigt att utgå från data och förutsättningar som alla kan acceptera och känna igen sig i, gärna presenterat från en neutral part som en forskare eller myndighet som därmed fungerar som en katalysator. Detta skapar en samsyn som i sin tur ökar förtroendet mellan de olika intressegrupperna. Denna typ av

processer gynnas av att man jobbar med ett gemensamt problem eller projekt som t.ex. en förvaltningsplan (Hake m.fl. 2010). Inblandningen av forskare är ett spår som återfinns i andra studier kring gåsförvaltningskonflikter (t.ex. Eythorsson m.fl. 2017, Madsen m.fl. 2014) och i Sverige tar ofta Viltskadecenter denna roll (ex. Månsson m.fl. 2010). Även om inte själva problemet löses i förvaltningsgrupperna har man diskuterat det och insett begränsningar i vad man vet och inte vet. I förlängningen kan detta ge ökad förståelse för varandras åsikter och mål.

Betydelsen av att arbeta gemensamt med beskrivning av nuläge, målbilder och konsekvensanalyser i projektform, snarare än att bara ha enstaka dialoger om problem eller skador, är viktiga erfarenheter från de olika dialogprojekten. En bred sammansättning av grupperna är helt avgörande för resultatet. Fokus ska ligga på deltagande och själva processen; det är ”den gemensamma vägen som är målet”, snarare än att producera resultat som andra ska tillämpa. Dialogprocesser är därmed i stor utsträckning ”dialog för dialogens skull”. Arbetet med att försöka lösa ett problem för parterna närmare varandra och sänker tonläge och trösklar för framtida diskussioner kring avvägningar mellan ekosystemtjänster. Detta är ofta ett nödvändigt första steg i konflikt-hantering (ex. Redpath m.fl. 2013, Lundmark & Matti 2014). Det är av central betydelse att det finns en diskussionsledare (facilitator) som uppfattas som objektiv och saklig, samt att grupperna kan få ta del av bästa tillgängliga fakta från forskningen samt identifiera forskningsbehov. Detta bidrar även till att överbrygga glappet mellan forskning och förvaltning. Slutligen är det nödvändigt att arbeta med ett underifrånperspektiv, vilket ofta förenklas om man utgår från lokala förhållanden i ett begränsat geografiskt område. Framgångsrika dialogprocesser kräver normalt närvaro av diskussionsledare som är utbildade i konflikt-hantering, oavsett om processerna leds av företrädare för myndigheter, av konsulter eller av forskare.

Forskningsbehov

Syftet med konceptet ekosystemtjänster är att göra det möjligt för beslutsfattare att fatta välgrundade beslut om förvaltning av naturresurser och landskap (MEA 2005). Mer än 30 år efter att begreppet lanserades inleds allt fler satsningar för att omsätta teori i praktisk förvaltning av tjänsterna (Hermelingmeier & Nicholas 2017). Det råder dock delade meningar om hur användbart konceptet ekosystemtjänster är, och det finns få exempel där man lyckats fullt ut. Det finns till och med de som menar att ekosystemtjänstperspektivet kan försvåra snarare än förenkla kommunikationen mellan olika aktörer, vilket gör att man undviker begreppet på den lokala förvaltningsnivån för att minska konflikter (Koschke m.fl. 2014). I denna del av rapporten beskrivs forskningsbehov för att kunna värdera viltets ekosystemtjänster och för att kunna omsätta förståelsen i praktisk förvaltning.

Forskningsstudier lyfter ofta fram värderingar av ekosystemtjänster som värdefulla eller nödvändiga för förvaltningen av naturresurser (Laurans m.fl. 2013), men det finns mycket få studier som faktiskt undersökt hur värderingarna effektivt kan omsättas i praktisk förvaltning och om det medfört en större måluppfyllnad i någon dimension. Trots detta har konceptet snabbt kommit att anammas internationellt inom forskning och förvaltning (ex. Laurans & Mermet 2014) och ligger som en bärande del i Sveriges miljömålsarbete (ex. SOU 2014: 50, Ds 2017: 32).

Det är hög tid att undersöka hur begreppet ekosystemtjänster bäst kan utnyttjas för att nå en hållbar förvaltning av naturresurser. Annars finns en uppenbar risk att förvaltningen förkastar konceptet som alltför teoretiskt och praktiskt oanvändbart (Laurans m.fl. 2013). Därmed skulle den tid och de resurser som lagts på att värdera ekosystemtjänster i stor utsträckning varit förgäves. För att förena forskning, politik och praktisk förvaltning med framgång krävs breda modeller med enkla principer, vilka bygger på ett underifrånperspektiv med kunskapsutbyte mellan aktörer, snarare än ett ovanifrånperspektiv med försök till kunskapsförmedling (Filyushkina m.fl. 2016).

Avsevärda resurser har lagts på att beforska vilka biofysiska processer som påverkar ekosystemen och vilka effekter de har på de materiella ekosystemtjänster som ofta kan värderas monetärt. Samtidigt avgör ofta vilken hänsyn som tas till de immateriella, kulturella tjänsterna framgången inom förvaltningen av naturresurser (Chan m.fl. 2012), inklusive vilt. Bristande fokus på betydelsen av kulturella ekosystemtjänster har påtalats relativt länge (ex. Chand m.fl. 2012, Daniel m.fl. 2012), och olika metoder har föreslagits för att hantera dem bättre (ex. Raudsepp-Hearne m.fl. 2010, Chand m.fl. 2012, Daniel m.fl. 2012). Trots att forskningsfältet ekosystemtjänster närmast exploderat under senare år påtalas dock fortfarande samma problem (ex. Blicharska m.fl. 2017, Hølleland m.fl. 2017).

Enligt delar av den vetenskapliga litteraturen lider forskningen på kulturella ekosystemtjänster såväl av en brist på tydliga definitioner av vad som

utgör kulturella ekosystemtjänster, som bristande analys av vad som begränsar dem, vilka som tar del av dem och vad som styr deras behov och värderingar (Blicharska m.fl. 2017). Samtidigt anser andra forskare att tydliga, och därmed exkluderande, definitioner försvårar den praktiska tillämpningen av konceptet ekosystemtjänster (ex. Abson m.fl. 2014). Forskning med målet att utveckla system för att värdera olika typer av tjänster tillsammans, och förhandla fram avvägningar, skulle möjliggöra integrering av ekosystemtjänstperspektivet i förvaltningen av naturresurser (Daniel m.fl. 2012).

Merparten av alla studier av ekosystemtjänster från Norden fokuserar på en enda tjänst, och ofta antingen ur ett ekologiskt eller ur ett socioekonomiskt perspektiv. Endimensionella analyser av enstaka ekosystemtjänster löper stor risk att förbise vad som begränsar en given ekosystemtjänst, eller hur olika ekosystemtjänster begränsar, eller stärker, varandra (Filyushkina m.fl. 2016). Kunskapen om att allmänheten ofta värderar de kulturella tjänsterna i olika landskap högre än marknadsvärdet av de försörjande tjänsterna visar tydligt på betydelsen av goda avvägningar mellan tjänster. Annars finns en uppenbar risk för minskande acceptans för olika former av markanvändning från samhällets sida. Det gäller såväl jord- och skogsbruk, som viltförvaltning och jakt. Samtidigt visar jämförelsen på behovet av breda analyser, och nödvändiga ingångsdata för sådana analyser, eftersom vi inte kan livnära oss enbart på kulturella tjänster.



Det behövs bredare forskning på synergieffekter av ekosystemtjänster och hur de samskapas, exempelvis hur jordbruk och viltförvaltning kan samsas. Foto: Fredrik Widemo.

Svensk forskning på skador av vilt på grödor och skog har i huvudsak inskränkts till skador av älg på ungskogar av tall, vilka har varit av störst ekonomisk betydelse. Älgen betar tall främst vintertid, vilket gjort att fokus på studier av skogsskador och betestryck legat på vinterbete eller studier av enbart betestryck och skador på tall. På senare år har betydelsen av tillgång till försommarbete

i områden med högt betetryck kommit att diskuteras alltmer. Vi saknar förståelse av vilka processer som leder till ökat försommarbete, och vilka effekter det har på skogsproduktionen och på den biologiska mångfalden.

Vi saknar generellt fortfarande kunskap om betydelsen av hur foder-tillgången varierar i tid och rum, samt hur anpassad skogsskötsel påverkar skadebilden. Exempelvis skulle kortare omloppstider få till följd att mängden ungskog ökar, vilket ger ökad mängd foder på landskapsnivå. Samtidigt skulle mängden bärris under de senare delarna av omloppstiden minska, vilket gör att foderresursen (och därmed klövviltet) skulle koncentreras ytterligare till de skadekänsliga ungskogarna (Roberge m.fl. 2016). Vilka konsekvenser olika vägval skulle få för skadebilden vet vi idag inte, medan vi vet att både mer tallungskog och mer bärris minskar skadorna.

Kunskapsluckorna ökar dramatiskt om vi vidgar perspektivet till effekter av annat klövvilt, omfattningen av skador av klövvilt på jordbruksgrödor, hur olika skogsskötsel- och jordbruksmetoder samverkar positivt eller negativt på landskapsnivå, samt hur skador kan minskas genom olika förvaltningsåtgärder. Här behövs riktade forskningsinsatser.

Effekter av klövvilt på biologisk mångfald i skogsmiljö är jämförelsevis välstuderade, medan kunskap om effekter av viltets bete på biologisk mångfald i öppna miljöer i Skandinavien i princip saknas helt. Generellt saknar vi kvantitativ kunskap om eventuella synergieffekter mellan naturvårdsåtgärder och skadeförebyggande åtgärder.

Vi saknar fortfarande mycket kunskap som krävs för flerartsförvaltning av vilt. Det gäller för områden där älg, rådjur, dovvilt och kronvilt samtidigt konkurrerar om foderresurser, men även hur stora rovdjur påverkar klövvilt i flerartssamhällen. Björn och järv sprider sig söderut, vilket gör att de i högre grad kommer att finnas i områden med varg, och vargen har i högre grad börjat etablera revir i områden där älg inte behöver vara det huvudsakliga bytesdjuret. Effekterna kan förändras både på grund av att fler rovdjursarter samexisterar, och på grund av att fler klövviltsarter finns tillgängliga. I mer komplexa ekosystem kan också andra arter än rovdjur påverkas, genom kaskadeffekter. Dit hör även direkta och indirekta effekter av ändrad tillgång på hjortdjurskadaver. En stor del av forskningen kring rovdjurens kaskadeffekter är gjord i Nordamerika, ofta i nationalparker, medan det finns mindre kunskap om rovdjurens effekter i de starkt människopåverkade ekosystem som täcker merparten av Sverige och resten av Europa. Där är såväl artsammansättning som ekosystemets funktioner påverkade av jord- och skogsbruk, befolkningstäthet och jakt. Om vi saknar kunskap som krävs för att förvalta olika viltarter i förhållande till varandra kommer vi inte heller lyckas att samförvalta ekosystemtjänster från vilt med andra ekosystemtjänster.

Kvantitativa värderingar av psykosociala effekter av rovdjur, till exempel rädsla för att möta rovdjur, rädsla för att tamdjur ska bli tagna av rovdjur och minskad livskvalitet genom minskade möjligheter att bedriva jakt, saknas. Samtidigt är inte heller de positiva psykosociala effekterna välstuderade; innan både positiva och negativa effekter studerats är det svårt eller omöjligt att börja diskutera avvägningar.

Det saknas även en sammanställning över vilka kostnader som är förenade med att hysa populationer av framför allt älgar och rådjur för att föda dagens stam av vargar, björnar och lodjur, liksom motsvarande analys av värden och kostnader med att upprätthålla ett betetryck som optimerar biologisk mångfald.

Vi har en lång tradition av tillämpad forskning på klövvilt och stora rovdjur i Sverige, men saknar idag de basdata som krävs för en fungerande förvaltning av många av storfåglarna. Kunskap om nutida flyttvägar, övervintringsområden och reproduktionsdata behövs för att göra adekvata avvägningar och fatta förvaltningsbeslut. För storfåglar är relationen mellan skadebild och förekomst främst beforskad utomlands under en tid då gåspopulationerna, grödorna och klimatet såg annorlunda ut än idag (Fox m.fl. 2017). Vi behöver därför aktuellt kunskapsunderlag från Sverige, samt forskning på kopplingen mellan fåglarnas antal och förekomst i förhållande till de faktiska skadorna de orsakar (ex. McKay m.fl. 1993, Fox m.fl. 2017).

Det saknas i stor utsträckning kvantitativ forskning på hur effektiva olika åtgärder är för att minska skador av klövvilt på grödor och skog. Delvis gäller det även åtgärder för att minska skador av storfåglar på grödor. Vidare saknas kunskapsöverföring till brukare och jägare om sådana åtgärder som vi redan idag vet kan bidra till att minska skadorna. Ett sentida undantag härvidlag är en rapport om gäss och svanar riktad till avnämarna (Elmberg & Månsson 2018).

Forskningen antyder att det kan finnas klimatreglerande ekosystemtjänster från vilt, bland annat genom bete från klövvilt och ren i fjällmiljöer, medan bete på träd skulle kunna minska skogens kolupptag och därmed utgöra otjänster. Betydelsen av dessa processer för svensk del är oklara. Kunskapen är även bristfällig kring viltköttproduktionens klimatpåverkan. Man kan anta att den är relativt låg, i och med att nötköttsproduktion där djur betar på öppna marker är betydligt högre än då djuren betar på trädbärande marker då nettoutsläppet kan minska till i princip koldioxidneutrala nivåer. Specifika kunskaper kring vilt saknas dock. En skattning från SLU visar att köttproduktion från skogslevande vilt ger betydligt lägre utsläpp av växthusgaser än kött från tamdjur som nöt och lamm, men den beräkningen tar inte hänsyn till utsläpp kopplade till jakten i sig och den efterföljande köttanteringen (Wiklund & Malmfors 2014). Samtidigt saknas analyser av hur klimatförändringarna kommer att påverka ekosystemtjänster från vilt, såväl genom direkta effekter på viltet som genom indirekta effekter genom ändrad markanvändning.



Vilka effekter klimatförändringar och extremväder kommer att ha på viltet och viltets ekosystemtjänster vet vi inte. Här dovhjort som söker skugga under extremvädret sommaren 2018.
Foto: Fredrik Widemo.

Minskad sjukdomsspridning genom predation på sjukdomsspridande arter har föreslagits vara en ekosystemtjänst som bland annat skulle kunna minska spridningen av borrelia till människan. För svenska förhållanden är det dock oklart vilka viltarter som i första hand bidrar till denna tjänst. Det är känt att viltsamhällets sammansättning kan påverka förekomsten av zoonoser och risken för sjukdomsöverföring till människa. Sambanden är komplexa och inbegriper svårstuderade kaskadeffekter. Befintliga studier pekar i olika riktning och här finns tydliga kunskapsluckor, inte minst när det gäller interaktioner med olika former av markanvändning.

Kunskapen är bristfällig när det gäller vindkraftens effekter på landlevande vilda däggdjur, framför allt klövvilt (Helldin m.fl. 2012).

Vi saknar en heltäckande bild av turismvärdet från vilt och viltrelaterade aktiviteter, som jakt, fågelskådning och rovdjursturism.

Författarnas slutsatser

Förvaltning av naturresurser ur ett ekosystemtjänstperspektiv sätter fokus på att identifiera vilka nyttigheter människan erbjuds från ekosystemen, samt vilka faktorer som påverkar hur nyttigheterna kan konsumeras. Leveransen av ekosystemtjänster samskapas i princip alltid genom samspel mellan biologisk mångfald och ekosystemen å ena sidan, och människans åtgärder, investeringar och sociala kontext å andra sidan. Det innebär att leveransen av ekosystemtjänster bestäms av komplicerade samspel och återkopplingar mellan olika faktorer och processer. En följd av detta är att olika ekosystemtjänster i princip alltid påverkar varandra, ofta på ett begränsande sätt. Det är sällan möjligt att maximera nyttjandet av en viss ekosystemtjänst utan att det får negativa konsekvenser för tillgången på andra ekosystemtjänster.

Olika intressegrupper värderar ekosystemtjänster på olika sätt, och värderingar kan även skilja mellan individer inom intressegrupper. Så snart ekosystemtjänster som begränsar varandra nyttjas av olika grupper, eller individer med olika intressen, kan det uppstå konflikter om förvaltningen av naturresurser. Förvaltning utifrån ett ekosystemtjänstperspektiv kräver därför normalt optimering, genom avvägningar mellan olika ekosystemtjänster.

Kulturella ekosystemtjänster tillmäts ofta högst betydelse och värde av allmänheten och intressegrupper. Det kan dock vara svårt att identifiera kulturella ekosystemtjänster, och därtill svårt, omöjligt eller olämpligt att sätta monetära värden på dem. Det innebär dels att det kan vara en utmaning att säkerställa att alla relevanta ekosystemtjänster tas i beaktande, dels att värdet av olika tjänster inte alltid kan kvantifieras på samma skala. Det försvårar samhällsekonomiska analyser, som ekonomiska kostnads-nyttoanalyser.

Vi ser två huvudsakliga strömningar inom den vetenskapliga litteraturen om tillämpning av ekosystemtjänstkonceptet. En del forskare vill se tydligare definitioner av vad som utgör en viss typ av tjänst eller nyttighet, för att göra det enklare att jämföra värdet av olika tjänster kvantitativt i samhällsekonomiska analyser. Forskarna inom denna grupp har ofta nationalekonomisk bakgrund. Andra forskare menar att mer strikta definitioner löper risk att upplevas som exkluderande, vilket gör att en del aktörer förkastar såväl analyserna som eventuella avvägningar som de möjliggör som irrelevanta. Forskare inom denna grupp har ofta en bakgrund inom sociologin. Inom bägge åsiktsströmningarna råder dock stor samsyn om att den största utmaningen i tillämpningen av ekosystemtjänstkonceptet inom förvaltningen är att inkludera de kulturella ekosystemtjänsterna på ett korrekt sätt i analyser och avvägningar.

För att finna goda, accepterade avvägningar mellan ekosystemtjänster krävs det plattformar där intressenter möts, diskuterar och kompromissar. Dialog och ömsesidig respekt för varandras intressen är av central betydelse för framgång, och kräver enligt vår bedömning ett inkluderande synsätt på berörda aktörers intressen och värderingar. Vi tror inte att mer strikta definitioner, eller smala analyser, är vägen framåt inom tillämpningen av ekosystemtjänstkonceptet.

Populationerna av våra klövvilt, storfåglar och stora rovdjur har i de flesta fall vuxit kraftigt under de senaste decennierna, ofta från nivåer där populationerna varit hotade. Detta är ett resultat av målmedveten förvaltning och måste ses som en framgångssaga ur ett naturvårdsbiologiskt perspektiv. Tillgången till ekosystemtjänster från dessa artgrupper har därmed ökat kraftigt, men samtidigt har även otjänsterna ökat. Viltet erbjuder därmed idag värdefulla ekosystemtjänster, samtidigt som exempelvis viltskador på grödor och skog lokalt kan vara stora och begränsar lantbruket.

