

Övervakning av vissa mindre däggdjur

Metoder och pågående övervakning

Tim Hofmeester, Fredrik Dahl,
Göran Hartman, Peter Nordin,
Carl-Gustaf Thulin, Henrik Thurfjell,
Fredrik Widemo

RAPPORT 7125 | DECEMBER 2023



Övervakning av vissa mindre däggdjur

Metoder och pågående övervakning

av Tim Hofmeester, Fredrik Dahl, Göran Hartman, Peter Nordin,
Carl-Gustaf Thulin, Henrik Thurfjell och Fredrik Widemo

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7125-7

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2023

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2023

Omslagsfoto: Johnér/Hans Berggren



Förord

Naturvårdsverket som är Sveriges centrala förvaltningsmyndighet för jakt och vilt har under 2022 tagit fram en uppdaterad *Strategi för svensk viltförvaltning*. I den beskrivs viktiga inriktningsmål, vägval och fokusområden, som utvecklar och stärker svensk viltförvaltning. Den innehåller fem inriktningsmål varav ett av dem är att förvaltningen ska baseras på bästa tillgängliga kunskap.

Viltövervakning är en förutsättning för att viltförvaltning ska fungera på ett långsiktigt hållbart sätt. För att kunna ta välgrundade beslut inom förvaltningen krävs det kvalificerade data om viltet och sådana data behöver därtill lagras på sätt som både är säkert och tillgängligt för olika användare. God kunskap om viltpopulationernas storlek och utbredning är en viktig grund. Då förekomst och antal av en viss art kan påverka förekomsten av andra arter behöver man arbeta utifrån ett ekosystembaserat perspektiv som tar kopplingarna mellan arterna i beaktande. Med uppdaterad kunskap kan man agera adaptivt och ibland också proaktivt när så behövs. I ett av vägvalen i strategin lyfts det att Naturvårdsverket behöver, tillsammans med andra aktörer, klarlägga hur behovet av data ser ut i framtiden och hur insamling ska ske. En stärkt viltövervakning eftersträvas som underlättar för bland annat flerartsförvaltning.

I och med denna rapport tar Naturvårdsverket ett första steg för att få en samlad bild över vilka metoder som används idag för att övervaka och inventera några av våra mindre däggdjursarter.

Den här rapporten har tagits fram av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag av Naturvårdsverket och ska utgöra kunskapsunderlag till det fortsatta förvaltningsarbetet av våra svenska viltarter. Rapporten är skriven av Tim Hofmeester, Fredrik Dahl, Göran Hartman, Peter Nordin, Carl-Gustaf Thulin, Henrik Thurffjell samt Fredrik Widemo som samtliga är anställda vid SLU. Under arbetets gång har Tim Hofmeester och Fredrik Widemo agerat koordinatörer för uppdraget och varit främsta kontaktpersonerna gentemot Naturvårdsverket. Författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer i rapporten. Malin Åhl och Kerstin Hultman-Boye har fungerat som redaktörer på Naturvårdsverket under processen. Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.

Stockholm 9 november 2023

Claes Svedlindh
Avdelningschef Naturavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
Koordinatorernas förord	8
Inledning	9
Avskjutningsstatistik	10
Artportalen	11
Viltkameror	12
Vilttrianglar	13
Offentlig lokal och regional förvaltning	14
Rödräv, grävling, skogsmård och iller	15
Avskjutningsstatistik	16
Rapporter från Artportalen	17
Viltkameror (ny metod under utveckling)	17
Genetisk övervakning baserad på spillning	20
Integrerad övervakning	21
Mink	22
Populationsövervakning med hjälp av viltkameror	23
Spårdetektion med hjälp av så kallade minkflottar	25
Minkinventering som bifångst i samband med länsvisa utterinventeringar	27
Artportalen	29
Avskjutningsstatistik	30
Skogshare, fälthare och vildkanin	31
Avskjutningsstatistik	31
Spillningsinventering	32
Spårinventering	32
Avståndsinventering ('distance sampling')	33
Viltkameror	33
Genetisk övervakning	34
Predatorernas födoval	34
Integrerad övervakning	35
Bäver	36
Hyddinventering med fältpersonal	36
Hyddinventering genom enkätundersökningar	38
Avskjutningsdata och Artportalen	40