För växande populationer hos arter som kan skapa otjänster, vilka varit fokus i denna rapport, bör förvaltningsåtgärder sättas in tidigt för att förhindra att otjänsterna blir större än tjänsterna. Blir tätheterna så stora att förvaltningen inriktas på att minska otjänsterna genom att drastiskt sänka populations-tätheten har man misslyckats med att sätta in lämpliga förvaltningsåtgärder i tid. Tyvärr finns idag flera sådana exempel på alla skalor från lokal till internationell nivå, men också flera goda exempel på hur man lyckats agera adaptivt.

Förvaltningen kompliceras av att skadorna ofta är ojämnt fördelade i landskapet och av att markägare har olika intressen. En del jagar själva, eller tjänar pengar på jakt, och vill ha starka viltstammar. Andra vill minimera skador på grödor respektive skog, och vill ha svaga viltstammar. Viltet rör sig dock över ägogränser, samtidigt som val av gröda respektive trädslag vid förnyring av skog påverkar var viltet uppehåller sig. Såväl åtgärder inom viltförvaltningen som åtgärder inom lantbruket kommer följaktligen att påverka viltet, såväl på den egna fastigheten som på angränsande fastigheter. Det är äganderätten som reglerar markägarens rätt att jaga, utfodra vilt, så en viss gröda eller välja att återbeskoga med ett visst trädslag efter slutavverkning. Alla dessa val påverkar dock potentiellt grannarnas fastigheter genom viltets påverkan. En framgångsrik viltförvaltning kräver därmed samverkan mellan aktörer och mellan fastigheter på landskapsnivå.

Konsekvenserna av besluten berör dock inte bara jakträttshavare och brukare, utan även alla andra som drar nytta av ekosystemtjänster av vilt, exempelvis genom viltskådning. Vi anser att viltets ekosystemtjänster bör inkluderas i planarbete på lokal och regional nivå, exempelvis i kommunernas detalj- och översiktsplaner. Ökat fokus på grön infrastruktur har exempelvis potentiellt stor betydelse för viltet och viltets ekosystemtjänster.

För vilt som rör sig över stora ytor krävs även samverkan på regional, nationell och internationell nivå. Det gäller framför allt flyttande fåglar, men även spridning av stora rovdjur och säsongsbundna rörelser av klövvilt inom och mellan länder i Fennoskandia.

De jakträttshavare och markägare som berörs av ekosystemtjänster och -otjänster från klövvilt, storfåglar och stora rovdjur är representerade på alla nivåer inom viltförvaltningen. Värdet av ekosystemtjänster från jakt, jord- och skogsbruk är dessutom relativt välstuderade, och möjliga att jämföra kvantitativt. För att kunna göra en fullständig samhällsekonomisk analys krävs dock även exempelvis information om hur allmänheten värderar att kunna beskåda vilt, hur besökande turister värderar viltobservationer och

hur individer värderar vetskapen om att viltarter förekommer i livskraftiga bestånd. Motsvarande kunskap för attityder till skador på gröda och skog, risken för viltolyckor i trafiken eller rädsla för vilt krävs också. Sådan kunskap saknas dock i princip helt, vilket gör att det inte går att göra en fullständig värdering av viltets ekosystemtjänster idag.

Aktörer från regionala och nationella myndigheter har påtalat vikten av att kunna utföra kostnads-nyttanalyser för oss under vårt arbete med rapporten. I och med att en kvantitativ jämförelse av befintliga data enbart skulle ge en delbild av verkligheten har vi dock valt att inte strikt ställa värden och kostnader för de ekosystemtjänster och -tjänster som trots allt har pris-satts i litteraturen mot varandra. För att resultaten av en sådan analys ska accepteras av alla aktörer är det avgörande att de upplever att deras intressen inkluderas. En fullständig samhällsanalys av viltets ekosystemtjänster enbart baserad på monetära värderingar låter sig knappast göras. Sannolikt kommer det vara nödvändigt att basera en analys på en kombination av olika typer av värden. Detta illustrerar väl det generella problemet med att inkludera immateriella, kulturella tjänster i samhällsanalys.

Viltförvaltningen kan ses som föregångare inom övergången mot att förvalta naturresurser genom ett ekosystemtjänstperspektiv. Jaktlagens (1987: 259) portalparagraf uttrycker att viltet ska gynnas genom särskilda åtgärder, samtidigt som viltstammarna ska regleras utifrån enskilda och allmänna intressen. För detta ansvarar jakträttshavaren och markägaren gemensamt, i de fall jakträtten är upplåten. Det gemensamma ansvaret för att väga det jaktbara viltets ekosystemtjänster mot andra tjänster går igen i den nya älgförvaltningen, som ska vara ekosystembaserad.

Viltförvaltningen vilar följaktligen på en lagstiftning som uttrycker ett gemensamt ansvar att förvalta vilt hållbart och ekosystembaserat, med formaliserade plattformar för att finna avvägningar mellan konkurrerande ekosystemtjänster från lokal till nationell nivå. Hänsyn ska tas till allmänna intressen, vilka exempelvis formuleras av viltförvaltningsdelegationerna på länsnivå. Detta mycket moderna synsätt skrevs in vid revideringen av Jaktlagen i efterdyningarna till "älgexplosionen" i slutet av 80-talet, och har lagt grunden till att viltförvaltningen kan ses som föredöme när det gäller hållbar förvaltning av naturresurser med hänsyn tagen till olika intressen och med delaktighet från berörda aktörer. Även om viltförvaltningen på inget vis kan sägas vara fri från konflikter finns moderna verktyg på plats för att hantera de problem som uppstår.

Sammantaget har den svenska viltförvaltningen i stor utsträckning anammat grundprinciperna inom ekosystemtjänstkonceptet. Här finns många generella lärdomar att dra, som kan vara till nytta inom övrig förvaltning av naturresurser. Begreppet används dock inte som sådant i någon större utsträckning. Viltförvaltningen kan nå betydligt längre än idag, genom ökat fokus på underifrånperspektiv, delaktighet och dialog mellan alla olika aktörer som konsumerar ekosystemtjänster från vilt. Fokus måste ligga på *balans med acceptans*, där alla relevanta intressen och ekosystemtjänster inkluderas.



Foto: Niklas Liljebäck.

Källförteckning

Aanes R, Andersen R (1997). 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. DOI.ORG/10.1139/z96-209

Abson DJ, von Wehrden H, Baumgärtner S, Fischer J, Hanspach J, Härdtle W, Heinrichs H, Klein AM, Lang DJ, Martens P, Walmsley D (2014). Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics* 103, 29–37. DOI.ORG/10.1016/j.ecolecon.2014.04.012.

Aebischer NJ, Ewald JA (2004). Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population change, reproduction, habitat and shooting. *Ibis* 146 (Suppl. 2), 181–191. DOI.ORG/10.1111/j.1474-919X.2004.00345.x.

AEWA (2008). International single species action plan for the conservation of the lesser white-fronted goose (Western Palearctic population). Technical series

Amici A, Serrani F, Rossi CM, Primi R (2012). Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the “refugee effect”. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 683–692. DOI.ORG/10.1007/s13593-011-0057-6.

Andersen R, Karlsen J, Austmo LB, Odden J, Linnell JDC, Gaillard J-M (2007). Selectivity of Eurasian lynx *Lynx lynx* and recreational hunters for age, sex and body condition in roe deer *Capreolus capreolus*. *Wildlife Biology* 13, 467–474. DOI.ORG/10.2981/0909-6396(2007)13[467:SOELLL]2.0.CO;2.

Andersson E, Kempe G, Larsson A, Siira U (2011). Uppföljning av biologisk mångfald med data från Riksskogstaxeringen. https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/1-om-arter-och-natur/fakta-om-naturtyper/skog/uppfoljnmangfald_ris_delrap111118.pdf

Andersson G, Berg M, Bergkvist U, Ewelönn K, Forslund M, Hansson S, Hjältfors E m.fl. (2016). Tillväxt, mångbruk, värdeskapande av skogen som resurs. Underlagsrapport från arbetsgrupp 1 inom Nationella skogsprogrammet. Elektronisk resurs: http://www.regeringen.se/4a6127/contentassets/0b71b3ef7dbf49dab19bf7a15a8da07c/1_slutligbak.pdf

Andrén H, Persson J, Mattisson J, Danell AC (2011). Modelling the combined effect of an obligate predator and a facultative predator on a common prey: lynx *Lynx lynx* and wolverine *Gulo gulo* predation on reindeer *Rangifer tarandus*. *Wildlife Biology* 17, 33–43. DOI.ORG/10.2981/10-065.

Andrén H, Liberg O (2015). Large impact of Eurasian lynx predation on roe deer population dynamics. *PLoS ONE* 10, e0120570. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0120570.

Andrén H, Kjellander P, Liberg O, Persson J, Sand H, Wikenros C (2018). *Kunskapsställning om de stora rovdjurens effekter på*

annat vilt. Stockholm: Naturvårdsverket. http://www2.nina.no/lcie_new/pdf/636806462347060845_Swedish_lc_impact.pdf

Anon (2015a). Inventering av varg vintern 2014–2015. *Inventeringsresultat för stora rovdjur i Skandinavien*. Evenstad och Grimsö. Rapport 1-2015. ISBN 978-82-426-2804-6.

Anon (2015b). *Inventering av lodjur i 2015 – Bestandsstatus för stora rovdjur i Skandinavien 2-2015*. Trondheim och Grimsö. Rapport. ISBN 978-91-86331-78-8.

Artdatabanken (2015). Rödlistan. Artdatabanken, Uppsala. ISBN: 978-91-87853-10-4. Elektronisk resurs: <https://www.artdatabanken.se/publikationer/bestall-publikationer/rodlistan2015/>

Arzel C, Elmberg J, Guillemain M (2006). Conference: Conference on Optimality in Bird Migration Location: Wilhelmshaven, GERMANY. *Journal of Ornithology* 147 (2): 167–184.

Austrheim G, Solberg EJ, Mysterud A (2011). Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949–1999: Has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology* 17, 286–298. DOI.ORG/10.2981/10-038.

Axelsson J (2009). *Bly från ammunition som förgiftningsrisk hos rovfåglar – en kunskapsöversikt*. Viltforum 2009: 1. Svenska Jägareförbundet. https://jagareforbundet.se/globalassets/documents/viltforum/viltforum1_2009_bly.pdf

Axelsson Linkowski W (2010). *Utmarksbete, främst skogsbete, och dess effekter på biologisk mångfald*. Uppsala: Naptek, Centrum för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 40.

Axelsson Linkowski WI (2017). *Managing mountains, past and present conditions for traditional summer farming and Sami reindeer husbandry in northern Scandinavia*. Doktorsavhandling. Department of Forest Ecology and Management, SLU Umeå 2017:80. ISBN 978-91-7760-051-0.

Baldi A, Farago S (2007). Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 307–311. DOI.ORG/10.1016/j.agee.2006.05.021.

Bautista C, Naves J, Revilla E, Fernández N, Albrecht J, Scharf AK, Rigg R, Karamanlidis AA, Jerina K, Huber D, Palazón S, Kont R, Ciucci P, Groff C, Dutsov A, Seijas J, Quenette P-I, Olszanska A, Shkvyria M, Adamec M, Ozolins J, Jonozovič M, Selva N (2017). Patterns and correlates of claims for brown bear damage on a continental scale. *Journal of Applied Ecology* 54, 282–292. DOI.ORG/10.1111/1365-2664.12708.

Bechet A, Giroux JF, Gauthier G (2004). The effects of disturbance on behavior, habitat use and energy of spring staging snow geese. *Journal of Applied Ecology* 84, 905–914. DOI.ORG/10.1111/j.0021-8901.2004.00928.x.

Berglund L, Bodegård J, Johansson O, Kårén O, Larsson-Stern M, Lindén G, Munthe J m.fl. (2016). Virkesproduktion, övriga ekosystemtjänster och naturens gränser. Underlagsrapport från arbetsgrupp 2 inom Nationella skogsprogrammet. Elektronisk resurs: <http://www.regeringen.se/4a6128/contentassets/0b71b3ef7dbf49dab19bf7a15a8da07c/ag2-ny.pdf>

Bergqvist G, Bergström R, Wallgren M (2014). Recent browsing damage by moose on Scots pine, birch and aspen in young commercial forests – effects of forage availability, moose population density and site productivity. *Silva Fennica* 48 (1): 1–13. ISSN-L 0037-5330 | ISSN 2242-4075

Bergqvist G, Wallgren M, Jernelid H, Bergström R. 2018. Forage availability and moose winter browsing in forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 419–420 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.049>

Bergström R (2010). *Vildsvin och effekter på skog – en litteraturstudie. Gjord på uppdrag av Södra*. Uppsala: Skogforsk.

Bergström R, Danell K, Svanberg I (Red.) (2014) *Lodjuret*. Stockholm, Atlantis. ISBN 978-91-7353-654-7.

Bergström R, Helldin JO, Boman M, Mattsson L, Karlsson J, Ericsson G, Hake M m.fl. (2010). Viltet i samhället. Ur: *Vilt, människa, samhälle*. Red. Danell K, Bergström R. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-09418-9.

Bergström R, Danell K, Weinberg U, Pettersson C, Mattsson L, von Essen H och Mörner T (2016). Ökande viltstammar, medbestämmande, konflikter, 1967–2016. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.

Bernes C, Bråthen KA, Forbes, BC, Speed JDM, Moen J (2015). What are the impacts of reindeer/caribou (*Rangifer tarandus* L.) on arctic and alpine vegetation? A systematic review. *Environmental Evidence* 4, 4. DOI. ORG/10.1186/s13750-014-0030-3.

Bertella G (2016). Experiencing nature in animal-based tourism. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 14, 22–26. DOI.ORG/10.1016/j.jort.2016.04.007.

BirdLife Sverige (2017). Pers com. Dennis Kraft, chairman BirdLife Sverige.

Bisi J, Kurki S, Svensberg M, Liukkonen T (2007). Human dimensions of wolf (*Canis lupus*) conflicts in Finland. *European Journal of Wildlife Research* 53, 304–314. DOI.ORG/10.1007/s10344-007-0092-4.

Bisi J, Liukkonen T, Mykrä S, Pohja-Mykrä M, Kurki S (2010). The good bad wolf – wolf evaluation reveals the roots of the Finnish wolf conflict. *European Journal of Wildlife Research* 56, 771–779. DOI.ORG/10.1007/s10344-010-0374-0.

- Bjelke U, Sundberg S (2014). *Sötvattensstränder som livsmiljö – rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård*. Uppsala: ArtDatabanken, Sveriges Lantbruksuniversitet. ArtDatabanken Rapporterar 15. ISSN: 1402-6090.
- Bjerke T, Ostdahl T (2004). Animal-related attitudes and activities in an urban population. *Antrozoos* 17, 109–129. DOI.ORG/10.2752/089279304786991783.
- Bjärstig T, Sandström C, Lindqvist S, Kvastegård E (2014). Partnerships implementing ecosystem-based moose management in Sweden. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10, 228–239. DOI.ORG/0.1080/21513732.2014.936508.
- Bleier N, Lehoczki R, Újváry D, Szemethy L, Csányi S (2012). Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriologica* 57, 351–359. DOI.ORG/10.1007/s13364-012-0082-0
- Bleier N, Kovács I, Schally G, Szemethy L, Csányi S (2017). Spatial and temporal characteristics of the damage caused by wild ungulates in maize (*Zea mays* L.) crops. *International Journal of Pest Management* 63(1), 92–100. DOI.ORG/10.1080/09670874.2016.1227487
- Blicharska M, Smithers RJ, Hedblom M, Hedenås H, Mikusiński G, Pedersen E, Sandström P, Svensson J (2017). Shades of grey challenge practical application of the cultural ecosystem services concept. *Ecosystem Services* 23, 55–70. DOI.ORG/10.1016/j.ecoser.2016.11.014.
- Bogaert RV, Haneca K, Hoogesteger J, Jonasson C, De Dapper M, Callaghan TV (2011). A century of tree line changes in sub-Arctic Sweden shows local and regional variability and only a minor influence of 20th century climate warming. *Journal of Biogeography* 38, 907. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2699.2010.02453.x.
- Bogdziewicz M, Szymkowiak J (2016). Oak acorn crop and Google search volume predict Lyme disease risk in temperate Europe. *Basic and Applied Ecology* 17, 300–307. DOI.ORG/10.1016/j.baae.2016.01.002.
- Boitani L, Alvarez F, Anders O, Andren H, Avanzinelli E, Balys V, Blanco JC, Breitenmoser U, Chapron G, Ciucci P, Dutsov A, Groff C, Huber D, Ionescu O, Knauer F, Kojola I, Kubala J, Kutal M, Linnell J, Majic A, Mannil P, Manz R, Marucco F, Melovski D, Molinari A, Norberg H, Nowak S, Ozolins J, Palazon S, Potocnik H, Quenette P-Y, Reinhardt I, Rigg R, Selva N, Sergiel A, Shkvyria M, Swenson J, Trajce A, Von Arx M, Wolf M, Wotschikowsky U, Zlatanova D (2015). *Key actions for large carnivore populations in Europe*. Rom: Institute of Applied Ecology. Rapport till DG Environment, Europeiska kommissionen, Bryssel. Kontrakt nr 07.0307/2013/654446/SER/B3.
- Boman M, Mattsson L, Ericsson G, Kröström B (2011). Moose hunting values in Sweden now and two decades ago: The Swedish hunters revisited. *Environmental and Resource Economics* 50, 515–530. DOI.ORG/10.1007/s10640-011-9480-z.
- Boman M, Mattsson L (2012). The hunting value of game in Sweden: Have changes occurred over recent decades? *Scandinavian Journal of Forest Research* 27, 669–674. ISSN 0282-7581.

Bouyer Y, Rigot T, Panzacchi M, Van Moorter B, Poncin P, Beudels-Jamar R, Odden J, Linnell JDC (2015a). Using zero-inflated models to predict the relative distribution and abundance of roe deer over very large spatial scales. *Annales Zoologici Fennici* 52, 66–76. DOI.ORG/10.5735/086.052.0206.

Bouyer Y, San Martin G, Poncin P, Beudels-Jamar RC, Odden J, Linnell JDC (2015b). Eurasian lynx habitat selection in human-modified landscape in Norway: Effects of different human habitat modifications and behavioral states. *Biological Conservation* 191, 291–299. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2015.07.007.

Boyle SA, Samson FB (1985). Effects of nonconsumptive recreation on wildlife: a review. *Wildlife Society Bulletin* 13, 110–116.

Brandin E (2009). Versions of ‘wild’ and the importance of fences in Swedish wildlife tourism involving moose. *Current Issues in Tourism* 12, 413–427. DOI.ORG/10.1080/13683500903042865.

Bredin YK, Lindhjem H, van Dijk J, Linnell JDC (2015). Mapping value plurality towards ecosystem services in the case of Norwegian wildlife management: A Q analysis. *Ecological Economics* 118, 198–206. DOI.ORG/10.1016/j.ecolecon.2015.07.005.

Brunet J, Hedwall P-O, Holmström E, Wahlgren E (2016). Disturbance of the herbaceous layer after invasion of an eutrophic temperate forest by wild boar. *Nordic Journal of Botany* 34, 120–128. DOI.ORG/10.1111/njb.01010.

Buckeridge K.M, Jefferies R.L (2007). Vegetation loss alters soil nitrogen dynamics in an Arctic salt marsh. *Journal of Ecology* 95, 283–293. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2745.2007.01214.x

Buij R, Melman TC, Loonen MJ, Fox AD (2017). Balancing ecosystem function, services and disservices resulting from expanding goose populations. *Ambio* 46, 301–318. DOI.ORG/10.1007/s13280-017-0902-1.

Bäck H (2004). Betydelse av viltstängsel för planterade granbestånds utveckling fram till röjningsstadiet. Examensarbete 2004-3, Institutionen för skogs-skötsel, Sveriges lantbruksuniversitet.

Cargill S.M, Jefferies R.L (1984). The effects of grazing by lesser snow geese on the vegetation of a sub-Arctic salt marsh. *Journal of Applied Ecology* 21, 669–686. DOI.ORG/10.2307/2403437

Carricondo-Sanchez D, Samelius G, Odden M, Willebrand T (2016). Spatial and temporal variation in the distribution and abundance of red foxes in the tundra and taiga of northern Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 62, 211–218. DOI.ORG/10.1007/s10344-016-0995-z.

Carlsson NOL, Jeschke JM, Holmqvist N, Kindberg J (2010). Long-term data on invaders: when the fox is away, the mink will play. *Biological Invasions* 12, 633–641. DOI.ORG/10.1007/s10530-009-9470-z.

Carson R (1962). *Tyst vår* (originaltitel “Silent spring”). Stad USA: Houghton Mifflin. ISBN

Carver E (2006). *Economic impact of waterfowl hunting in the United States: Addendum to the 2006 national survey of fishing, hunting and wildlife associated recreation*. Arlington VA: U.S. Fish and Wildlife Service. Rapport 2006, 2.

Cassman KG, Dobermann A, Walters DT, Yang H (2003). Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 315–358. DOI.ORG/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858

Chan KMA, Guerry AD, Balvanera P, Klain S, Satterfield T, Basurto X, Bostrom A, Chuenpagdee R, Gould R, Halpern BS, Hannahs HN, Levine J, Norton B, Ruckelshaus M, Russel R, Tam J, Woodside U (2012). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62 (8), 749–756. DOI.ORG/10.1525/bio.2012.62.8.7.

Chapron G, Kaczensky P, Linnell JD, von Arx M, Huber D, Andrén H, López-Bao JV, Adamec M, Álvares F, Anders O, Bal iauskas L, Balys V, Bedő P, Bego F, Blanco JC, Breitenmose U, Brøseth H, Bufka L, Bunikyte R, Ciucci P, Dutsov A, Engleder T m.fl. (2014). Recovery of large carnivores in Europe’s modern human-dominated landscapes. *Science* 346, 1517–1519. DOI.ORG/10.1126/science.1257553.

CICES 2018. Common International Classification of Ecosystem Services. *Biodiversity Information System for Europe*. <https://biodiversity.europa.eu/maes/common-international-classification-of-ecosystem-services-cices-classification-version-4.3>

Cinque S (2015). Collaborative management in wolf licensed hunting: the dilemmas of public managers in moving collaboration forward. *Wildlife Biology* 21, 157–164. DOI.ORG/10.2981/wlb.00098.

Clausen K.K, Madsen J (2016). Philopatry in a changing world: response of pink-footed geese *Anser Brachyrhynchus* to the loss of a key autumn staging area due to restoration of Filso Lake, Denmark. *Journal of Ornithology* 157, 229–237. DOI.ORG/10.1007/s10336-015-1271-9

Cochran VL, Pugin JA, Sparrow SD (2000). Effects of migratory geese on nitrogen availability and primary production in subarctic barley fields. *Biology and Fertility of Soils* 32, 340–346. doi.org/10.1007/s003740000257

Connell JH (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and coral is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* 199, 1302–1310. DOI.ORG/10.1126/science.199.4335.1302

Costanza R, de Groot R, Braat L, Kubiszewski I, Fioramonti L, Sutton P, Farber S, Grasso M. 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 28, 1–16. doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008

- Cousins SAO, Auffret AG, Lindgren J, Tränk L (2015). Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio* 44 (Suppl. 1), S17–S27. DOI.ORG/10.1007/s13280-014-0585-9.
- Dahle B, Wallin K, Cederlund G, Persson I-L, Selvaag LS, Swenson JE (2013). Predation on adult moose *Alces alces* by European brown bears *Ursus arctos*. *Wildlife Biology* 19, 165–169. DOI.ORG/10.2981/10-113.
- Dahlgren R.B, Korschagen C.E (1992). Human disturbance of waterfowl: An annotated bibliography. *Resource Publication* 188. Washington DC, USA. Fish and Wildlife Leaflet 13.2.15.
- Dahlström A, Cousins S, Eriksson O (2006). The history (1620–2003) of land use, people and livestock, and the relationship to present plant species diversity in a rural landscape in Sweden. *Environment and History* 12, 191–212. DOI.ORG/10.3197/096734006776680218
- Dallimer M, Irvine KN, Skinner AMJ, Davies ZG, Rouquette JR, Maltby LL Warren PH, Armsworth PR, Gaston KJ (2012). Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience* 62, 47–55. doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.9
- Danell K, Bergström R (2016a). Kollektivisering och kunskapsbaserad viltförvaltning, 1938–1967. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Bergström R (2016b). Stadgor och jaktmonopol, 1634–1789. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Bergström R (2016c). Allmogen fick jakträtten åter, 1789–1870. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Bergström R (2016d). En viltförvaltning i sin linda. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Bergström R (2016e). Uppbyggnad och fokusförändring, 187–1938. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Tunón H (2016). Nyttjande av vilt. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Danell K, Mattsson L, Bergström R (2016a). Jakt och fångst. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.

Danell K, Bergström B, Mörner T (2016b). Praktisk jaktvård och viltvård. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.

Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, Aznar O, Boyd JW, Chan KMA, Costanza R m.fl. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (23), 8812–8819. doi.org/10.1073/pnas.1114773109

Davis ML, Stephens PA, Kjellander P (2016). Beyond climate envelope projections: roe deer survival and environmental change. *The Journal of Wildlife Management* 80, 452–464. DOI.ORG/10.1002/jwmg.1029.

Dereliev SG (2006). The red-breasted boose *Branta ruficollis* in the new millennium: A thriving species or a species on the brink of extinction? Ur: *Waterbirds around the world*. Red. GC Boere, CA Galbraith, DA Stroud. Edinburg: The Stationery Office. ISBN

Dessborn L, Hessel R, Elmberg J (2016). Geese as vectors of nitrogen and phosphorous to freshwater systems. *Inland Waters* 6, 111–122. DOI.ORG/10.5268/IW-6.1.897.

Deutsche Jagdverband (2017). Projekt Fellwechsel. Elektronisk resurs: <http://fellwechsel.org/>

Diaz S, Pascual U, Stenseke M, Martin-Lopez B, Watson RT, Molnár Z, Hill R, Chan KM, Baste IA, Brauman KA m.fl. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science* 359, 270–272. DOI.ORG/10.1126/science.aap8826

Dickman AJ, Macdonald EA, Macdonald DW (2011). A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human–carnivore coexistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 13937–13944. DOI.ORG/10.1073/pnas.1012972108.

Dirke K (2016). Berättelser om jakt. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.

Doctorman LE, Boman M (2016). Perceived health state and willingness to pay for outdoor recreation: an analysis of forest recreationists and hunters. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 611–617. DOI.ORG/10.1080/02827581.2016.1143024.

Drake L (1999). The Swedish agricultural landscape – economic characteristics, valuations and policy options. *International Journal of Social Economics* 26, 1042–1062. DOI.ORG/10.1108/03068299910245813.

Dressel S, Ericsson G, Sandström C (2018). Mapping social-ecological systems to understand the complexity underlying wildlife management. *Environmental Science & Policy* 84, 105–112. doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.007

- Drewitt A (2007). Birds and recreational disturbance. *Ibis* 149, 1–2.
- Ds 2017: 32. Biologisk mångfald och ekosystemtjänster- Kontrollstation 2016. Miljö och energidepartementet. Wolters Kluwer, Stockholm. Elektronisk resurs: http://www.regeringen.se/4a029e/contentassets/f69aea3d22a849c6a74a3f87541758de/ds-2017_32-biologisk-mangfald-och-ekosystemtjanster-kontrollstation-2016.pdf
- Edenius L, Ericsson G, Näslund P (2002). Selectivity by moose vs. the spatial distribution of aspen: a natural experiment. *Ecography* 25, 289–294. DOI. ORG/10.1034/j.1600-0587.2002.250305.x
- Edenius L, Kempe G, Bergström R, Danell K, Ericsson G (2008). *Föryngring av asp i Sveriges skogar 1953–2007*. Fakta Skog 2008: 14. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Edenius L, Ericsson G, Kempe G, Bergström R, Danell K (2011). The effects of changing land use and browsing on aspen abundance and regeneration: a 50-year perspective from Sweden. *Journal of Applied Ecology* 48, 301–309. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01923.x
- Edenius L, Ericsson G (2015). Effects of ungulate browsing on recruitment of aspen and rowan: a demographic approach. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30, 283–288. DOI.ORG/10.1080/02827581.2014.999823.
- Edgell J, Williams G (1992). The financial value and economic valuation of goose grazing in the European Community. In *Waterfowl and agriculture: review and future perspective, International wetlands and Waterbird Research Bureau Special Publication* 21. Slimbridge, United Kingdom.
- Ednarsson M (2006). Attitudes towards large carnivores and carnivore tourism among tourism entrepreneurs in Sweden. *Journal of Alpine Research* 94, 58–67. DOI.ORG/10.3406/rga.2006.5591.
- Eggers J, Lindhagen A, Lind T, Lämås T, Öhman K (2018). Balancing landscape-level forest management between recreation and wood production. *Urban Forestry & Urban Greening* 33, 1–11. doi.org/10.1016/j.ufug.2018.04.016
- Ehrmann S, Liira J, Gärtner S, Hansen K, Brunet J, Cousins SAO, Deconchat M m.fl. (2017). Environmental drivers of *Ixodes ricinus* abundance in forest fragments of rural European landscapes. *BMC Ecology* 17, 31. DOI.ORG/10.1186/s12898-017-0141-0.
- Eklund A, Mattisson J, Höglund L, Tovmo M (2017). *Inventering av järv 2017. Bestandsövervakning av jerv i 2017. Bestandsstatus for store rovdyr i Skandinavia. Bestandsstatus för stora rovdjur i Skandinavien*. Grimsö och Trondheim. Rapport 3-2017.
- Elfström M, Zedrosser A, Jerina K, Støen O-G, Kindberg J, Budic L, Jonozovič M, Swenson JE (2014a). Does despotic behavior or food search explain the occurrence of problem brown bears in Europa? *The Journal of Wildlife Management* 78, 881–893. DOI.ORG/10.1002/jwmg.727.

Elfström M, Dvey ML, Zedrosser A, Müller M, De Barba M, Støen O-G, Miquel C, Taberlet P m.fl. (2014b). Do Scandinavian brown bears approach settlements to obtain high-quality food? *Biological Conservation* 178, 128–135. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2014.08.003.

Elmberg J, Hassel L, Fox AD, Dalby L (2014). Interpreting seasonal range shifts in migratory birds: a critical assessment of ‘short-stopping’ and a suggested terminology. *Journal of Ornithology* 155, 571–579. doi.org/10.1007/s10336-014-1068-2

Elmberg J, Månsson J (2018). Fakta för förvaltare: *Gäss och svanar. Kunskapssammanställning om bete, övergödning, smittspridning och skydds jakt*. Naturvårdsverket, Stockholm. ISBN 978-91-620-8793-7.

Elmhagen B, Ludwig G, Rushton SP, Helle P, Lindén H (2010). Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79 (4), 785–794. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2656.2010.01678.x.

Elmhagen B, Berteaux D, Burgess RM, Ehrich D, Gallant D, Henttonen H, Ims RA, Killengreen ST m.fl. (2017). Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research* 36, suppl 1:3. DOI.ORG/10.1080/17518369.2017.1319109.

Elofsson K, Tei Mensah J, Kjellander P (2017). Optimal management of two ecologically interacting deer species—reality matters, beliefs don’t. *Natural Resource Modeling*. 30:e12137. https://doi.org/10.1111/nrm.12137

Emmerson M, Morales MB, Onate JJ, Batry P, Berendse F, Liira J, Aavik T, Guerrero I m.fl. (2016). How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. *Advances in Ecological Research* 55, 43–97. DOI.ORG/doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005.

Epstein G, Vogt JM, Mincey SK, Cox M Fischer BC (2013). Missing ecology: integrating ecological perspectives with the social-ecological system framework. *International Journal of the Commons* 7, 432–453. DOI.ORG/10.18352/ijc.371.

Ericsson G, Bostedt G, Kindberg J (2008). Wolves as a symbol of people’s willingness to pay for large carnivore conservation. *Society and Natural Resources* 21, 294–309. DOI.ORG/10.1080/08941920701861266.

Ericsson G, Edenius L, Sundström D (2001). Factors affecting browsing by moose (*Alces alces* L.) on aspen (*Populus tremula* L.) in a managed boreal landscape. *Ecoscience* 8, 344–349. DOI.ORG/10.1080/11956860.2001.11682662.

Ericsson G, Eriksson T, Laitila T, Sandström C, Willebrand T och Öhlund G (2005). *Delrapport om jakt och fiske – omfattning, betydelse och förvaltning*. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet. FjällMistrarapport 14. ISSN 1652–3822.

- Ericsson G, Heberlein TA (2004). Attitudes of hunters, locals, and the general public in Sweden now that the wolves are back. *Biological Conservation* 111, 149–159. DOI.ORG/10.1016/S0006-3207(02)00258-6.
- Ericsson G, Heberlein TA, Karlsson J, Bjärvall A, Lundvall A (2004). Support for hunting as a means of wolf *Canis lupus* population control in Sweden. *Wildlife Biology* 10, 269–276. DOI.ORG/10.2981/wlb.2004.032
- Ericsson G, Kindberg J, Bostedt G (2007). Willingness to pay (WTP) for wolverine *Gulo gulo* conservation. *Wildlife Biology*, 13 (suppl. 2), 2–13. DOI.ORG/10.2981/0909-6396(2007)13[2:WTPFW]2.0.CO;2.
- Ericsson G, Sandström C, Kindberg J, Støen O (2010) Om svenskars rädsla för stora rovdjur, älg och vildsvin. Rapport 2010:1. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Eriksen A, Wabakken P, Zimmermann B, Andreassen HP, Arnemo JM, Gundersen H, Milner JM m.fl. (2009). Encounter frequencies between GPS-collared wolves (*Canis lupus*) and moose (*Alces alces*) in a Scandinavian wolf territory. *Ecological Research* 24, 547–557. DOI.ORG/10.1007/s11284-008-0525-x.
- Eriksson M, Sandström C, Ericsson G (2015). Direct experience and attitude change towards bears and wolves. *Wildlife Biology* 21, 131–137. DOI.ORG/10.2981/wlb.00062.
- Eriksson M (2016a). *Changing attitudes to Swedish wolf policy – Wolf return, rural areas and political alienation*. Diss. Umeå. Statsvetenskapliga institutionen, Umeå universitet. ISBN 978-91-7601-632-9.
- Eriksson M (2016b). Rurality and collective attitude effects on wolf policy. *Sustainability* 8, 711. DOI.ORG/10.3390/su8080711.
- Eriksson M, Hansson-Forman K, Ericsson G, Sandström C (2018). Viltvårdsavgiften En studie av svenskarnas vilja att betala det statliga jaktkortet. Naturvårdsverkets Rapport 6853. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6853-0.pdf?pid=23787>
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR m.fl. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science* 333, 301. DOI.ORG/10.1126/science.1205106.
- EU (2013). Overview of CAP reform 2014–2020. Elektronisk resurs: http://ec.europa.eu/agriculture/policy-perspectives/policy-briefs/05_en.pdf
- Eythorsson E, Tombre IM, Madsen J (2017). Goose management schemes to resolve conflicts with agriculture: theory, practice and effects. *Ambio* 46, S231–S240. doi.org/10.1007/s13280-016-0884-4.
- Ezebile EE (2012). Forest stakeholder participation in improving game habitat in Swedish forests. *Sustainability* 4, 1580–1595. DOI.ORG/10.3390/su4071580.

- Fenger MT, Nyegaard T, Jorgensen MF (2016). Monitoring of common bird species in Denmark 1975–2015. *Annual report of the point count programme*. Copenhagen. BirdLife Denmark
- Fielding D, Newey S, van der Wal R, Irvine RV (2014). Carcass provisioning to support scavengers: evaluating a controversial nature conservation practice. *Ambio* 43, 810–819. DOI.ORG/10.1007/s13280-013-0469-4.
- Filla M, Premier J, Magg N, Dupke C, Khorozyan I, Waltert M, Bufka L, Heurich M (2017). Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. *Ecology and Evolution* 7, 6367–6381. DOI.ORG/10.1002/ece3.3204
- Filyushkina A, Strange N, Löf M, Ezebilo EE, Boman M (2016). Non-market forest ecosystem services and decision support in Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 99–110. DOI.ORG/10.1080/02827581.2015.1079643.
- Finney SK, Pearce-Higgins, JW, Yalden DW (2005). The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. *Biological Conservation* 121(1), 53–63. doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.009
- Fischer A, Eastwood A (2016). Coproduction of ecosystem services as human–nature interactions— An analytical framework. *Land Use Policy* 52, 41–50.
- Fischer J, Brosi B, Daily GC, Ehrlich PR, Goldman R, Goldstein J, Lindenmayer DB, Manning AD, Mooney HA, Pejchar L, Ranganathan J, Tallis H (2008). Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers of Ecology and the Environment* 6(7), 380–385. DOI:10.1890/070019
- Ford H, Garbutt A, Jones L, Jones DL (2013) Grazing management in saltmarsh ecosystems drives invertebrate diversity, abundance and functional group structure. *Insect Conservation and Diversity* 6, 189–200. DOI.ORG/10.1111/j.1752-4598.2012.00202.x
- Fox AD, Kahlert J (2003). Repeated grazing of a salt marsh grass by moulting greylag geese *Anser anser*- Does sequential harvesting optimise biomass or protein gain? *Journal of Avian Biology* 34, 89–96. DOI.ORG/10.1034/j.1600-048X.2003.03071.x
- Fox AD, Madsen J, Boyd H, Kuijken E, Norriss DW, Tombre IM, Strod DA (2005). Effects of agriculture change on abundance, fitness components and distribution of two Arctic-nesting goose populations. *Global Change Biology* 11, 881–893. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2486.2005.00941.x
- Fox AD, Ebbsing BS, Mitchell C, Heinicke T, Aarvak T, Colhoun K, Clausen P m.fl. (2010). Current estimates of goose population sizes in the western Palearctic, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20, 115–127.

Fox AD, Elmberg J, Tombre IM, Hessel R (2017). Agriculture and herbivorous waterfowl: a review of the scientific basis for improved management. *Biological Reviews* 92, 854–877. DOI.ORG/10.1111/brv.12258.

Frank J, Eklund A (2017). Poor construction, not time, takes its toll on subsidised fences designed to deter large carnivores. *PLoS ONE* 12(4): e0175211, 1–10. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0175211.

Frank J, Månsson J och Zetterberg A (2016). *Viltskadestatistik 2015. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda*. Uppsala: Viltskadecenter, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport från Viltskadecenter 2016, 1.