Smågnagare	41
Syfte med övervakningen	42
Befintliga övervakningssystem	43
Miljöövervakning av smågnagare	43
Kompletterande metoder	45
Artportalen	45
Viltkameror	45
Rekommendationer	46
Artövergripande slutsatser	47
Källhänvisning	48

Sammanfattning

Det är grundläggande för all viltförvaltning att veta hur många individer det finns av olika arter, och hur antalen förändras över tid. Sådan information samlas in genom olika former av inventeringsmetoder inom ramen för viltövervakningen. Naturvårdsverket har givit Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i uppdrag att ta fram en kunskapsöversikt över befintliga övervakningsmetoder och -system för de mindre däggdjursarter som jagas under allmän jakttid, samt de främmande arterna mink och vildkanin. Därutöver omfattar uppdraget även smågnagare, i och med deras betydelse för viktiga processer i ekosystemen. Rapporten utgör en del i ett pågående arbete att utreda möjligheterna för en integrerad viltövervakning i framtiden.

Med undantag för smågnagare saknas riktade övervakningsprogram för arterna som tas upp i rapporten. Därmed baseras dagens kunskap främst på data från Artportalen samt avskjutningsstatistik, i bägge fallen insamlade genom frivilliga insatser med begränsade möjligheter till kvalitetssäkring. Andra data än antal individer som observerats, fångats eller fällts saknas i huvudsak. Genom att data från olika förvaltningsprojekt på lokal och regional skala också läggs in i Artportalen kan befintliga data både från allmänheten och den offentliga förvaltningen samlas och analyseras på ett enhetligt sätt. Så sker redan till viss del, men det finns möjligheter att utöka samordningen av insamlade data.

Nya metoder erbjuder helt nya möjligheter att samla in kvalitetssäkrade data både för förekomst och för olika beteenden, dels genom kontrollerade övervakningsprogram dels genom bilder från allmänheten. Utvecklingen av viltkameror som tar bilder automatiskt när djur visar sig är på väg att revolutionera viltövervakningen. Det gäller särskilt djur som är nattaktiva eller svåra att följa av andra skäl. På motsvarande vis innebär möjligheten att ta bilder genom tubkikare att observationer kan kvalitetssäkras. Även utvecklingen av miljö-DNA som övervakningsmetod erbjuder nya möjligheter i framtiden.

Parallellt med den tekniska utvecklingen tas allt mer komplexa statistiska metoder fram, som kan kombinera datakällor för att öka både precision och noggrannhet av populationsskattningar. Ny teknik och nya analysmetoder erbjuder en stor potential till förbättrad viltövervakning på kostnadseffektiva sätt. Dessa metoder behöver dock fortfarande kvalitetssäkras genom att jämföras med mer traditionella metoder, samt kalibreras för att möjliggöra att bygga vidare på befintliga tidsserier.

Sammantaget är det tydligt att det idag saknas helhetsgrepp för övervakningen av mindre däggdjur. Samtidigt erbjuder ny teknik och nya metoder helt nya möjligheter att övervaka arter med olika ekologi kostnadseffektivt. Därmed möjliggörs en integrerad viltövervakning på ett helt nytt sätt.

Summary

It is fundamental for all wildlife management to know how many individuals there are of different species, and how the numbers change over time. Such information is collected through various methods within the framework of wildlife monitoring. The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) has commissioned the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) to produce an overview of existing monitoring methods and systems for smaller mammal game species, including the non-native species mink and rabbit. In addition, the assignment includes small rodents, due to their importance for ecosystem processes. The report is part of an ongoing effort to investigate the possibilities for an integrated wildlife monitoring program in the future.