Gamfeldt L, Snäll T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen MC, Fröberg M, Stendahl J, Philipson CD, Mikusiński G, Andersson E, Westerlund B, Andrén H, Moberg F,

Moen J, Bengtsson J (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4, 1340. doi.org/10.1038/ncomms2328

Gangaas KE, Kaltenborn BP, Andreassen HP (2015). Environmental attitudes associated with large-scale cultural differences, not local environmental conflicts. *Environmental Conservation* 42, 41–50. doi:10.1017/S037689291400012510.1017/S0376892914000125.

Gascoigne WR, Hoag D, Koontz L, Tangen BA, Shaffer TL, Gleason RA (2011). Valuing ecosystems and economic services across land-use scenarios in the Prairie Pothole region of the Dakotas, USA. *Ecological Economics* 70, 1715–1725. DOI.ORG/10.1016/j.ecolecon.2011.04.010

Gehr B, Hofer EJ, Muff S, Ryser A, Vimercati E, Vogt K, Keller LF (2017). A landscape of coexistence for a large predator in a human dominated landscape. *Oikos* 126, 1389–1399. DOI.ORG/10.1111/oik.04182.

Gentsch R. 2017. Socio-ecological predictors of moose body condition across a latitudinal gradient in Sweden. Examensarbete, Filosofie magisternivå. SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö. Elektronisk resurs: <https://stud.epsilon.slu.se/13054/>

Gervasi V, Nilsen EB, Sand H, Panzacchi M, Rauset GR, Pedersen HC, Kindberg J, m.fl. (2012). Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore–ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology* 81, 443–454. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2656.2011.01928.x.

Gilbert SL, Sivy KJ, Pozzanghera CB, DuBour A, Overduijn K, Smith MM, Zhou J m.fl. (2016). Socioeconomic benefits of large carnivore recolonization through reduced wildlife-vehicle collisions. *Conservation Letters* 10, 430–438. DOI.ORG/10.1111/conl.12280.

- Gill JA, Norris K, Sutherland WJ (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation* 97, 265–268. DOI.ORG/10.1016/S0006-3207(00)00002-1.
- Graaf van der AJ, Bos D, Loonen MJJE, Engelman M Drent RJL, 2002. Short-term and long-term facilitation of goose grazing by livestock in the Dutch Wadden Sea area. *Journal of Coastal Conservation* 8, 179–188. doi.org/10.1652/1400-0350(2002)008[0179:SALFOG]2.0.CO;2
- Gray JS (1998). The ecology of ticks transmitting *Lyme borreliosis*. *Experimental and Applied Acarology* 22, 249–258.
- Green AJ, Elmberg J (2014) Ecosystem services provided by water birds. *Biological Reviews* 89 (1), 105–22. DOI.ORG/10.1111/brv.12045.
- Green M, Haas F, Lindström Å (2018). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport 2017. Rapport, Biologiska Institutionen, Lunds universitet. 95 s.
- Grime JP (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242, 344–347.
- Groot Bruinderink GWTA (1989). The impact of wild geese visiting improved grasslands in the Netherlands. *Journal of Animal Ecology* 26, 131–146. DOI.ORG/10.2307/2403656
- Gunnarsdotter Y (2006). Hunting Tourism as Ecotourism: Conflicts and Opportunities. I *Ecotourism in Scandinavia: Lessons in Theory and Practice*, Redaktörer S. Gossling & J. Hultman. Ecotourism Book Series, CABI.
- Gustafsson R, Ingelög T (1994). *Det nya landskapet: kunskap och idéer om naturvård, skogsodling och planering i kulturbygd*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Gärdenfors U (2005). *Rödlistade arter i Sverige 2005*. Red. U. Gärdenfors. SLU Publikationsservice, Uppsala.
- Götmark F, Berglund Å, Wiklander K (2005). Browsing damage on broad-leaved trees in semi-natural temperate forest in Sweden, with a focus on oak regeneration. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 223–234. DOI.ORG/10.1080/02827580510008383.
- Götmark F, Kiffer C (2014) Regeneration of oaks (*Quercus robur/Q-petrea*) and three other tree species during long-term succession after catastrophic disturbance (windthrow). *Plant Ecology* 215, 1067–1080. DOI.ORG/10.1007/s11258-014-0365-4
- Haas F, Nilsson L (2017). Inventering av rastande och övervintrande sjöfåglar och gäss i Sverige. Årsrapport för 2016/2017. Rapport, Biologiska Institutionen, Lunds Universitet

- Haemig PD, Lithner S, Sjöstedt de Luna S, Lundkvist Å, Waldenström J, Hansson L, Arneborn M m.fl. (2008). Red fox and tick-borne encephalitis (TBE) in humans: Can predators influence public health? *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* 40, 527–532. DOI.ORG/10.1080/00365540701805446.
- Haemig PD, Sjöstedt de Luna S, Grafström A, Lithner S, Lundkvist Å, Waldenström J, Kindberg J m.fl. (2011). Forecasting risk of tick-borne encephalitis (TBE): Using data from wildlife and climate to predict next year's number of human victims. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* 43, 366–372. DOI.ORG/10.3109/00365548.2011.552072.
- Hahn T, Heinrup M, Lindborg R (2017). Landscape heterogeneity correlates with recreational values: a case study from Swedish agricultural landscapes and implications for policy, *Landscape Research*, DOI:10.1080/01426397.2017.1335862.
- Hake M, Månsson J, Wiberg A (2010). A working model for preventing crop damage caused by increasing goose populations in Sweden. *Ornis Svecica* 20: 225–233.
- Hansen K, Malmaeus M (2016) Ecosystem services in Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 626–640. DOI.ORG/10.1080/02827581.2016.1164888.
- Haroldson KJ, Kimmel RO, Riggs MR, Berner AH (2006). Association of ring-necked pheasant, gray partridge, and meadowlark abundance to conservation reserve program grasslands. *Journal of Wildlife Management* 70, 1276–1284.
- Heberlein TA, Ericsson G (2008). Public attitudes and the future of wolves *Canis lupus* in Sweden. *Wildlife Biology* 14, 391–394. DOI.ORG/10.2981/0909-6396(2008)14[391:PAATFO]2.0.CO;2.
- Heberlein TA (2012). *Navigating environmental attitudes*. New York, Oxford University Press. ISBN 978-0-19-977332-9.
- Hedenås H, Blomberg P, Ericsson L (2007). Significance of old aspen (*Populus tremula*) trees for the occurrence of lichen photobionts. *Biological Conservation* 135: 380–387. doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.008
- Hedwall PO, Brunet J, Nordin A, Bergh J (2013). Changes in the abundance of keystone forest floor species in response to changes of forest structure. *Journal of Vegetation Science* 24, 296–306. doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01457.x
- Hegland SJ, Lilleeng MS, Moe SR (2013). Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. *Forest Ecology and Management* 310, 267–274. doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.031
- Heikkilä R, Aarnio J (2001). Forest owners as moose hunters in Finland. *Alces* 37, 89–95.

Helldin JO, Liberg O, Glöersen G (2006). Lynx (*Lynx lynx*) killing red foxes (*Vulpes vulpes*) in boreal Sweden – frequency and population effects. *Journal of Zoology* 270, 657–663. DOI.ORG/10.1111/j.1469-7998.2006.00172.x.

Helldin JO, Danielsson AV (2007) Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by lynx *Lynx lynx*. *Wildlife Biology* 13, 475–480. DOI.ORG/10.2981/0909-6396(2007)13[475:CIRFVV]2.0.CO;2.

Helldin JO, Jung J, Neuman W, Olsson M, Skarin A, Widemo F (2012). *Vindkraftens effekter på landlevande däggdjur – en syntesrapport*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6499. ISBN 978-91-620-6499-0.

Herder den M, Kouki J, Ruusila V (2009). The effects of timber harvest, forest fire, and herbivores on regeneration of deciduous trees in boreal pine-dominated forests. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 712–722. DOI.ORG/10.1139/X08-208

Hermelingmeier V, Nicholas KA (2017) Identifying Five Different Perspectives on the Ecosystem Services Concept Using Q Methodology. *Ecological Economics* 136, 255–265. DOI.ORG/10.1016/j.ecolecon.2017.01.006

Hidding B, Nolet, BA, de Boer T, de Vries PP, Klaassen M (2010). Above- and below-ground vertebrate herbivory may each favour a different subordinate species in an aquatic plant community. *Oecologia* 162, 199–208. DOI.ORG/10.1007/s00442-009-1450-6

Hiedanpää J, Borgström S (2014). Why do some institutional arrangements succeed? Voluntary protection of forest biodiversity in southwestern Finland and of the golden eagle in Finnish Lapland. *Nature Conservation* 7, 29–50. DOI.ORG/10.3897/natureconservation.7.6497.

Hilding-Rydevik T, Blicharska M (2016). *Ekosystemtjänster i praktiken*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6724. ISBN 978-91-620-6724-3.

Hill D, Hockin D, Price D, Tucker G, Morris R, Treweek J (1997). Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. *Journal of Applied Ecology* 34, 275–288. DOI.ORG/10.2307/2404876

Hirschfeld A, Heyd A (2005). Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. *Berichte zum Vogelschutz* 42, 47–74.

Hobbs NT (1996). Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60, 695–713. DOI.ORG/10.2307/3802368

Hofmann RR (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78, 443. DOI.ORG/10.1007/BF00378733.

Hofmeester TR, Jansen PA, Wijnen HJ, Copian EC, Fonville M, Prins HHT, Sprong H m.fl. (2017). Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. *Proceedings of the Royal Society B* 284, 20170453. DOI.ORG/10.1098/rspb.2017.0453.

- Hyvärinen E, Kouki J (2006). Fire and green-tree retention in conservation of red-listed and rare deadwood-dependent beetles in Finnish boreal forests. *Conservation Biology* 20, 1711–1719. doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00511.x
- Hyvärinen E, Kouki J, Martikainen P (2009) Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conservation & Diversity* 2, 93–105. doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00048.x
- Hånell B (2006). Effektiv skogsskötsel på torvmarker. I: Strömngren M. (red). *Växthuseffekt och skogsproduktion: Hur ska vi hantera våra dikade skogsmarker?* SLU, Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 90.
- Hølleland H, Skrede J, Bech Holmgaard S (2017). Cultural heritage and ecosystem services: A literature review. *Conservation and Management of Archaeological Sites* 19 (3), 210–237. DOI.ORG/10.1080/13505033.2017.1342069.
- Ims RA, Yoccoz NG, Bråthen KA, Fauchald P, Tveraa T, Hausner V (2007). Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* 10, 607–622. doi.org/10.1007/s10021-007-9060-9
- Ims RA, Henden JA (2012) Collapse of an arctic bird community resulting from ungulate-induced loss of erect shrubs. *Biological Conservation* 149, 2–5. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2012.02.008.
- Inger R, Cox DTC, Per E, Norton BA, Gaston KJ (2016). Ecological role of vertebrate scavengers in urban ecosystems in the UK. *Ecology and Evolution* 6, 7015–7023. DOI.ORG/10.1002/ece3.2414.
- IPBES (2017). *The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Elektronisk resurs: <https://www.ipbes.net/>
- Jaensson TGT, Jaensson DGE, Eisen L, Petersson E, Lindgren E (2012a). Changes in the geographical distribution and abundance of the tick *Ixodes ricinus* during the past 30 years in Sweden. *Parasites & Vectors* 5, 8. DOI10.1186/1756-3305-5-8.
- Jaensson TGT, Hjertqvist M, Bergström T, Lundkvist Å (2012b). Why is tick-borne encephalitis increasing? A review of the key factors causing the increasing incidence of human TBE in Sweden. *Parasites & Vectors* 5, 184. DOI.ORG/10.1186/1756-3305-5-184.
- Janzen DH (1984). Dispersal of small seeds by big herbivores – foliage is the fruit. *American Naturalist* 123, 338–353. DOI.ORG/10.1086/284208
- Jarnemo A, Liberg O (2005). Red fox removal and roe deer fawn survival – a 14-year study. *Journal of Wildlife Management* 69, 1090–1098. DOI.ORG/10.2193/0022-541X(2005)069[1090:RFRARD]2.0.CO;2.
- Jarnemo A, Minderman J, Bunnefeld N, Zidar J, Månsson J (2014). Managing landscapes for multiple objectives: alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. *Ecosphere* 5, 1–14. doi.org/10.1890/ES14-00106.1

- Jasmin JN, Rochefort L, Gauthier G (2008). Goose grazing influences the fine-scale structure of a bryophyte community in arctic wetlands. *Polar Biology* 31, 1043–1049. DOI.ORG/10.1007/s00300-008-0443-y
- Jensen AM, Götmark F, Löf M (2012) Shrubs protect oak seedlings against ungulate browsing in temperate broadleaved forests of conservation interest: A field experiment. *Forest Ecology and Management* 266, 187–193. doi:10.1016/j.foreco.2011.11.022
- Jensen NR, Webster CR, Witt JC, JBG Grant (2011). Ungulate winter habitat selection as a driver of herbaceous-layer heterogeneity in northern temperate forests. *Ecosphere* 2(6), 1–16. doi.org/10.1890/ES10-00189.1
- de Jong J (2002). *Populationsförändringen hos skogslevande arter i relation till landskapets utveckling*. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald. CBM:s skriftserie 7.
- Jonker RM, Eichhorn G, van Langevelde F, Bauer S (2010). Predation Danger Can Explain Changes in Timing of Migration: The Case of the Barnacle Goose. *PLOS ONE* 5, e11369. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0011369
- Jonsson A, Jonsson T, Toräng P (2017). *Utvärdering av Hornborgasjöns restaurering: måluppfyllelse och effekter på biologisk mångfald med fokus på vegetation och fågelfauna*. Naturvårdsverket rapport.
- Jonsson M, Bengtsson J, Gamfeldt L, Moen J (2019). Levels of forest ecosystem services depend on specific mixtures of commercial tree species. *Nature Plants* 5, 141–147. doi.org/10.1038/s41477-018-0346-z
- Jonzén N, Sand H, Wabakken P, Swenson JE, Kindberg K, Liberg O, Chapron G (2013). Sharing the bounty – Adjusting harvest to predator return in the Scandinavian human–wolf–bear–moose system. *Ecological Modelling* 265, 140–148. DOI.ORG/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.017.
- Jordbruksverket (2004). *Mer småbiotoper i slättbygden – förslag till en strategi för ökad biologisk mångfald*. Jönköping: Jordbruksverket. Jordbruksverkets Rapport 2004, 23. ISBN
- Jordbruksverket (2017). Mångfald på slätten. Elektronisk resurs: <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoklimat/ettriktodlingslandskap/mangfaldpaslatten.4.e01569712f24e2ca09800012316.html>
- Junninen K, Penttilä R, Martikainen P (2007). Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity & Conservation* 16 (2), 475–490. DOI.ORG/10.1007/s10531-005-6227-6
- Kahl RB, Samson FB (1984). Factors affecting yield in winter wheat grazed by geese. *Wildlife Society Bulletin* 12:256-262

- Kaltenborn BP, Andersen O, Vittersø J, Bjerke TK (2012). Attitudes of Norwegian ptarmigan hunters towards hunting goals and harvest regulations: the effects of environmental orientation. *Biodiversity and Conservation* 21, 3369–3384. doi.org/10.1007/s10531-012-0368-1
- Kaltenborn BP, Andersen O, Linnell JDC (2013). Is hunting large carnivores different from hunting ungulates? Some judgments made by Norwegian hunters. *Journal for Nature Conservation* 21, 326–333. DOI.ORG/10.1016/j.jnc.2013.05.004.
- Kangas K, Luoto M, Ihantola A, Tomppo E, Siikamäki P (2010). Recreation-induced changes in boreal bird communities in protected areas. *Ecological Applications* 20, 1775–1786. DOI.ORG/10.1890/09-0399.1.
- Kardell Ö (2016). Swedish forestry, forest pasture grazing by livestock, and game browsing pressure since 1900. *Environment and History* 22, 561–587. doi.org/10.3197/096734016X14727286515817
- Kaarlejärvi E, Eskelinen A, Olofsson J (2017). Herbivores rescue diversity in warming tundra by modulating trait-dependent species losses and gains. *Nature Communications* 8, 419. DOI.ORG/10.1038/s41467-017-00554-z.
- Karlsson J, Brøseth H, Sand H, Andrén A (2007). Predicting occurrence of wolf territories in Scandinavia. *Journal of Zoology* 272, 276–283. DOI.ORG/10.1111/j.1469-7998.2006.00267.x.
- Karlsson J, Johansson Ö (2010). Predictability of repeated carnivore attacks on livestock favours reactive use of mitigation measures. *Journal of Applied Ecology* 47, 166–171. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2664.2009.01747.x.
- Kauhala K, Kowalczyk R (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57 (5), 584–598. DOI.ORG/10.1093/czoolo/57.5.584
- Kempe G, Dahlqvist J (2016). *Uppföljning av miljötilståndet i skogslandskapet baserat på Riksskogstaxeringen*. Länsstyrelsen i Norrbotten. Diarienummer: 502-421-2015.
- Khalil H (2017). *Puumala virus dynamics in bank voles along habitat and community gradients: the ecology and risk of an emerging infectious disease*. Diss. Uppsala. Institutionen för vilt, fisk och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet 2017, 32. ISSN 1652-6880.
- Khalil H, Ecke F, Evander M, Hörnfeldt B (2016a). Selective predation on hantavirus-infected voles by owls and confounding effects from landscape properties. *Oecologia* 181, 597–606. DOI.ORG/10.1007/s00442-016-3580-y
- Khalil H, Ecke F, Evander M, Magnusson M, Hörnfeldt B (2016b). Declining ecosystem health and the dilution effect. *Scientific Reports* 6, 31314. DOI.ORG/ 10.1038/srep31314.

- Kjellander P, Nordström J (2003). Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics – a test of the alternative prey hypothesis. *Oikos* 101, 338–344. ISSN 0030-1299.
- Klaassen M, Bauer S, Madsen J, Tombre I (2006) Modelling Behavioural and Fitness Consequences of Disturbance for Geese along Their Spring Flyway. *Journal of Applied Ecology* 43, 92–100. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01109.x
- Kleijn D, Sutherland WJ (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947–969. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x
- Koffijberg K, Schekkerman H, van der Jeugd H, Hornman M, van Winden E (2017). Responses of wintering geese to the designation of goose foraging areas in the Netherlands. *Ambio* 46 (Suppl 2), 241–250. DOI.ORG/10.1007/s13280-016-0885-3.
- Kojola I, Heikkinen S (2012). Problem brown bears *Ursus arctos* in Finland in relation to bear feeding for tourism purposes and the density of bears and humans. *Wildlife Biology* 18, 258–263. DOI.ORG/10.2981/11-052.
- Kojola I, Hallikainen V, Mikkola K, Gurarie E, Heikkinen S, Kaartinen S, Nikula A m.fl. (2016). Wolf visitations close to human residences in Finland: The role of age, residence density, and time of day. *Biological Conservation* 198, 9–14. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2016.03.025.
- Kollander B, Sundström B, Widemo F, Ågren E (2014). *Bly i viltkött: Del 1-ammunitionsrester och kemisk analys*. SLV Rapport 2014, 18. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2014/bly-i-viltkott---del-1-ammunitionsrester-och-kemisk-analys.pdf>
- Koschke L, van der Meulen S, Frank S, Schneidergruber A, Kruse M, Fürst C, Neubert E, Ohnesorge B, Schröder C, Müller F, Bastian O (2014). Do You Have 5 Minutes To Spare? –The Challenges Of Stakeholder Processes In Ecosystem Services Studies. *Landscape Online* 37, 1–25. DOI.ORG/10.3097/LO.201437
- Koskela A, Kojola I, Aspi J, Hyvärinen M (2013a). Effect of reproductive status on the diet composition of wolverines (*Gulo gulo*) in boreal forests of eastern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 50, 100–106. DOI.ORG/10.5735/086.050.0109.
- Koskela A, Kaartinen S, Aspi J, Kojola I, Helle P och Rytönen S (2013b). Does grey wolf presence affect habitat selection of wolverines? *Annales Zoologici Fennici* 50, 216–224. DOI.ORG/10.5735/085.050.0405.
- Kowalczyk R, Zalewski A, Jędrzejewska B, Ansorge H, Bunevich AN (2009). Reproduction and mortality of invasive raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in the Białowieża Primeval Forest (eastern Poland). *Annales Zoologici Fennici* 46, 291–301. DOI.ORG/10.5735/086.046.0406.