With the exception of small rodents, there are no targeted monitoring programmes for the species covered in the report. Thus, today's knowledge mainly is based on data from Artportalen and bag statistics, in both cases collected through voluntary efforts with limited opportunities for quality assurance. Data other than the number of individuals observed, captured or harvested are largely missing. By adding data from various management projects on a local and regional scale to Artportalen, existing data both from observations by the public and from management can be collected and analysed in a uniform way. This is already happening to some extent, but there are opportunities to increase the coordination of data collected.

New methods offer completely new opportunities to collect quality-assured data both for occurrence and for different behaviours, partly through controlled surveillance programs and partly through images from the public. The development of wildlife cameras that take pictures automatically when animals appear is about to revolutionize wildlife monitoring. This is especially true for animals that are nocturnal or difficult to follow for other reasons. Correspondingly, the ability to take pictures through spotting scopes means that identifications can be verified. The development of environmental DNA as a monitoring method also offers new opportunities in the future.

In parallel with technological development, increasingly complex statistical methods, which can combine several data sources to increase both precision and accuracy of population estimates, are being developed. New technology and new analysis methods offer great potential for improved wildlife monitoring in cost-effective ways. However, the accuracy and precision of these methods still need to be verified by comparing against results from traditional methods and calibrated to enable building on existing time series.

All in all, there is currently a lack of a holistic approach to the monitoring of smaller mammals. At the same time, new technologies and methods offer completely new opportunities to monitor species with different ecology in a cost-effective way.

Koordinatorernas förord

Naturvårdsverket har givit Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, i uppdrag att sammanställa och analysera metoder som används i Norden för övervakning och inventering av vissa mindre däggdjur. Syftet är att utveckla ett integrerat viltövervakningssystem inför framtiden. Uppdraget omfattar de mindre däggdjursarter som jagas under allmän jakttid, samt de främmande arterna mink och vildkanin, eftersom de anses särskilt intressanta att övervaka. Därutöver omfattas även smågnagare, i och med deras betydelse för viktiga processer i ekosystemen.

Uppdraget har koordinerats inom ramen för SLU:s miljöanalysprogram Vilt av miljöanalyskoordinator Fredrik Widemo och biträdande miljöanalyskoordinator Tim Hofmeester. Koordinatorerna har lett uppdraget i dialog med Naturvårdsverket, redigerat rapporten samt skrivit inledning och dragit artövergripande slutsatser. Forskare verksamma inom SLU med kunskap om de olika arterna som tas upp har skrivit de artspecifika kapitlen och står för sakinnehållet i dem.

Biträdande koordinator och koordinator står först respektive sist bland författarna för att visa på deras arbetsinsats och ansvar för de övergripande delarna. Författare till artspecifika kapitel står i bokstavsordning och ansvarar för sakinnehållet. Koordinatorerna har i dialog med Naturvårdsverket tagit ett redaktionellt ansvar för hela rapporten, inklusive de artspecifika kapitlen.

Umeå 29 maj 2023

Fredrik Widemo
Miljöanalyskoordinator Vilt

Tim Hofmeester
Biträdande miljöanalyskoordinator Vilt

Inledning

Fredrik Widemo, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU

Tim Hofmeester, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU

Det är grundläggande för all viltförvaltning att veta hur många individer det finns av olika arter, och hur antalen förändras över tid. I en del fall är det även önskvärt med information om könsvot¹, reproduktionstal, tid för reproduktion, rörelsemönster, släktskap eller inavelskoefficienter. Sådan information samlas in genom olika former av inventeringsmetoder inom ramen för viltövervakningen. Nya metoder som miljö-DNA², viltkameror och drönare kombineras ofta med traditionella metoder som avskjutningsstatistik och observationer. Metoder används i olika kombinationer för olika arter beroende på förvaltningens behov. Såväl populationstätheter som samspellet mellan olika arter varierar bland annat med latitud och markens produktionsförmåga. Det är därmed viktigt att välja en relevant geografisk skala och en upplösning som hanterar förvaltningens behov, samtidigt som det är viktigt att kritiskt utvärdera i vilken utsträckning det är rimligt att resultat från ett visst område kan generaliseras till andra eller större områden.

Gemensamt för all inventering är att det finns osäkerheter och mätfel, både när det gäller precision och noggrannhet (Andrén m.fl., 2010). Precision uttrycker spridningen runt ett medelvärde, och kan ökas genom att använda mer exakta mätmetoder, genom att mäta en större andel av populationen eller genom upprepade mätningar. Noggrannhet uttrycker i stället hur väl stickprovets medelvärde överensstämmer med det faktiska värdet i populationen, och kan ökas genom att säkerställa att de individer som mäts utgör ett representativt urval av populationen. Kombinationen av precision och noggrannhet kallar vi riktighet. Såväl precision som noggrannhet kan och bör utvärderas, men det är notoriskt svårt att säga vilken inventeringsmetod som ger högst riktighet för en viss karaktär och art då man i princip alltid saknar facit att jämföra mot. Därmed är det fördelaktigt om det finns resultat från flera alternativa metoder som kan jämföras och kombineras vid tolkningen av trender.

Det är ofta lättare att mäta en relativ förändring än en absolut med god riktighet. Vi kan exempelvis göra en spillningsinventering, och räkna tätheten av spillningshögar för en art i ett visst område. Om vi upprepar detta årligen för ett tillräckligt antal provytor och exempelvis ser en förändring på 20 % kan vi göra antagandet att tätheten ändrats i motsvarande grad. Vill vi däremot räkna om detta till en absolut täthet av individer per hektar måste vi veta hur många spillningshögar en genomsnittlig individ lämnar under ett dygn (defekationshastigheten). Sådana data kommer normalt från studier i begränsade områden, och inte sällan från djur som hållits i fångenskap. Vidare påverkar mängd och typ av föda typiskt defekationshastigheten. Precisionen i skattningen av en absolut jämfört med en relativ täthet kommer att vara identisk när alla spillningsvärden divideras med ett genomsnittligt antal spillningshögar som produceras per dygn; noggrannheten och riktigheten kommer

¹ Könsvot – den relativa förekomsten av de båda könen inom en art

² miljö-DNA – ett sätt att ta fram DNA från miljön (t.ex. genom spillning-, jord- och vattenprover)

dock bara vara samma om defekationshastigheten är korrekt för populationen som spillningsinventerats. På motsvarande sätt kan exempelvis observerbarheten³ skilja mellan områden. Två viktiga grundprinciper är att så långt möjligt studera förändringar inom områden samt att inte introducera fler variabler än nödvändigt i en och samma skattning.

Viltarter som ofta orsakar konflikter mellan olika mänskliga intressen, som till exempel stora rovdjur och klövvilt, omfattas ofta av mer välutvecklade övervakningsprogram än de arter som tas upp i denna rapport. Det finns dock några mer generella övervakningsmetoder som används inom viltförvaltningen för många olika arter, och de presenteras här i generella termer samt mer i detalj i de artvisa kapitlen.

Avskjutningsstatistik

Förändringar i avskjutning används ofta som ett relativt mått på populationsförändringar för jaktbara arter, utifrån antagandet att jägarna anpassar sin jaktinsats och avskjutning efter tillgången på vilt (Bergqvist m.fl., 2015; Bergqvist & Elmhagen, 2020; Bergqvist m.fl., 2021). Avskjutningsstatistik är ofta den enda tillgängliga källan till information om förändringar i populationstätheter. Avvikelse mellan avskjutning och populationsförändring förekommer ibland, exempelvis när nya, mer effektiva jaktmedel införs eller jägarnas motivation att jaga en art ändras (Ljung m.fl., 2014). Det kan exempelvis ske genom ändrade skinnpriser, att en art definieras som invasiv eller att jägarkåren väljer att jaga andra arter som blivit vanligare eller som orsakar växande problem.