- Krange O, Sandström C, Tangeland T, Ericsson G (2017). Approval of wolves in Scandinavia: A comparison between Norway and Sweden. *Society & Natural Resources* 30, 1127–1140. DOI.ORG/10.1080/08941920.2017.1315652.
- Kruckenbergh H, Bellebaum J, Wille V (2007). Fluchtdistanzen nordischer Gänse entlang des Zugwegs. *Vogelwarte* 45.
- Kubasiewicz LM, Bunnefeld N, Tulloch IT, Quine CP, Park KJ (2016). Diversionary feeding: an effective management strategy for conservation conflict? *Biodiversity & Conservation* 25, 1–22. DOI.ORG/10.1007/s10531-015-1026-1.
- Kuijper DPJ, Cromsigt JPGM, Churski M, Adam B, Jędrzejewska B, Jędrzejewski W (2009) Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258, 1528–1535. doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.010
- Kuijper DPJ, Sahlén E, Elmhagen B, Chamaille-Jammes S, Sand H, Lone K, Cromsigt JPGM (2016). Paws without claws? Ecological effects of large carnivores in anthropogenic landscapes. *Proceedings of the Royal Society B* 283: 20161625. DOI.ORG/10.1098/rspb.2016.1625.
- Kvastegård E, Ericsson G, Sandström C (2013). Vargen påverkar jakten – men inte markpriset. FaktaSkog 2013:6, Sveriges lantbruksuniversitet. Elektronisk resurs: https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forsknpopvet-dok/faktaskog/faktaskog13/faktaskog_06_2013.pdf
- Lamy T, Liss KN, Gonzalez A, Bennett EM (2016). Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environmental Research Letters* 11, 124017. DOI.ORG/10.1088/1748-9326/11/12/124017.
- Landsskogstakseringen (2017). Elektronisk resurs: http://www.skogoglandskap.no/temaer/statistikk_fra_landsskogstakseringen/subject_view
- Larson CL, Reed SE, Merenlender AM, Crooks KR (2016). Effects of Recreation on Animals Revealed as Widespread through a Global Systematic Review PLoS ONE 11(12), 1–21. DOI:10.1371/journal.pone.0167259
- Larsson K.(2017) Personlig kommunikation Kjell Larsson.
- Laurans Y, Mermet L (2014). Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy? *Ecosystem Services* 7, 98–105. DOI.ORG/10.1016/j.ecoser.2013.10.002
- Laurans Y, Rankovic A, Billé R, Pirard R, Mermet L (2013). Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management* 119, 208–219. doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.008
- Lennartsson T (2005). *Fragmenterat landskap – en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald*. Jönköping: Jordbruksverket. Jordbruksverket Rapport 2005, 9. https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra05_9.pdf

- Leonardsson J, Löf M, Götmark F (2015). Exclosures can favour natural regeneration of oak after conservation-oriented thinning in mixed forests in Sweden: A 10-year study. *Forest Ecology and Management* 354, 1–9. DOI.ORG/10.1016/j.foreco.2015.07.004
- Levi T, Kilpatrick AM, Mangel M, Wilmers CC (2012). Deer, predators, and the emergence of Lyme disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 10942–10947. DOI.ORG/10.1073/pnas.1204536109.
- Liberg O, Andrén H (2006) *Lodjursstammen i Sverige 1994–2004. En utvärdering av inventeringsresultat och metoder*. Grimsö: Viltskadecenter. Rapport. ISBN 978-91-976324-0-9
- Ligné D. 2004. New technical and alternative silvicultural approaches to pre-commercial thinning. Doktorsavhandling Sveriges lantbruksuniversitet, Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Elektronisk resurs: <https://pub.epsilon.slu.se/675/1/Silvestria331.pdf>
- Lilleeng MS, Hegland SJ, Rydgren K, Moe SR (2016). Red deer mediate spatial and temporal plant heterogeneity in boreal forests. *Ecological Research* 31, 777–784. doi.org/10.1007/s11284-016-1391-6
- Lindqvist S, Sandström C, Bjärstig T, Kvastegård E (2014). The changing role of hunting – from subsistence to ecosystem stewardship. *Alces* 50, 35–51.
- Lindström ER, Andrén H, Angelstam P, Cederlund G, Hörnfeldt B, Jäderberg L, Lemnel PA m.fl. (1994). Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75 (4), 1042–1048. DOI.ORG/10.2307/1939428
- Lindström ER, Brainerd SM, Helldin JO, Ovarskaug K (1995). Pine marten – red fox interactions: a case of intraguild predation? *Annales Zoologici Fennici* 32 (1), 123–130. ISSN 0003-455X.
- Linkowski WI, Lennartsson T (2006). *Renbete och biologisk mångfald – kunskapssammanställning*. Luleå: Länsstyrelsen i Norrbottens län, Rapport 18/2006.
- Linnell JDC, Swenson JE, Andersen R (2001). Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodiversity and Conservation* 9, 857–868. doi.org/10.1023/A:1008969104618
- Linnell JDC, Andersen R, Andersone Z, Balciauskas L, Blanco JC, Boitani L, Brainerd S m.fl. (2002). *The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans*. NINA Oppdragsmelding 731, 1–65. ISSN 0802-4103, ISBN 82-426-1292-7.
- Linnell J, Salvatori V, Boitani L (2008). *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe. Rapport till Europeiska kommissionen, Bryssel. Kontrakt nr 070501/2005/424162/MAR/B2.

- Ljung PE, Riley SJ, Heberlein TA, Ericsson G (2012). Eat prey and love: game-meat consumption and attitudes toward hunting. *Wildlife Society Bulletin* 36 (4), 669–675. DOI.ORG/10.1002/wsb.208.
- Ljung PE, Sandström C, Ericsson G, Kvastegård E (2014a). *Konsumtion av skogens ekosystemtjänster – vilt, svamp och bär*. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport 2014, 2.
- Ljung PE, Widemo F, Ericsson G (2014b). Trapping in predator management: catching the profile of trap users in Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 60, 681–689. DOI.ORG/10.1007/s10344-014-0837-9.
- Ljung PE, Riley SJ, Ericsson G (2015). Game meat consumption feeds urban support of traditional use of natural resources. *Society & Natural Resources* 28 (6), 657–669. ISSN: 0894-1920.
- Lone K, Myrsterud A, Gobakken T, Odden J, Linnell J, Loe LE (2017). Temporal variation in habitat selection breaks the catch-22 of spatially contrasting predation risk from multiple predators. *Oikos* 126, 624–632. DOI.ORG/10.1111/oik.03486.
- Loonen MJJE, Zijlstra M, van Eerden (1991). Timing of wing moult in greylag geese *Anser anser* in relation to the availability of their food plants. *Ardea* 79, 253–260.
- López-Bao JV, Mattisson J, Persson J, Aronsson M, Andrén H (2016). Tracking neighbours promotes the coexistence of large carnivores. *Scientific Reports* 6, 23198. DOI.ORG/10.1038/srep23198.
- Ludwig GX (2007) *Mechanisms of population declines in boreal forest grouse*. Diss. Jyväskylä. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Jyväskylä,
- Lundmark C, Matti S (2014). Exploring the prospects for deliberative practices as a conflict-reducing and legitimacy-enhancing tool: the case of Swedish carnivore management. *Wildlife Biology* 21, 147–156. DOI.ORG/10.2981/wlb.00009.
- Länsstyrelsen i Södermanland (2019). Dovhjortsprojektet. Elektronisk resurs: <https://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/privat/jakt-och-fiske/jakt-och-viltvard/dovhjort.html>
- Länsstyrelsen i Skåne (2019). Elektronisk resurs: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.26f506e0167c605d5693eec7/1551190755217/Handlingsplan%20slutlig%20version.pdf>
- Lönnqvist E (2011). Jaktens inverkan på värdet i jord- och skogsbruksfastigheter. Examensarbete, Akademin för teknik och miljö, Högskolan i Gävle.
- MacMillan D, Hanley N, Daw M (2004). Costs and benefits of wild goose conservation in Scotland. *Biological Conservation* 119, 475–485. doi.org/10.1016/j.biocon.2004.01.008

- MacMillan DC, Leader-Williams N (2008). When successful conservation breeds conflict: an economic perspective on wild goose management. *Bird Conservation International* 18, 200–210. doi.org/10.1017/S0959270908000282
- Madsen J (1985). Impact of disturbance of field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33, 53–56. doi.org/10.1016/0006-3207(85)90004-7
- Madsen J (1998). Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetland. 1. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. *Journal of Applied Ecology* 35, 386–397. doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00314.x
- Madsen J, Bjerrum M, Tombre IM (2014). Regional management of farmland feeding geese using an ecological prioritization tool. *Ambio* 43:801-809. doi.org/10.1007/s13280-014-0515-x
- Madsen J, Christensen TK, Blasby TJS, Tombre IM (2015). Could have gone wrong: Effects of abrupt changes in Migratory behavior on harvest in a waterbird population. *PLoS ONE* 10, 1–17. doi.org/10.1371/journal.pone.0135100doi.org/10.1371/journal.pone.0135100
- Madsen J, Williams JH (2012). *International Species Management Plan for the Svalbard Population of the Pink-footed Goose Anser brachyrhynchus*. AEW Technical Series No. 48. Bonn, Germany.
- Margaryan L, Fredman P (2017). Natural amenities and the regional distribution of nature-based tourism supply in Sweden. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism* 17, 145–159. DOI.ORG/10.1080/15022250.2016.1153430.
- Martin J, Basille M, Van Morter B, Kindberg J, Allainé D, Swenson JE (2010). Coping with human disturbance: spatial and temporal tactics of the brown bear (*Ursus arctos*). *Canadian Journal of Zoology* 88, 875–883. DOI.ORG/10.1139/Z10-053.
- Mattisson J, Andrén H, Persson J, Segerström P (2012a). Influence of intraguild interactions on resource use by wolverines and Eurasian lynx. *Journal of Mammalogy* 92 (6), 1321–1330. DOI.ORG/10.1644/11-MAMM-A-099.1.
- Mattisson J, Odden J, Nilsen EB, Linnell JDC, Persson J, Andrén H (2012b). Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? *Biological Conservation* 144, 3009–3017. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2011.09.004.
- Mattisson J, Sand H, Wabakken P, Gervasi V, Liberg O, Linnell JDC, Rauset GR m.fl. (2013). Home range size variation in a recovering wolf population: evaluating the effect of environmental, demographic, and social factors. *Oecologia* 173, 813–825. DOI.ORG/10.1007/s00442-013-2668-x.

Mattsson L (1990). Hunting in Sweden: Extent, economic values and structural problems. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5 (1–4), 563–573. ISSN 0282-7581.

Mattsson L (2016). Viltets och jaktens ekonomi. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.

Mattsson L, Li C (1993). The non-timber value of northern Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8 (1–4), 426–434. ISSN 0282-7581.

Mattsson L, Boman M, Ericsson G. 2008. *Jakten i Sverige – Ekonomiska värden och attityder jaktåret 2005/06*. Adaptiv förvaltning av vilt och fisk, Rapport nr: 1. ISSN 1654-8310

Mattsson L, Boman M, Ericsson G, Widemo F. *Jakten i Sverige – Ekonomiska värden och attityder jaktåren 1985/86, 2005/06 och 2016/17*. Under bearbetning.

Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM, Watson JEM (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536,143–145. doi:10.1038/536143a

McCann NP, Moen RA, Windels SK, Harris TR (2016). Bed sites as thermal refuges for a cold-adapted ungulate in summer. *Wildlife Biology* 22, 228–237. doi.org/10.2981/wlb.00216

McInnes PF, Naiman RJ, Pator J, Cohen Y (1992). Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73, 2059–2075. DOI.ORG/10.2307/1941455.

McKay HV, Bishop JD, Feare CJ, Stevens MC (1993). Feeding by Brent Geese can reduce yield of oilseed rape. *Crop Protection* 12, 101–105. DOI.ORG/10.1016/0261-2194(93)90135-6

McKenzie R, Shaw JM (2017). Reconciling competing values placed upon goose populations: The evolution and experiences from The Islay Sustainable goose management strategy. *Ambio* 46, 198–209. doi.org/10.1007/s13280-016-0880-8.

MEA Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being*. Washington D.C., Island Press. ISBN 1-59726-040-1.

Medlock JH, Hansfor KM, Bormane A, Derdakova M, Estrada-Peña A, George J-C, Golovljova I m.fl. (2013). Driving forces for changes in geographical distribution of *Ixodes ricinus* ticks in Europe. *Parasites & Vectors* 6, 1. DOI.ORG/10.1186/1756-3305-6-1.

Melis C, Teurlings I, Linnell JDC, Andersen R, Bordoni A (2004). Influence of a deer carcass on coleopteran diversity in a Scandinavian forest: a preliminary study. *European Journal of Wildlife Research* 50, 146–149. DOI.ORG/10.1007/s10344-004-0051-2

Melis C, Buset A, Aarrestad PA, Hanssen O, Meisingset EL, Andersen R, Moksnes A, Røskaft E (2006a). Impact of red deer *Cervus elaphus* grazing on bilberry *Vaccinium myrtillus* and composition of ground beetle (*Coleoptera*, *Carabidae*) assemblage. *Biodiversity and Conservation* 15, 2049–2059. DOI.ORG/10.1007/s10531-005-2005-8

Melis C, Szafrńska PA, Jędrzejewska B, Bartoń K (2006b). Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography* 33, 803–811. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2699.2006.01434.x.

Melis C, Sundby M, Andersen R, Moksnes A, Petersen B, Røskaft E (2007). The role of moose *Alces alces* L. in boreal forest – the effect on ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) abundance and diversity. *Biodiversity and Conservation* 16, 1321–1335. doi.org/10.1007/s10531-005-6230-y

Melis C, Jędrzejewska B, Apollonio M, Bartoń, Jędrzejewski W, Linnell JDC, Kojola I m.fl. (2009). Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 18, 724–734. DOI.ORG/10.1111/j.1466-8238.2009.00480.x.

Melis C, Basille M, Herfindal I, Linnell JDC, Odden J, Gaillard JM, Høgda KA m.fl. (2010). Roe deer population growth and lynx predation along a gradient of environmental productivity and climate in Norway, *Ecoscience* 17 (2), 166–174. DOI.ORG/10.2980/17-2-3314.

Melis C, Nilsen EB, Panzacchi M, Linnell JDC, Odden J (2013). Roe deer face competing risks between predators along a gradient in abundance. *Ecosphere* 4 (9), 111. DOI.ORG/10.1890/ES13-00099.1.

Melman TCP, Ebbinge BS, Clerkx APPM (2009). *Evaluatie Opvangbeleid 2005–2008 overwinterende ganzen en smienten. Deelrapport 7*. Wageningen: Alterra. Rapport 1844.

Miljömål.se (2017). <http://www.miljomal.se/Miljomalen/14-Storslagen-fjallmiljo/> (2017-10-25)

Milsom TP, Langton SD, Parkin WK, Peel S, Bishop JD, Hart JD, Moore NP (2000). Habitat models of bird species' distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology* 37, 706–727. doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00529.x

Mooij JH (2005). Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 30, 49–76.

Mooij JH (2008). Development and international importance of the goose wintering site along the German Lower Rhine. *Vogelwelt* 129, 174–184.

Murkin HR, Murkin EJ, Ball JP (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications* 7, 1144–1159. DOI.ORG/10.2307/2641203

- Myking T, Solberg EJ, Austrheim G, Speed JDM, Böhler F, Astrup R, Eriksen R (2013). Browsing of sallow (*Salix caprea* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in the context of life history strategies: a literature review. *European Journal of Forest Research* 132, 399–409. DOI.ORG/10.1007/s10342-013-0684-3
- Mysterud A, Easterday WR, Stigum VM, Aas AB, Meisingset EL, Viljugrein H (2016). Contrasting emergence of Lyme disease across ecosystems. *Nature Communications* 7:11882. DOI.ORG/10.1038/ncomms11882.
- Månsson J, Andrén H, Bergström R, Kjellander P, Pehrson Å, Kalén C (2007a). Älgbeta i tid och rum— vad styr älgarna och betetrycket i ungskog? FaktaSkog 2007: 7, Sveriges lantbruksuniversitet. Elektronisk resurs: https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog07/fakta-skog_7_2007.pdf
- Månsson J, Kalén C, Kjellander P, Andrén H, Smith H (2007b). Quantitative estimates of tree species selectivity by moose (*Alces alces*) in a forest landscape. *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 407-41. doi.org/10.1080/02827580701515023
- Månsson J, Andrén H, Pehrson P, Bergström R (2007c). Moose browsing and forage availability: a scale-dependent relationship? *Canadian Journal of Zoology* 85, 372–380. doi.org/10.1139/Z07-015
- Månsson J, Hake M, Nilsson L, Wiberg A, Levin M (2010). Förslag på arbetsmodell för att lösa problem med betande fåglar. Faktablad Viltskadecenter 2010-4. SLU.
- Nationella viltolycksrådet (2017). Om nationella viltolycksrådet. Elektronisk resurs: <https://www.viltolycka.se/om-nationella-viltolycksradet/>
- Naturens Bästa (2017). Hämtad 3 oktober 2017 från www.ekoturism.org/naturensbasta/
- Naturvårdsverket (2006). *Viltskadeanslaget – oljan i det rovdjurspolitiska maskineriet. En utvärdering*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 5542. ISBN 91-620-5542-9.pdf, ISSN 0282-7298.
- Naturvårdsverket (2008). Dialog för naturvården Kompetensutveckling i dialog, lokal delaktighet och förvaltning samt konfliktlösning inom naturvård och naturresursförvaltning. Rapport 5809. Elektronisk resurs: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5809-8.pdf?pid=3413>
- Naturvårdsverket (2009). *Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige*. Naturvårdsverkets rapport 5925. Elektronisk resurs: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5925-5.pdf>
- Naturvårdsverket (2011). *Åtgärdsprogram för Fjällgås 2011–2015*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6434.
- Naturvårdsverket (2012). *Sammanställd information om ekosystemtjänster*. Stockholm: Naturvårdsverket. Skrivelse, ärendenummer NV-00841-12.

Naturvårdsverket (2013). *Förvaltningsverktyg för förekomst av stora rovdjur baserat på en toleransnivå för rennäringen – Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6555. ISBN 978-91-620-6555-3, ISSN 0282-7298.

Naturvårdsverket (2014). *Synen på ekosystemtjänster – begreppet och värdering. Regeringsuppdrag att kommunicera värdet av ekosystemtjänster under åren 2014–2017*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8725-8.