Svenska Jägareförbundet (SJF) har samlat in avskjutningsstatistik för jaktbara arter sedan 1939 och står för kvalitetssäkringen av avskjutningsstatistiken. Avskjutningsstatistik är därmed den viktigaste källan för övervakning av de jaktbara viltstammarna över tid. Statistiken baseras på frivilliga rapporter från jaktlag till SJF, ofta genom dataportalen Viltdata (www.viltdata.se) där resultaten även presenteras i sammanställd form. SJF anser att frivillig rapportering ger bättre resultat än obligatorisk rapportering av fällt vilt för varje jägare, vilket skulle kunna medföra att en del som inte vill rapportera lämnar in missvisande information närmast i protest. Moderna studier som visar detta saknas dock, samtidigt som obligatorisk rapportering på individnivå förekommer vid jakt på Statens mark i fjällen och skogsbolagen har obligatorisk rapportering av allt fällt vilt på jaktlagsnivå för dem som jagar på upplåten mark. I ingetdera fallet förefaller detta vara förenat med bristande rapporteringsvilja eller minskad riktighet för data. Dessa data ingår dessutom redan i den sammanställda avskjutningen. Vidare har såväl Norge som Finland fungerande obligatorisk rapportering på individnivå. Ett eventuellt byte av system skulle dock kräva en kalibrering, då tidigare studier genomförda av SJF visat att individrapportering resulterar i högre rapporterad avskjutning per hektar jämfört med rapportering jaktlagsvis.

Jaktlagen rapporterar även hur stor deras jaktmark är och på detta sätt kan avskjutningen extrapoleras till större områden som jaktkrets och län. Sedan några år användas Bayesianska modeller för förbättrad extrapolering (Lindström & Bergqvist, 2020). Metoden har även applicerats på historiska data, vilket gör att data är jämförbara

³ Observerbarhet – Sannolikheten att en art eller spår av en art observeras med en vis metod

tillbaka till jaktåret 1997/98. Jaktåret 1995/96 infördes rapportering per jaktvårds-krets; äldre data bör tolkas med försiktighet, och osäkerheten skiljer mellan arterna. Data består av ett antal fällda djur per 1 000 hektar eller per område (jaktkrets, län, nationellt) som index för populationsstorlek. Eftersom data samlas in årligen kan avskjutningsstatistiken användas för att uppskatta populationsutveckling över tid. Metoden används över hela landet och baseras på rapporter från ungefär 25 % av den totala arealen. Alla jaktbara viltarter (förutom älg, kronhjort och de stora rovdjuren) övervakas av SJF genom avskjutningsstatistik.

Svenska Jägareförbundet har haft ett allmänt uppdrag av staten att ansvara för viltövervakning baserat på avskjutningsdata sedan 1939, med ett utpekat ansvar som datavårdar. Sedan 2021 har dock uppdraget omvandlats och läggs nu ut för upphandling, vilken genomförs av Naturvårdsverket. SJF vann den första upphandlingen, vilket innebär att det så långt finns en kontinuitet i datavårdskapet. Det förefaller dock mycket otillfredsställande att kontinuerligt datavårdskap inte säkerställs för en så viktig del av viltövervakningen.

Det förekommer att jaktbara arter kommer till och tas bort nationellt, samtidigt som såväl området där jakt får bedrivas och jaktsäsongens längd ändras över tid. Dessa faktorer påverkar självfallet möjligheterna att bedriva jakt och antalet vilt som fålls. Den avskjutningsstatistik som presenteras är dock i princip aldrig korrigerad för någon av dessa faktorer. Även om regeländringarna ofta har sin grund i ändrade populationstätheter så ökar detta osäkerheten för avskjutningen som index för förändringar i populationsstorleken.