Naturvårdsverket (2015a). *Guide för värdering av ekosystemtjänster*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6690. ISBN 978-91-620-6690-1, ISSN 0282-7298.

Naturvårdsverket (2015b). *Strategi för svensk viltförvaltning*. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2015/viltstrategi/strategi-viltforvaltning-mal-nv-2015-06-30.pdf>

Naturvårdsverket (2015c). *Konfliktkunskap för rovdjursförvaltningen*. Naturvårdsverket. Rapport 6674.

Naturvårdsverket (2017). *Statistik över antalet jaktkortsläsare och genomgångna jägarexamensprov*. Hämtad 11 juli 2017 från <http://www.naturvardsverket.se/Var-natur/Jakt/Om-jaktkort-och-jagarexamen/>.

Needham R, Odden M, Lundstadsveen SK, Wegge P (2014). Seasonal diets of red foxes in a boreal forest with a dense population of moose: the importance of winter scavenging. *Acta Theriologica* 59, 391–398. DOI.ORG/10.1007/s13364-014-0188-7.

Nellemann C, Støen O-G, Kindberg J, Swenson JE, Vistnes I, Ericsson G, Katajisto J m.fl. (2007). Terrain use by an expanding brown bear population in relation to age, recreational resorts and human settlements. *Biological Conservation* 138, 157–165. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2007.04.011.

NFS 2011: 7. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om jakt efter älg och kronhjort. Elektronisk resurs: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2011/nfs-2011-07.pdf>

Nicholson KL, Milleret C, Månsson J, Sand H (2014). Testing the risk of predation hypothesis: the influence of recolonizing wolves on habitat use by moose. *Oecologia* 176, 69–80. DOI.ORG/10.1007/s00442-014-3004-9.

Niklasson M, Nilsson SG (2005). *Skogsdynamik och arters bevarande: bevarandebiologi, skogshistoria, skogsekologi och deras tillämpning i Sydsveriges landskap*. Studentlitteratur AB. ISBN 978914403446.

Nilsen EB, Linnell JDC, Odden J, Andersen R (2009a). Climate, season, and social status modulate the functional response of an efficient stalking predator: the Eurasian lynx. *Journal of Animal Ecology* 78, 741–751. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2656.2009.01547.x.

Nilsen EB, Skonhoft A, Mysterud A, Milner JM, Solberg EJ, Andreassen HP, Stenseth NC (2009b). The role of ecological and economic factors in the management of a spatially structured moose *Alces alces* population. *Wildlife Biology* 15 (1), 10–23. DOI.ORG/10.2981/06-084.

Nilsson L, Haas F (2017). *Inventering av rastande och övervintrande sjöfåglar, och gäss i Sverige. Årsrapport 2016/2017*. Lunds Universitet. Lund

Nolet BA (2004). Overcompensation and grazing optimisation in a swan-pondweed system? *Freshwater Biology* 49, 1391–1399. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2427.2004.01275.x

Nordmark M (2008). *Rovdjursturism – Tre rapporter med kartläggning, litteraturstudie och juridisk analys*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 91-620-5687-5, ISSN 0282-7298.

Nordström M, Högmänder J, Nummelin J, Laine J, Laanetu N, Korpimäki E (2002). Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25, 385-394. ISSN 0906-7590.

Norman J, Annerstedt M, Boman M, Mattsson L (2010). Influence of outdoor recreation on self-rated human health: comparing three categories of Swedish recreationists. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 234-244. DOI.ORG/10.1080/02827581.2010.485999

Norman J, Mattsson L, Boman M, (2011). *Rekreativärderna i Skånes och Blekinges skogar – hur viktig är ädellövslogen?* Fakta Skog 2011: 2. SLU. https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskkn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog11/faktaskog_02_2011.pdf

Oldfield TEE, Smith RJ, Harrop SR, Leader-Williams N (2003). Field sports and conservation in the United Kingdom. *Nature* 423, 531–533. doi.org/10.1038/nature01678

Olofsson J, Oksanen L, Callaghan T, Hulme PE, Oksanen T, Suominen O (2009). Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* 15: 2681–2693. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2486.2009.01935.x.

Ordiz A, Støen OG, Delibes M, Swenson JE (2011). Predators or prey? Spatio-temporal discrimination of human-derived risk by brown bears. *Oecologia* 166, 59–67. DOI.ORG/10.1007/s00442-011-1920-5.

Ordiz A, Støen OG, Sæbø S, Kindberg J, Delibes M, Swenson JE (2012). Do bears know they are being hunted? *Biological Conservation* 152, 21–28. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2012.04.006.

Ordiz A, Støen O-G, Sæbø S, Sahlén V, Pedersen BE, Kindberg J, Swenson JE (2013). Lasting behavioural responses of brown bears to experimental encounters with humans. *Journal of Applied Ecology* 50, 306–314. DOI.ORG/10.1111/1365-2664.12047.

- Ordiz A, Kindberg J, Sæbø S, Swenson JE, Støen O-G (2014). Brown bear circadian behavior reveals human environmental encroachment. *Biological Conservation* 173, 1–9. DOI.ORG/10.1016/j.biocon.2014.03.006.
- Ordiz A, Milleret C, Kindberg J, Månsson J, Wabakken P, Swenson JE, Sand H (2015). Wolves, people, and brown bears influence the expansion of the recolonizing wolf population in Scandinavia. *Ecosphere* 6 (12), 284. DOI.ORG/10.1890/ES15-00243.1.
- Ostfeld RS, Holt RD (2004). Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 13–20. DOI.ORG/10.1890/1540-9295(2004)002[0013:APGFYH]2.0.CO;2
- Ostfeld RS, Canham CD, Oggenfuss K, Winchcombe RJ, Keesing F (2006). Climate, deer, rodents, and acorns as determinants of variation in Lyme-disease risk. *PLoS Biology* 4 (6), e145. DOI.ORG/10.1371/journal.pbio.0040145.
- Ostrom E (2007). A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 15181–15187. DOI.ORG/10.1073/pnas.0702288104.
- Ostrom E (2009). A general framework for analysing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325, 419–422. DOI.ORG/10.1126/science.1172133
- Ottvall R, Edeneius L, Elmberg J, Engström H, Green M, Holmqvist N, Lindström Å, Tjernberg M, Pärt T (2008). Populationstrender för fågelarter som häckar i Sverige. Naturvårdsverket rapport 5813.
- Ottvall R, Edeneius L, Elmberg J, Engström H, Green M, Holmqvist N, Lindström Å, Pärt T, Tjernberg M (2009). Population trends for Swedish breeding birds. *Ornis Svecica* 19: 117–192.
- Ottvall R, Kindberg J, Holmqvist N (2011). *Analys av populationstrender och avskjutningsstatistik för änder och gäss i Sverige – Migrerande arter*. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet. FoMa-vilt 2010. SLU Rapport 3.
- Ottvall R (2015). *Åtgärdsprogram för hotade vadare på strandängar 2015–2019*. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 6680. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1043693/FULLTEXT01.pdf>
- Owen M, Black JM, Agger MK, Campell CRG (1987). The use of the Solway Firth, Britain, by Barnacle geese *Branta Leucopsis* in relation to refuge establishment and increases in numbers. *Biological Conservation* 39, 63–81. DOI.ORG/10.1016/0006-3207(87)90007-3
- Owen M (1990). The damage-conservation interface illustrated by geese. *Ibis* 132, 238–252. doi.org/10.1111/j.1474-919X.1990.tb01042.x
- Palo RT (2014). Tick-borne encephalitis transmission risk: Its dependence on host population dynamics and climate effects. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 14, 346–352. DOI.ORG/10.1089/vbz.2013.1386.

Palomo I, Felipe-Lucia MR, Bennett EM, Martín-López B, Pascual U (2016). Disentangling the pathways and effects of ecosystem service co-production. *Advances in Ecological Research*, Volume 54(6), 245–283. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>

Pasanen-Mortensen M, Pyykönen M och Elmhagen B (2013). Where lynx prevail, foxes will fail – limitation of a mesopredator in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography* 22, 868–877. DOI.ORG/10.1111/geb.12051.

Pasanen-Mortensen M, Elmhagen B, Lindén H, Bergström R, Wallgren M, Velde van der Y, Cousins SAO (2017). The changing contribution of top-down and bottom-up limitation of mesopredators during 220 years of land use and climate change. *Journal of Animal Ecology* 86, 566–576. DOI.ORG/10.1111/1365-2656.12633.

Pastor J, Dewey B, Naiman RJ, McInnes PF, Cohen Y (1993). Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology* 74, 467–480. DOI.ORG/10.2307/1939308

Pellerina EM, Picarda M, Saïdb S, Baubetb E, Baltzinger C (2015). Complementary endozoochorous long-distance seed dispersal by three native herbivorous ungulates in Europe. *Basic and Applied Ecology* 17, 321–332. doi.org/10.1016/j.baae.2016.01.005

Persson IL, Danell K, Bergström R (2005a). Different moose densities and accompanied changes in tree morphology and browse production. *Ecological Applications* 15, 1296–1305. DOI.ORG/10.1890/04-0499

Persson IL, Pastor J, Danell K, Bergström R (2005b). Impact of moose population density on the production and composition of litter in boreal forests. *Oikos* 108, 297–306. doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13844.x

Persson IL, Nilsson MB, Pastor J, Eriksson T, Bergström R, Danell K (2009). Depression of belowground respiration rates at simulated high moose population densities in boreal forests. *Ecology* 90(10), 2724–2733 doi.org/10.1890/08-1662.1

Persson J, Rauset GR, Chapron G (2015). Paying for an endangered predator leads to population recovery. *Conservation Letters* 8 (5), 345–350. DOI.ORG/10.1111/conl.12171.

Pfeffer S, Crowsigt J, Singh N, Widemo F. Predictors of browsing damage on Scot's Pine, *Pinus silvestris*, in varying ungulate communities. Under bearbetning.

Picard M, Papaix J, Gosselin F, Picot D, Bideau E, & Baltzinger C (2015). Temporal dynamics of seed excretion by wild ungulates: implications for plant dispersal. *Ecology and Evolution* 5(13), 2621–2632. DOI.ORG/10.1002/ece3.1512

Pongsiri MJ, Roman J, Ezenwa VO, Goldberg TL, Koren HS, Newbold SC, Ostfeld RS m.fl. (2009) Biodiversity loss affects global disease ecology. *BioScience* 59, 945–954. DOI.ORG/10.1525/bio.2009.59.11.6.

- Poschlod P, Bakker JP, Kahmena S (2005). Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology* 6, 93–98. doi.org/10.1016/j.baae.2004.12.001
- Post E, Pedersen C (2008). Opposing plant community responses to warming with and without herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 12353–12358. DOI.ORG/10.1073/pnas.0802421105.
- Potschin M, Haines-Young R (2017). Linking people and nature: Socio-ecological systems. In: Burkhard, B., Maes, J. (Red.), *Ecosystem Services Mapping*. Pensoft Publishers, Bulgaria, pp. 41–43.
- Power G (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 365(1554), 2959–2971.
- Proposition 2013/14: 141. En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Elektronisk resurs: <http://www.regeringen.se/49bb9c/contentassets/d11a7625086a4c3cb09fcf6322687aba/en-svensk-strategi-for-biologisk-mangfald-och-ekosystemtjanster-prop-201314141>
- Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, Brashares JS (2009). The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59, 779–791. DOI.ORG/10.1525/bio.2009.59.9.9.
- Pöysä H. & Väänänen V-M. 2018. Changes in the proportion of young birds in the hunting bag of Eurasian wigeon: long-term decline, but no association with climate. *European Journal of Wildlife Research* 64: 20. DOI.ORG/10.1007/s10344-018-1179-9
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 5242–5247. DOI.ORG/10.1073/pnas.0907284107
- Rauset GR, Kindberg J, Swenson JE (2012). Modeling female brown bear kill rates on moose calves using global positioning satellite data. *The Journal of Wildlife Management* 76 (8), 1597–1606. DOI.ORG/10.1002/jwmg.452.
- Rauset GR, Low M, Persson J (2015). Reproductive patterns result from age-related sensitivity to resources and reproductive costs in a mammalian carnivore. *Ecology* 96, 3153–3164. DOI.ORG/10.1890/15-0262.1.sm.
- Redpath SM, Linnell JDC, Festa-Bianchet M, Boitani L, Bunnefeld N, Dickman A, Gutiérrez RJ, Irvine RJ m.fl. (2013) Don't forget to look down – collaborative approaches to predator conservation. *Biological Reviews* 92: 2157–2163. DOI.ORG/10.1111/brv.12326.
- Richardson MJ (2001). Diversity and occurrence of coprophilous fungi. *Mycological Research* 105, 387–402. doi.org/10.1017/S0953756201003884

- Richardson L, Loomis J (2009). The total economic value of threatened, endangered and rare species, an updated meta-analysis. *Ecological Economics* 68, 1535–1548. doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.016
- Riddington R, Hassall M, Lane, S.J, Turner PA, Walters R (1996). The impact of disturbance on the behaviour and energy budgets of Brent geese *Branta bernicla*. *Bird Study* 43, 269–279. DOI.ORG/10.1080/00063659609461019
- Riley TZ, Clark WR, Ewing DE, Vohs PA (1998). Survival of ring-necked pheasant chicks during brood rearing. *Journal of Wildlife Management* 62 (1), 36–44. DOI.ORG/10.2307/3802262
- Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, Berger J m.fl. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343, 1241484. DOI.ORG/10.1126/science.1241484.
- Rivrud-Godvik IM, Loe LE, Vik JO, Veiberg V, Langvatn R, Mysterud A (2009). Temporal scales, trade-off:s and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology*, 90(3), 699–710. doi.org/10.1890/08-0576.1
- Roberge JM, Laudon H, Björkman C, Ranius T, Sandström C, Felton A, Sténs A, Nordin A, Granström A, Widemo F, Bergh J, Sonesson J, Stenlid J, Lundmark T (2016). Socio-ecological implications of modifying rotation lengths in forestry. *Ambio* 45, S109–S123. DOI.ORG/10.1007/s13280-015-0747-4
- Robertson PA, Woodburn MIA, Neutel Bealey WCE (1993). Effects of Land Use on Breeding Pheasant Density. *Journal of Applied Ecology* 30 (3), 465–477. DOI.ORG/10.2307/2404187
- Robinson R, Sutherland WJ (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157–176. DOI.ORG/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x
- Regeringskansliet (2017). Ett nationellt skogsprogram för Sverige. Elektronisk resurs: <http://www.regeringen.se/regeringens-politik/ett-nationellt-skogsprogram-for-sverige/>
- Royo AA, Collins R, Adams MB, Kirschbaum C, Carson WP (2010). Pervasive interactions between ungulate browsers and disturbance regimes promote temperate forest herbaceous diversity. *Ecology* 91(1), 93–105. doi.org/10.1890/08-1680.1
- Rydell J, Ottvall R, Pettersson S, Green M (2017). *Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss*. Uppdaterad syntesrapport 2017. Naturvårdsverkets rapport 6740. Elektronisk resurs: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6740-3.pdf?pid=19704>
- Röslmaier M, Wahlqvist S och Loannides D (2017). *Utvärdering av socio-ekonomiska effekter av friluftrelaterade aktiviteter för besöksnäringen omkring Hornborgasjön*. Mittuniversitetet/Etour. Naturvårdsverket rapport.

Røskaft E, Bjerke T, Kaltenborn BP, Linnell JDC, Andersen R (2003). Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evolution and Human Behavior* 24, 184–198. DOI.ORG/10.1016/S1090-5138(03)00011-4.

Røskaft E, Händel B, Bjerke T, Kaltenborn BP (2007). Human attitudes towards large carnivores in Norway. *Wildlife Biology* 13 (2), 172–185. DOI.ORG/10.2981/0909-6396(2007)13[172:HATLCI]2.0.CO;2.

Sahlén E, Støen OG, Swenson JE (2011). Brown bear den site concealment in relation to human activity in Sweden. *Ursus* 22 (2), 152–158. DOI.ORG/10.2192/URSUS-D-10-00007.1.

Sahlén V (2013). *Encounters between brown bears and humans in Scandinavia – contributing factors, bear behavior and management perspectives*. Diss. Ås. Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences, 2013, 4.

Sametinget (2017). https://www.sametinget.se/rennaring_sverige

Sametinget (2019). Rovdjur. [https://www.sametinget.se/statistik/rovdjur\(2019-03-05\)](https://www.sametinget.se/statistik/rovdjur(2019-03-05)).

Sand J, Wabakken P, Zimmermann B, Johansson Ö, Pedersen HC, Liberg O (2008). Summer kill rates and predation pattern in a wolf–moose system: can we rely on winter estimates? *Oecologia* 156, 53–64. DOI.ORG/10.1007/s00442-008-0969-2.

Sand H, Jonzén N, Andrén H, Månsson J, Swenson JE, Kindberg J (2011). Strategier för beskattning av älg med och utan rovdjur. SLU-rapport, https://pub.epsilon.slu.se/13713/7/sand_h_et_al_161025.pdf.

Sand H, Vucetich JA, Zimmermann B, Wabakken P, Wikenros C, Pedersen HC, Peterson RO m.fl. (2012). Assessing the influence of predator-prey ratio, prey structure and pack size on wolf kill rates. *Oikos* 121, 1454–1463. DOI.ORG/10.1111/j.1600-0706.2012.20082.x.

Sand H, Eklund A, Zimmermann B, Wikenros C, Wabakken P (2016) Prey selection of Scandinavian wolves: Single large or several small? *PLoS ONE* 11 (12), e0168062. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0168062.

Sandström C, Wennberg DiGasper S, Öhman K (2013). Conflict resolution through ecosystem-based management: the case of Swedish moose management *International Journal of the Commons*, Vol. 7, No. 2. doi.org/10.18352/ijc.349

Sandström C, Ericsson E, Dressel S, Eriksson M, Kvastgård E (2014). Attityder till rovdjur och rovdjursförvaltning. RAPPORT 2014:1 Statsvetenskapliga institutionen, Umeå universitet.

Sarkki S, Ficko A, Wielgolaski FE, Abraham EM, Bratanova-Doncheva S, Grunewald K, Hofgaard A, Holtmeier FK, Kyriazopoulos AP, Broll G, Nijnik M, Sutinen ML (2017). Assessing the resilient provision of ecosystem services by social-ecological systems: introduction and theory. *Climate Reseach*, Vol. 73, 7–15. doi.org/10.3354/cr01437

SCB (2014). Viltskador i lantbruksgrödor 2014. Sveriges statistiska meddelanden: JO 16 SM 1502. Elektronisk resurs: https://www.scb.se/Statistik/JO/JO0601/2014A01V/JO0601_2014A01V_SM_JO16SM1502.pdf

SCB (2017). Jordbruksstatistisk sammanställning 2017 med data om livsmedel – tabeller. Elektronisk resurs: https://www.scb.se/contentassets/1e184d1a18c843e2af202c44a5bda45d/jo1901_2016a01_br_jo02br1701.pdf

Schleyer C, Lux A, Mehring M, Görg C (2017). Ecosystem Services as a Boundary Concept: Arguments from Social Ecology. *Sustainability* 9, 1107; doi:10.3390/su9071107

Schmidt NM, Asferg T, Forchhammer MC (2004). Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. *BMC Ecology* 4, 15. DOI.ORG/10.1186/1472-6785-4-15.