Artportalen

Artportalen är en plattform där allmänheten kunnat rapportera in observationer av vild flora och fauna sedan 2001 och förvaltas av Artdatabanken vid SLU sedan 2004. Det finns över 95 miljoner observationer i Artportalen (januari 2023). Observationerna rapporteras in av allmänheten via websidorna <https://www.artportalen.se/> eller <https://rapportera.artfakta.se/>. Allmänheten är fri att rapportera när och var de vill, vilket gör att data är ostrukturerade. En del av rapporterna har en bifogad bild som kan användas för verifiering av artbestämningen, vilket minskar risken för felklassificeringar. Idag har exempelvis knappt tio procent av observationerna av skogsmård (*Martes martes*) under de senaste fem åren (totalt 1 684 observationer) validerats genom granskning av ett foto. Genom att utnyttja bildernas metadata kan dessutom plats och tid verifieras om man så önskar. Merparten av insamlade data bygger dock idag på att observatören gjort en korrekt artbestämning och lämnat korrekt information om datum och plats. Artportalen medger även möjligheten att rapportera den observerade 'aktiviteten', vilket bland annat inkluderar reproduktiva beteenden. För mårdobservationerna ovan fanns aktivitet (vilket dock även inkluderar typ av observation) registrerad i 60 % av fallen. Bland observationerna med aktivitet var det bara 0,6 % som uppgav någon form av reproduktiv status. Det krävs därmed en mycket stor mängd observationer för att exempelvis analysera reproduktionstider, särskilt för att jämföra olika delar av landet.

Artportalen erbjuder den enda tillgängliga datakällan för förekomster av mindre däggdjur som är heltäckande för Sverige, utöver avskjutningsstatistiken för de arter som är jaktbara. Samtidigt är det viktigt att vara medveten om att det finns begränsningar i och med att majoriteten av rapporteringen inte är korrigerad för observations-

tid. Därmed kan det exempelvis te sig som om alla arter ökar när fler tillbringar tid i naturen, som under Covid19-pandemin. Ett annat reellt problem är att många enbart rapporterar in ovanliga arter, alternativt bara rapportera in vilka arter de sett när de varit ute och bland annat observerat något som är ovanligt. Därmed finns en uppenbar risk att ovanliga arter är överrepresenterade i materialet. Ett tredje problem är att allmänhetens besök är mer frekventa i tätortsnära miljöer och i mer tätbefolkade delar av landet. Därmed blir riktigheten sämre för arter som har sin huvudsakliga utbredning och täthet i andra områden. Kvalitativa data på geografisk utbredning kommer att vara behäftade med mindre osäkerheter än kvantitativa data på förändringar i antal observationer.

Det finns flera försök att öka noggrannheten i materialet. Ett sätt är att användare kan skapa en checklista på <https://checklista.artportalen.se/> för att rapportera alla arter de observerar inom en viss artgrupp. Checklistorna ger både från- och närvarodata, vilket löser flera av problemen som listats ovan. Sammantaget bidrar Artportalen med viktig information, men resultaten måste tolkas med försiktighet. Det gäller dock även exempelvis för avskjutningsstatistiken.

Data från Artportalen används för många artgrupper på olika nivåer, från lokal till nationell. Liknande portaler för att samla in rapporter från allmänheten finns i Danmark (<https://arter.dk/>), Finland (<https://laji.fi/>) och Norge (<https://www.artsobservasjoner.no/>). SLUs Artdatabanken ansvarar för kvalitetssäkring och datavårdskap med finansiering från Naturvårdsverket.

Viltkameror

Viltkameror (kallas även för åtelkameror eller kamerafällor) är en kombination av en (digital) kamera och en rörelsesensor (oftast en passiv infraröd sensor) i ett väderbeständigt hölje. De har blivit populära under 2000-talet och användningen har ökat exponentiellt sedan dess. Viltkameror kan användas för att övervaka en stor mängd vertebrater, allt från stora däggdjur och fåglar till grodor och ormar, så länge det finns en temperaturgradient som förflyttar sig i rummet och som kan detekteras av rörelsesensorn. Kamerorna tar en bild, en serie bilder eller en video när sensorn detekterar en rörelse. Vissa modeller kan också ta bilder på en förbestämmd tid (time-lapse) eller skicka bilderna via MMS till en mobiltelefon eller via mobila nätverk till en molntjänst. Viltkameror används idag mest för att övervaka större viltarter på lokal nivå. Genom att placera kameror på lägre höjd ökar sannolikheten att mindre däggdjur detekteras.