Schmitz OJ, Raymond PA, Estes JA, Kurz WA, Holtgrieve GW, Ritchie ME, Schindler DE m.fl. (2014). Animating the carbon cycle. *Ecosystems* 17, 344–359. DOI.ORG/10.1007/s10021-013-9715-7.

Schou JS, Bregnballe T (2007). Management of water bird shooting by voluntary agreements in Denmark. *Sustainable Development* 15, 111–120. DOI.ORG/10.1002/sd.304.

Schulp CJE, Thuiller W, Verburg PH (2014). Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics* 105, 292–305. DOI.ORG/10.1016/j.ecolecon.2014.06.018.

Sekercioglu CH (2002). Impacts of birdwatching on human and avian communities. *Environmental conservation* 29, 282–289. DOI.ORG/10.1017/S0376892902000206

Sekercioglu CH (2003). Conservation through commodification. *Birding* 35, 394–402.

SFS 1971: 437 (1971). Rennäringslag. Elektronisk resurs: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/rennaringslag-1971437_sfs-1971-437

SFS 1987: 259 (1987). Jaktlagen. Elektronisk resurs: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/jaktlag-1987259_sfs-1987-259

SFS 2009: 1474 (2009). Förordning (2009:1474) om viltförvaltningsdelegationer. Svensk författningssamling. Elektronisk resurs: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-20091474-om_sfs-2009-1474

Shimada T, Mizota C (2009). The effects of grazing by geese on the dry mass and soil inorganic nitrogen of *Lolium hybridum* grasslands. *Japanese Journal of Ornithology* 58, 201–205. doi.org/10.3838/jjo.58.201

Shipley LA, Blomquist S, Danell K (1998). Diet choices made by free-ranging moose in northern Sweden in relation to plant distribution, chemistry, and morphology. *Canadian Journal of Zoology* 76, 1722–1733. doi.org/10.1139/z98-110

Sidorovich V, Tikhomirova LL, Jedrzejewska B (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. doi.org/10.2981/wlb.2003.032

Skellefteå kommun (2017). Identifiering och värdering av ekosystemtjänster i Vitbergsområdet. Skellefteå kommun. Elektronisk resurs: <http://www.skelleftea.se/Dokument/Dokument/Bygga,%20bo%20och%20milj%C3%B6/Vitbergsområdet%20rapport%2020170921.pdf>

Skonhoft A, Olaussen JA (2005). Managing a migratory species that is both a value and a pest. *Land Economics* 81 (1), 34–50. ISSN 0023-7639.

Skogsstyrelsen (2013). Målbilder för god miljöhänsyn – en delleverans från Dialog om miljöhänsyn. Skogsstyrelsens rapport 5: 2013. <https://shopcdn.textalk.se/shop/9098/art52/20785652-da5df6-1856c.pdf>

Skogsstyrelsen (2014). Skogsstatistisk årsbok 2014. Elektronisk resurs: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/historisk-statistik/skogsstatistisk-arsbok-2010-2014/skogsstatistisk-arsbok-2014.pdf>

Skogsstyrelsen (2016a). Målanpassad ungskogsskötsel – Skogsstyrelsen Rapport 2016, 13. Elektronisk resurs: https://shopcdn.textalk.se/shop/9098/art8/110056808-1b4ea4-Malanpassad_skogsskotsel_webb_.pdf

Skogsstyrelsen (2016b). Nya och reviderade målbilder för god miljöhänsyn-Skogssektorns gemensamma målbilder för god miljöhänsyn vid skogsbruksåtgärder. Skogsstyrelsens rapport 12: 2016.

Slotte H (2001). Harvesting of leaf-hay shaped the Swedish landscape. *Landscape Ecology* 16, 691–702. DOI.ORG/10.1023/A:1014486331464

Smedshaug CA, Selås V, Lund SE, Sonerud GA (1999). The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology* 5, 157–166. DOI.ORG/10.2981/wlb.1999.020

Smith RK, Jennings NV, Harris S (2005). A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35 (1), 1–24. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x

Sodhi NS (2002). Competition in the air: Birds versus aircraft. *Auk* 119, 587–595. doi.org/10.1642/0004-8038(2002)119[0587:CITABV]2.0.CO;2

Sorensen AA, van Beest FM, Brook RK (2015). Quantifying overlap in crop selection patterns among three sympatric ungulates in an agricultural landscape. *Basic and Applied Ecology* 16, 601–609. doi.org/10.1016/j.baae.2015.05.001

SOU 2006: 14 (2006). *Samernas sedvanemarker. Betänkande av Gränsdragningskommissionen för renskötseområdet*. Stockholm: Fritzes. Statens Offentliga Utredningar. ISBN 91-38-22524-7, ISSN 0375-250X. Elektronisk resurs: <http://www.regeringen.se/contentassets/53ee2c9374ab40f6a8f58b101faa7ecb/samernas-sedvanemarker-kapitel-1-6>

SOU 2009: 54 (2009). Uthållig älgförvaltning i samverkan. Statens offentliga utredningar.

SOU 2012: 22 (2012). Mål för rovdjuren. Statens offentliga utredningar. Fritzes, Stockholm.

SOU 2013: 68 (2013). Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Fritzes, Stockholm. Elektronisk resurs: <http://www.regeringen.se/49bba7/contentassets/ba53cd-9f18b74f348eb0ff31e8280d60/synliggora-vardet-av-ekosystemtjanster-sou-201368>

SOU 2014: 50 (2014). Med miljömålen i fokus- hållbar användning av mark och vatten. Delbetänkande av miljömålsberedningen. Statens offentliga utredningar. Fritzes, Stockholm.

SOU 2014: 54 (2014). Vildsvin och viltskador- om utfodring, kameraövervakning och arrendatorers jakträtt. Elanders, Stockholm. ISBN 978-91-38-24149-3.

Stoate C (2002). Multifunctional use of a natural resource on farmland: wild pheasant (*Phasianus colchicus*) management and the conservation of farmland passerines. *Biodiversity and Conservation* 11, 561–573. DOI.ORG/10.1023/A:1015564806990

Stoate C, Baldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, van Doorn A, de Snoo GR m.fl. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91, 22–46. doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005

- Summers RW (1990). The effect on winter wheat of grazing by brent geese. *Journal of Applied Ecology* 27, 821–833.
- Suominen, O, Persson IL, Danell K, Bergström R Pastor J (2008). Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient. *Ecography* 31(5), 636–645. DOI.ORG/10.1111/j.0906-7590.2008.05480.x
- Sutherland WJ (2007). Future directions in disturbance research. *Ibis* 149, 120–124. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00673.x
- Sutor A, Schwarz S, Conraths FJ (2014). The biological potential of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834) as an invasive species in Europe—new risks for disease spread? *Acta Theriologica* 59, 4–59. DOI.ORG/10.1007/s13364-013-0138-9.
- Suzuki M, Miyashita T, Kabaya H, Ochiai K, Asada M, Kikvidze Z (2013). Deer herbivory as an important driver of divergence of ground vegetation communities in temperate forests. *Oikos* 122, 104–110, 2013 doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20431.x
- Svenska Jägareförbundet (2019). *Ammunition, kött, bly*. <https://jagareforbundet.se/jakt/kotthantering/ammunition-kott-bly/>
- Svensson JR, Lindegarth M, Jonsson PR, Pavia H (2012). Disturbance–diversity models: what do they really predict and how are they tested? *Proceedings of the Royal Society B*. 279, 2163–2170. DOI.ORG/10.1098/rspb.2011.2620
- Swenson JE, Dahle B, Busk H, Opseth O, Johansen T, Söderberg A, Wallin K m.fl. (2007). Predation on moose calves by European brown bears. *Journal of Wildlife Management* 71 (6), 1993–1997. DOI.ORG/10.2193/2006-308.
- Söderquist P (2015). Large-scale releases of native species: the mallard as a predictive model system. Doktorsavhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Söderström B, Svensson B, Vessby K, Glimskär A (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10, 1839–1863. doi.org/10.1023/A:101315342
- Sörlin S, Mattsson L, Danell K (2016). Jaktens rikedom och mångfald – ett inledande panorama. Ur: *Jaktens historia i Sverige. Vilt – människa – samhälle – kultur*. Red. Danell K, Bergström R, Mattsson L, Sörlin S. Stockholm, Liber. ISBN 978-91-47-11294-4.
- Tallian A, Ordiz A, Metz MC, Milleret C, Wikenros C, Smith DW, Stahler DR m.fl. (2017). Competition between apex predators? Brown bears decrease wolf kill rate on two continents. *Proceedings of the Royal Society B* 284, 20162368. DOI.ORG/10.1098/rspb.2016.2368

Tape KD, Gustine DD, Ruess RW, Adams LG, Clark JA (2016). RangeExpansion of Moose in Arctic Alaska Linked to Warming and Increased Shrub Habitat. *PLoS ONE* 11(4):e0152636. doi:10.1371/journal.pone.0152636

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010). *Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Mriehel: Progress Press. ISBN 978-3-9813410-3-4.

Thomas SR, Goulson DJ, Holland M (2004). Resource provision for farmland gamebirds: the value of beetle banks. *Annales of Applied Biology* 139, 111–118. doi.org/10.1111/j.1744-7348.2001.tb00135.x

Thompson DBA, MacDonald AJ, Marsden JH, Galbraith CA (1995). Upland heather moorland in the UK: a review of international importance, vegetation change and some objectives for conservation. *Biological Conservation* 71, 163–178. doi.org/10.1016/0006-3207(94)00043-P

Thott T, Holmerz CG, Kolthoff G, Hamilton K (1901). *Om Jaktvård*. Svenska Jägareförbundet, Stockholm.

Thulin CG, Malmsten J, Ericsson G (2015). Opportunities and challenges with growing wildlife populations and zoonotic diseases in Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 61, 649–656. DOI.ORG/10.1007/s10344-015-0945-1.

Tovmo M, Zetterberg A, Brøseth H, Henrik H (2016). Bestandsovervakning av gaupe i 2016. Rapport Rovdata & Viltskadecenter 2016:2. <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/statistik-a-till-o/lodjur/rapport-inventering-lodjur-2016.pdf>.

Tscharntke T, Klein AM, Krüess A, Steffan-Dewenter I, Thies C (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity- ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874. DOI.ORG/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tuvendal M, Elmberg J (2015). A handshake between markets and hierarchies: Geese as an example of successful collaborative management of ecosystem services. *Sustainability* 7, 15937–15954. DOI.ORG/10.3390/su71215794

U.S. Fish and Wildlife Service (2015). *Waterfowl population status reports. Population status 2015*. Washington DC: USFWS Division of Migratory Bird Management. ISBN

van der Putten WH (1997). Die-back *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany* 59, 263–275. doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00060-0

van der Wyngaert IJJ, Hilgers AK, Berk JC och Verhoeven JTA (2001). Effects of grazing greylag geese on nutrient fluxes: decomposition of litter and faecal material. In *Grazing of extensive reed beds by moulting Greylag*

Geese: Effects on nutrient dynamics and growth of the Phragmites australis vegetation and consequences for the lake ecosystem, chap 3. Utrecht, The Netherlands. Phd Thesis.

van Dijk J, Gustavsen L, Mysterud A, May R, Flagstad Ø, Broseth H, Andersen R m.fl. (2008a). Diet shift of a facultative scavenger, the wolverine, following recolonization of wolves. *Journal of Animal Ecology* 77, 1183–1190. doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01445.x

van Dijk J, Andersen T, May R, Andersen R, Landa A (2008b). Foraging strategies of wolverines within a predator guild. *Canadian Journal of Zoology* 86, 966–975. DOI.ORG/10.1139/Z08-073

Vierikko K, Pellikka J, Hanski IK, Myllyviita T, Niemelä J, Vehkämäki S, Lindén H (2009). Indicators of sustainable forestry: The association between wildlife species and forest structure in Finland. *Ecological Indicators* 10, 361–369. DOI:10.1016/j.ecolind.2009.06.019.

Viltskadecenter (2015). *Viltskadestatistik 2015. Skador av fredat vilt på tamdjur, hundar och gröda*. Riddarhyttan: Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport från Viltskadecenter, CLU 2016-1. ISBN 978-91-86331-89-4.

Viltskadecenter (1998). Hjortdjur och skador på gröda. Faktablad. Elektronisk resurs: http://www.viltskadecenter.se/images/stories/Publikationer/hjortdjur_och_skador_pa_groda.pdf

Viltövervakningen (2017). www.viltdata.se. Svenska Jägareförbundet.

Vogt JM, Epstein GB, Mincey SK, Fischer BC, McCord P (2015). Putting the “E” in SES: unpacking the ecology in the Ostrom socialecological system framework *Ecology and Society* 20, 55. DOI.ORG/10.5751/ES-07239-200155.

Vowles T, Gunnarsson B, Molau U, Hickler T, Klemedtsson L, Björk RG (2017). Expansion of deciduous tall shrubs but not evergreen dwarf shrubs inhibited by reindeer in Scandes mountain range. *Journal of Ecology* 105, 1547–1561. DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12753.

Wagner BM, Hansson LA (1988) Food competition and niche separation between fish and the red necked grebe. *Hydrobiologia* 368, 75–81 doi.org/10.1023/A:1003213224327

Walker MD, Wahren CH, Hollister RD, Henry GHR, Ahlquist LE, Alatalo JM, Bret-Harte MS, Calef MP, Callaghan TV, Carroll AB, Epstein HE, Jónsdóttir IS, Klein JA, Magnússon B, Molau U, Oberbauer SF, Rewa SP, Robinson CH, Shaver GR, Suding KN, Thompson CC, Tolvanen A, Totland Ø, Turner PL, Tweedie CE, Webber PJ, Wookey PA (2006). Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 1342–1346. DOI.ORG/10.1073/pnas.0503198103.

- Wallensten A, Munster VJ, Latorre-Margalef N, Brytting M, Elmberg J, Fouchier RAM, Fransson T m.fl. (2007). Surveillance of influenza A virus in migratory waterfowl in northern Europe. *Emerging Infections Diseases* 13, 404–411. doi.org/10.3201/eid1303.061130
- Wallis de Vries MF, Parkinson AE, Dulphy JP, Sayer M, Diana E (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* 62(2), 185–197. doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00568.x
- Wallsten M, Forsgren PO (1989). The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *Journal of Aquatic Plant Management* 27, 32–37.
- Walpole MJ, Leader-Williams N (2002). Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation* 11, 543–547. doi.org/10.1023/A:101486470
- Walter WD, Lavelle MJ, Fischer JW, Johnson TL, Hygnstrom SE, VerCauteren KC (2010). Management of damage by elk (*Cervus elaphus*) in North America: a review. *Wildlife Research* 37, 630–646. doi.org/10.1071/WR10021
- Welander J (1995). Spatial and temporal dynamics of a disturbance regime. Wild boar *Sus scrofa* rooting and its effects on plant species diversity. *Ibex Journal of Mountain Ecology* 3, 165–167.
- Welander J (2000). Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology* 252, 263–271. DOI.ORG/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00621.x.
- White S, Briers RA, Bouyer Y, Odden J, Linnell JDC (2015). Eurasian lynx natal den site and maternal home-range selection in multi-use landscapes of Norway. *Journal of Zoology* 297, 87–98. DOI.ORG/10.1111/jzo.12260.
- Widemo F (2006). Bristanalys över rödlistade fågelarter knutna till våtmarker i odlingslandskapet. Beslutsunderlag, Jordbruksverket.
- Widemo F (2007). *Vindkraftens inverkan på fågelpopulationer: kunskap, kunskapsbehov och förslag till åtgärder*. Rapport, Sveriges Ornitologiska Förening.
- Widemo F (2009). Viltvård för ett rikare landskap. I *Viltvårdsboken*. Svenska Jägareförbundet Förlag, Öster Malma.
- Widemo F, Jensen PE (2009). Viltvård på landskapsnivå. I *Viltvårdsboken*. Svenska Jägareförbundet Förlag, Öster Malma.
- Widemo F (2013a). Vargförekomstens inverkan på jaktarrendens storlek. Svenska Jägareförbundet. Elektronisk resurs: file:///C:/Users/fwi/Downloads/Vargf%C3%B6rekomstens%20inverkan.pdf

Widemo F (2013b). Vildsvinsseminarium Rosenbad. Elektronisk resurs: <http://www.lansstyrelsen.se/dalarna/SiteCollectionDocuments/Sv/djur-och-natur/jakt-och-vilt/vildsvinsseminarium-20131107.pdf>

Widemo F, Åberg M, Ånöstam F. The influence of browsing and stand characteristics on rowan (*Sorbus aucuparia*) and goat's willow (*Salix caprea*) recruitment. *Manuskript under bearbetning*.

Wiklund E, Malmfors G (2014). *Viltkött som resurs*. Naturvårdsverket Rapport 6635. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6635-2, ISSN 0282-7298.

Wikenros C, Liberg O, Sand H, Andrén H (2010). Competition between recolonizing wolves and resident lynx in Sweden. *Canadian Journal of Zoology* 88, 271–279. DOI.ORG/10.1139/Z09-143.

Wikenros C, Sand H, Ahlqvist P, Liberg O (2013). Biomass flow and scavengers use of carcasses after re-colonization of an apex predator. *PLoS ONE* 8(10): e77373. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0077373.

Wikenros C, Sand H, Bergström R, Liberg O, Chapron C (2015). Response of moose hunters to predation following wolf return in Sweden. *PLoS ONE* 10 (4), e0119957. DOI.ORG/10.1371/journal.pone.0119957.

Wikenros C, Aronsson M, Liberg O, Jarnemo A, Hansson J, Wallgren M, Sand H m.fl. (2017). Fear or food – abundance of red fox in relation to occurrence of lynx and wolf. *Scientific Reports* 7, 9059. DOI.ORG/10.1038/s41598-017-08927-6.

Wilkinson DM, Koumoutsaris S, Mitchell EAD, Bey I (2012). Modelling the effect of size on the aerial dispersal of microorganisms. *Journal of Biogeography* 39, 89–97. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2699.2011.02569.x.

Wille V (1999). *Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen*, Cuvillier, Göttingen.

Willebrand T (2009). Promoting hunting tourism in north Sweden: opinions of local hunters. *European Journal of Wildlife Research* 55, 209–216. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0235-2>

Willebrand T, Hörnell M (2001). Understanding the effects of harvesting willow ptarmigan *Lagopus lagopus* in Sweden. *Wildlife Biology* 7, 205–212. DOI.ORG/10.2981/wlb.2001.025

Willebrand T, Hörnell-Willebrand M, Assmyhr L (2011). Willow grouse bag size is more sensitive to variation in hunter effort than to variation in willow grouse density. *Oikos* 120, 1667–1673. doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19204.x

Willebrand T, Paulrud A (2004). *Småviltjakt i Jämtland*. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet. FjällMistrarapport, 9.

Williams G (1991). Goose damage and management workshop. Ur: *Value and non-consumptive use of geese*. Red. Owen M, Pienkowski MW. The proceedings of a meeting organized by Wildfowl&Wetlands Trust. Lancashire 27 april 1990.

Wilmers CC, Getz WM (2005). Gray wolves as climate change buffers in Yellowstone. *PLoS Biology* 3 (4), e92. DOI.ORG/10.1371/journal.pbio.0030092.

Wilmers CC, Post E (2006). Predicting the influence of wolf-provided carrion on scavenger community dynamics under climate change scenarios. *Global Change Biology* 12, 403–409. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2486.2005.01094.x.

Wilmers CC, Post E, Peterson RO, Vucetich JA (2006). Predator disease outbreak modulates top-down, bottom-up and climatic effects on herbivore population dynamics. *Ecology Letters* 9, 383–389. DOI.ORG/10.1111/j.1461-0248.2006.00890.x.

Wilmers CC, Post E, Hastings A (2007). The anatomy of predator-prey dynamics in a changing climate. *Journal of Animal Ecology* 76, 1037–1044. DOI.ORG/10.1111/j.1365-2656.2007.01289.x.

Zabel A, Holm-Müller K (2008). Conservation performance payments for carnivore conservation in Sweden *Conservation Biology* 22 (2), 247–251. DOI.ORG/10.1111/j.1523-1739.2008.00898.x.

Zabel A, Bostedt G, Engel S (2014). Performance payments for groups: The case of carnivore conservation in northern Sweden. *Environmental and Resource Economics* 59, 613–631. DOI.ORG/10.1007/s10640-013-9752-x.

Zetterberg A, Tovmo M (2017). *Inventering av lodjur 2017 (reviderad version)*. *Bestandsövervakning av gaupe i 2017 (reviderad utgåva)*. och Rapport Rovdata & Viltskadecenter 2017:2. <http://hdl.handle.net/11250/2446054>

Zimmermann B, Nelson L, Wabakken P, Sand H, Liberg O (2014). Behavioral responses of wolves to roads: scale-dependent ambivalence. *Behavioral Ecology* 25 (6), 1353–1364. DOI.ORG/10.1093/beheco/aru134.

Åberg M (2015). Betestryck på rönn, asp, sälg och ek i medelåldriga bestånd. Examensarbete Viltmästarutbildningen, Svenska Jägareförbundet.

Åberg M (2017). The impact of Swedish game species on livestock feed production. MSc thesis, Department of Animal Nutrition and Management, The Swedish University of Agricultural Sciences. https://stud.epsilon.slu.se/10085/1/aberg_m_20170411.pdf

Ånöstam 2015. Rönn, asp, sälg och ek i skogslandskapet – effekter av skogsbruk och bete i nordöstra Uppland. Fil. kand. arbete, Sveriges lantbruksuniversitet. Elektronisk resurs: https://stud.epsilon.slu.se/8116/1/anostam_f_150625.pdf

Øien IJ, Aarvak T (2008). Dverggås i Norge. Kunnskapsstatus og forslag til nasjonal handlingsplan. Norsk Ornitologisk Forening, Rapport 3-2008. 58 s.

Bilaga 1. Viltstammarnas utveckling

För att kunna diskutera värdering och förvaltning av viltets ekosystemtjänster är det nödvändigt att ha en bild av viltstammarnas storlek och geografiska fördelning, samt hur de förändrats och kan komma att förändras. Våra viltpopulationer följs idag i flera olika program och inventeringar. Även om det finns en förbättringspotential i många delar ligger Sverige i framkant internationellt sett, både vad det gäller inventeringar av populationers storlek och hur stammarna beskattas. I bilagan beskriver vi inte de olika övervakningsprogrammen i detalj, utan sätter fokus på utvecklingen av stammarna särskilt under den senaste femtioårsperioden.

Historisk återblick

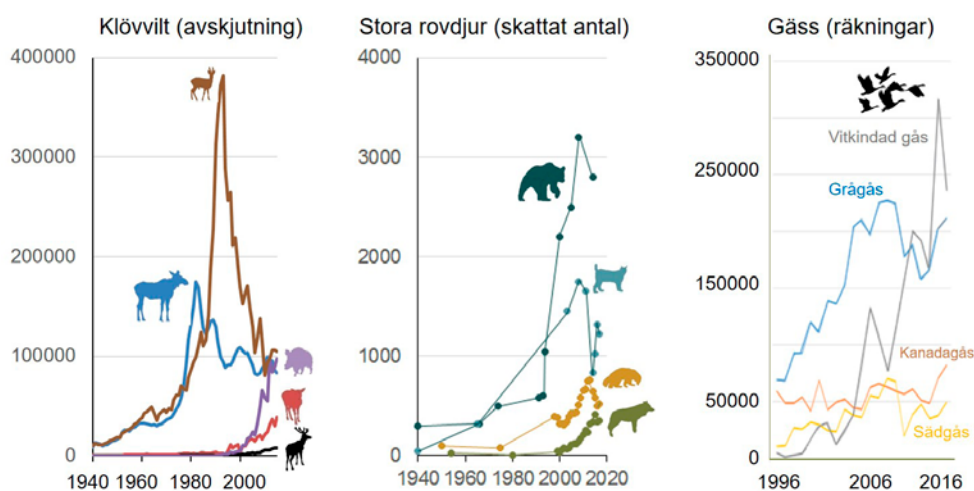
Ekosystemtjänster från vilt var avgörande för människans tidiga försörjning i Sverige. Innan jordbruk infördes var jakt, fångst och samlande det enda sättet att överleva. Under Sveriges tidiga historia ansågs stora markområden vara allmän egendom och alla viltarter var jaktbara, men sedan medeltiden har jakten blivit allt mer reglerad. Genom jakttider och andra former av fredning har man sökt skapa en hållbar hushållning med viltresursen, vilket behövdes när befolkningen växte och jaktmetoderna blev mer effektiva. Trots detta minskade förmodligen klövviltet under århundradena efter medeltiden och vildsvinet utrotades, även om det är oklart exakt när det skedde. Från 1400-talet och under Vasatiden kom jakten på matnyttigt vilt i allmänhet – och högvilt i synnerhet – att successivt monopoliseras av kungen och adeln i södra Sverige. I norra Sverige och skärgårdarna förblev jakt- och fångstnäringen ett viktigt ekonomiskt komplement för stora befolkningsgrupper ända in på 1900-talet (Mattsson 2016; Danell & Bergström, 2016b, 2016c, 2016d).

År 1789 gav Gustav III allmogen samma jakträtt som adliga markägare, vilket ledde till att älg, rådjur och kronvilt var nära att utrotas som en följd av överbeskattning under det tidiga 1800-talet. Bävern, som utöver skinn och kött också jagades för det värdefulla bävergället, dog ut på senare delen av 1800-talet, tillsammans med vildren (Danell & Bergström 2016c, 2016d, 2016e, Mattsson 2016). Skogshare och skogsfågel (tjäder, orre, järpe) ansågs också minska kring förra sekelskiftet (Danell & Bergström 2016d, 2016e). Mängden stora rovdjur har troligen varierat genom tiderna, men stammarna minskade kraftigt under senare delen av 1800-talet (Danell & Bergström 2016d, 2016e). Delvis var detta ett resultat av ekonomiska styrmedel i form av skottpengar, med syfte att minska angreppen på tamdjur i en tid då jordbruket var en viktig ekonomisk basnäring (Mattson 2016). Flera fågelarter jagades hårt och var nära utrotning, särskilt rovfåglar och större fåglar som svanar och gäss.

Viltstammarnas och jaktens utveckling 1900–2015

I de svaga viltstammarnas spår föddes jaktvårdsorganisationer på 1800-talet. Jaktvården – som idag benämns viltvård – syftade till att förbättra hushållningen med viltet och öka tillgången på det som klassades som nyttigt vilt. Grundtanken var att bedriva en sund och etisk beskattning tillsammans med viltfrämjande åtgärder (Danell m.fl. 2016a; Danell & Bergström 2016e). Sedan mitten av 1900-talet har flertalet jaktbara viltarter ökat eller varit stabila (Tabell 1, sist i bilagan). Av ett 30-tal däggdjur, där nästan alla var jaktbara i början av 1900-talet, har 70 % ökat, 20 % varit stabila och 10 % minskat. Till de landlevande däggdjur som minskat hör skogshare och fjällräv (Bergström m.fl. 2016), men fjällräven är fredad sedan 1928 (Elmhagen m.fl. 2017). En motsvarande analys för drygt 30 jaktbara fågelarter visade att 72 % av dessa uppvisade en stabil eller ökande trend 1975–2005 (Ottvall m.fl. 2008; Ottvall m.fl. 2009). Till de bakomliggande orsakerna hör ändrad markanvändning samt klimatförändringar, och längre tillbaka även förändringar i jakttrycket (Bergström m.fl. 2016).

Den grupp av fåglar som brukar kallas ”storfåglar” omfattar gäss, svanar och tranor. Gemensamt för denna grupp är att de är storsvuxna, flyttande och nyttjar många olika habitat. Många av arterna har haft en dramatisk tillväxt i populationsstorlek. Detta gäller för västra Palearktis (Fox m.fl. 2010) och amerikanska kontinenten (U.S. Fish and Wildlife Service 2015) och denna ökning kan i de flesta fall härledas till faktorer som påverkas av mänskliga aktiviteter som t.ex. förändringar i landskapsbilden (ex. van Eerden m.fl. 1996, Fox m.fl. 2005), användandet av grödor med högt näringsinnehåll och ökat skydd (ex. Owen m.fl. 1987, Fox m.fl. 2003). Det har skapat förutsättningar för olika arter att börja nyttja habitat som de tidigare inte kunnat använda sig av (Fenger m.fl. 2016). I Sverige har stammarna av grågås, kanadagås, vitkindad gås, sångsvan och trana alla ökat under tidsperioden (Figur B1).



Figur B1. Populationsutveckling för klövvilt, stora rovdjur och storfåglar. Källor: Svenska Jägareförbundets viltövervakning, Viltskadecenter, Danell m.fl. 2016a,b, Skandinaviska björnprojektet, Gåsräkningarna vid Lunds universitet.

Klöviltstammarna har ökat under 1900-talet. Älgstammen nådde sin högsta nivå i början av 1980-talet, varefter den förvaltats på en lägre nivå av hänsyn till skadebilden för skogsbruket genom jakt. Rådjursstammen ökade och spred sig norrut under perioden, och nådde sin högsta nivå i början av 1990-talet. Kron- och doviltstammarna växer och bägge arterna sprider sig, om än långsamt. Vildsvinet återinträdde i faunan på 1970-talet efter rymningar och utsättningar och 1987 beslutade riksdagen att arten formellt tillhör Sveriges fauna (Bergström m.fl. 2016; Danell & Bergström 2016a, 2016d, 2016e). Stammen växte tidigare exponentiellt, men på nationell nivå har tillväxten avstannat genom ökad jakt sedan jaktåret 2012–2013. Vildsvinet sprider sig dock fortfarande till nya områden, och stammen kommer sannolikt att fortsätta växa. Även om klöviltstammarna har återhämtat sig sedan 1800-talet, och är höga i ett historiskt perspektiv, så ligger vi inte på rekordnivåer idag. Trots att stammarna av dov- och kronvilt fortfarande växer, så har vi ungefär tvåtredjedelar av antalet klövilt (hjortvilt, mufflon och vildsvin) och knappt hälften av antalet hjortvilt jämfört med rådjurstoppet 1993 (Viltövervakningen, Svenska Jägareförbundet, G. Bergqvist, muntligen).

Björn, varg, lo och järv har ökat i Sverige de senaste decennierna till följd av förändrad rovdjurspolitik och -förvaltning, vilket är ett generellt mönster i Europa (Figur 1; Chapron m.fl. 2014).

Andra däggdjur som haft en ökande trend är bäver, grävling och mård (Tabell B1). En del viltarter som infördes till Sverige kring förra sekelskiftet och i början av 1900-talet har etablerat sig i faunan. Dit hör fälthare, vildkanin och kanadagås. Andra nya arter är mink, bisam och mårhund, där minken spred sig från svenska pälsfarmer på 1940-talet medan bisam och mårhund har vandrat in spontant till Sverige från Finland efter att ha satts ut i Östeuropa (Danell & Bergström 2016a).

Utvecklingen under de senaste 30 åren för klövilt, stora rovdjur och de storfåglar (gäss, trana, sångsvan) som är rapportens fokus sammanfattas i tabell B1 sist i bilagan. Samtliga grupper har ökat kraftigt. Det innebär att de ekosystemtjänster respektive -otjänster som de levererar också ökat, liksom i förekommande fall deras strukturerande och begränsande inverkan på andra ekosystemtjänster.

Tabell B1. Populationsutveckling de senaste 30 åren för de arter som utgör fokus för rapporten: klövvilt, stora rovdjur, storfåglar, samt övrigt jaktbart vilt. För fåglar utgår vi från trender för perioden 1977–2007 presenterade i Ottvall m.fl. (2007) men i de fall senare trendskattningar avviker tydligt har detta kommenterats med referenser angivna. Förändringar på minst 30 % har klassificerats som kraftiga, förändringar på 10–30 % har klassificerats som ökande/minskande, medan populationer med förändringar på maximalt 10 % klassificerats som stabila. Datakvalitet har bedömts utifrån publicerade källor som: 3 = god kvalitet, 2 = acceptabel kvalitet med vissa brister, 1 = dålig kvalitet och 0 = olika källor ger motsäggande information och därför kan inte kvalitet skattas.

Artgrupp/art	Populationstrend senaste 30 åren	Datakvalitet	Kommentar	Källor
Klövvilt				
Älg	Kraftigt minskande	3	Stark minskning sedan topp på tidigt 1980-tal	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Kronvilt	Kraftigt ökande	3	Stark ökning i takt med att stammen sprider sig och långsamt förtätas	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Dovvilt	Kraftigt ökande	3	Stark ökning i takt med att stammen långsamt sprider sig och förtätas	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Rådjur	Kraftigt minskande	3	Stark minskning sedan topp på 1990-talet	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Vildsvin	Kraftigt ökande	3	Exponentiell tillväxt fram till 2012-13; sedan avstannande. Sprider sig fortfarande	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Stora rovdjur				
Varg	Kraftigt ökande	3		Viltskadecenter (t ex Anon 2015a)
Lo	Svårtolkad	0	Antas ha ökat i ett 30-års-perspektiv. Enhetliga data finns sedan 2003 och indikerar minskande, men ej statistiskt säkerställd, trend sedan dess. Osäkerheter kring vilka svängningar i trender som kan härledas till metodik	Viltskadecenter (Liberg & Andrén 2006; Anon. 2015b; Tovmo m.fl. 2016; Zetterberg & Tovmo 2017)
Björn	Kraftigt ökande	3		Viltskadecenter
Järv	Kraftigt ökande	3	Enhetliga data finns sedan 1996 och indikerar en knapp fördubbling, vilket är en statistiskt säkerställd ökning.	Viltskadecenter (Eklund m.fl. 2017)
Stora Fåglar				
Grågås	Kraftigt ökande	3	Ökning mattas troligen av, men fortsätter att sprida sig	Ottvall m.fl. 2009, Fox m.fl. 2010, Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Sädgås	Svårtolkad	0	Svårtolkade trender från olika källor	Ottvall m.fl. 2009, Fox m.fl. 2010, Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Bläsgås	Ökande	3		Fox m.fl. 2010
Kanadagås	Ökande	3	Ökning har mattats av; eventuellt minskande	Ottvall m.fl. 2009, Fox m.fl. 2010, Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018

Artgrupp/art	Populationstrend senaste 30 åren	Datakvalitet	Kommentar	Källor
Vitkindad gås	Kraftigt ökande	3		Ottvall m.fl. 2009, Fox m.fl. 2010 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Trana	Kraftigt ökande	3		Ottvall m.fl. 2009, Green m.fl. 2018
Sångsvan	Kraftigt ökande	3		Ottvall m.fl. 2009 Green m.fl. 2018
Mellanrovdjur				
Rödräv	Ökande/kraftigt ökande	3	Bygger på avskjutningsdata. Jaktansträngning kan ha ökat mer än populationen	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Skogsmård	Stabil	2	Avskjutning speglar troligen populationsutveckling.	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Grävling	Stabil	3	Avskjutning speglar troligen populationsutveckling	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Iller	Svårtolkad	0		Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Mink	Minskande	2		Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Små däggdjur				
Skogshare	Minskande	1	Bygger på avskjutningsdata. Låga antal. Jaktansträngningen minskar förmodligen mer än pop.	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Fälthare	Kraftigt minskande	2	Avskjutningsstatistik. speglar troligen populationsutveckling.	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Bäver	Ökande	3	Avskjutningsstatistik. speglar troligen populationsutveckling.	Svenska Jägareförbundets viltövervakning
Dykänder				
Alfågel	Stabil	1		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Ejder	Minskande	3	Stora lokala variationer men minskning kan ha klingat av	Ottvall m.fl. 2008, Ekroos m.fl. 2010 Green m.fl. 2018
Vigg	Stabil	2	Vinterantal stabila men häckande bestånd verkar minska	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Knipa	Ökande	3	Ökning har klingat av	Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Sjörre	Stabil	1		Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Storskrake	Ökande	3		Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Småskrake	Ökande	3		Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018

Artgrupp/art	Populationstrend senaste 30 åren	Datakvalitet	Kommentar	Källor
Simänder				
Gräsand	Ökande	3		Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Bläsand	Svårtolkad	0	Olika bud beroende på källa	Ottvall m.fl. 2008, Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018, Pöysä & Väänänen 2018
Kricka	Minskande	2	Olika bud beroende på källa	Ottvall m.fl. 2008 Haas & Nilsson 2017, Green m.fl. 2018
Skogshöns				
Orre	Minskande	3	Minskning 1977–2007, avklingande minskning på senare år.	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Tjäder	Stabil	3		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Järpe	Stabil	2		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Dalripa	Minskande	1	Minskande 1977–2007, mer markant minskning senare år. Stor variation mellan år och områden.	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Fjällripa	Ökande	1	Ökande 1977–2007, men ökning klingat av. Stor variation mellan år och områden	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Fälthöns				
Fasan	Minskande/ kraftigt minskande	2	Utsättningar gör data svårtolkade	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Rapphöna	Minskande/ kraftigt minskande	2	Utsättningar gör data svårtolkade	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Kräkfåglar				
Kråka	Minskande	3		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Kaja	Ökande	3		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Skata	Stabil	3		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Måsfåglar				
Gråtrut	Stabil/minskande	3	Stabil under 1977–2007 därefter tydlig minskning	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Havstrut	Ökande	3	Ökande 1977–2007 därefter minskning	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Fiskmåås	Minskande	3	Minskande 1977–2007 därefter stabil	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Övriga fåglar				
Morkulla	Ökande	1		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Björktrast	Ökande	3	Ökande 1977–2007 därefter minskande	Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018
Nötskrika	Stabil	3		Ottvall m.fl. 2008 Green m.fl. 2018

Viltets ekosystemtjänster

RAPPORT 6889

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6889-9
ISSN 0282-7298

En kunskapssammanställning

Denna kunskapssammanställning om viltets ekosystemtjänster är en del av genomförandet av Naturvårdsverkets *strategi för svensk viltförvaltning*. Bland ekosystemtjänsterna ingår bland annat vilt- och jaktupplevelser och viltets effekter på ekosystemet. Sammanställningen syftar till att ge myndigheter och organisationer som förvaltar vilt eller påverkas av vilt, ett kunskapsunderlag för att integrera ekosystemtjänster i olika beslutssituationer. Rapporten är skriven på uppdrag av Naturvårdsverket och författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer. Det är Naturvårdsverkets förhoppning att rapporten bidrar till att viltet och de ekosystemtjänster som de tillhandahåller blir bättre kända och i större utsträckning än idag tas hänsyn till för att främja brukandet av vilt som resurs.