Bilderna kan användas för att bedöma om en art vistas på ett ställe. Om en art har observerats på en plats är vi säkra på att arten förekommer där, men om en art inte har observerats finns det två möjligheter: arten förekommer inte på platsen eller så förekommer arten men har inte observerats. Man kan använda viltkameradata för att skilja mellan dessa två alternativ (med användning av så kallade 'occupancy modeller') genom att bestämma en detektionshistorik med detektion (1) eller icke detektion (0) för varje dygn eller vecka en viltkamera har varit aktiv på ett ställe (Kéry & Royle, 2015). Samma detektionshistorik kan användas för att uppskatta relativ täthet med så kallade 'Royle-Nichols modeller'. Relativ täthet kan också uppskattas med en relaterad modell (N-mixture modell) som använder en detektionshistorik med antal observationer per art per dygn eller vecka (Kéry & Royle, 2015). Bilderna kan även användas för att uppskatta täthet genom två olika typer av modeller. Den

första gruppen kallas för 'fångst-återfångst modeller' (Kéry & Royle, 2015). De skulle även kunna fungera när man bara kan känna igen vissa individer (t.ex. en individ med karaktäristisk teckning eller på annat vis avvikande utseende) med liknande modeller som kallas för 'mark-resight' modeller (Kéry & Royle, 2015). Informationen som ligger till grund för dessa modeller är också en detektionshistorik, men med detektion (1) eller icke detektion (0) av en viss individ för varje dygn eller vecka. Den andra gruppen av modeller är baserad på sannolikheten att individer av en art observeras genom alla kameror i ett område, till exempel så kallade 'random encounter modeller'. De baseras på antalet observationer av arten per dygn korrigerat för parametrar som detektionsyta (baserad på avstånd och vinkel till kameran för varje observation) och avståndet som individer av en art färdas varje dygn. Dessa metoder kräver därmed inte igenkänning av individer, men däremot extra information som behöver skattas.

Innan ändringen i kameraövervakningslagen 2018 krävdes tillstånd från myndighet för att få sätta upp en viltkamera, men sedan dess är det lagligt att sätta upp kameror på egen mark eller efter överenskommelse med markägaren utan tillstånd så länge chansen att bilder tas av människor är minimal. Annars behövs tillstånd från Integritetsskyddsmyndigheten. Viltkameror är mycket vanliga bland jägare, men används även av forskare och mer och mer inom inventeringen av stora rovdjur, särskilt lodjur (*Lynx lynx*). Det finns i dagsläget inget etablerat, övergripande program för regional eller nationell övervakning av vilt med viltkameror i Sverige, men SLU och SJF håller på att bygga upp ett sådant inom projektet Viltbild i samarbete med Scandcam-projektet (i Sverige koordinerat av SLU). Dessutom har några Länsstyrelser (Västmanland, Dalarna, Värmland, m.m.) bestämt att använda samma metodik för att övervaka stora rovdjur med viltkameror. I Norge används viltkameror för att övervaka lodjur och vildsvin (*Sus scrofa*) på nationell nivå genom Scandcam-projektet, i Norge koordinerat genom Norsk Institut för Naturforskning (NINA). Det finns ingen nationell eller regional övervakning med viltkameror i Danmark och Finland.

Vilttrianglar

Vilttrianglar är ett finskt övervakningssystem som bygger på frivilliga insatser där jägarkåren sommar- och vintertid inventerar trakter i landskapet i form av liksidiga trianglar med fyra kilometers sida (Luke, 2017). I landskap som domineras av jordbruksmark används istället så kallade 'fälttrianglar' som har två kilometers sida. Under sommaren genomförs inventering av de traditionella trianglarna av tre personer som går i bredd med 20 meters lucka och noterar synobservationer av tjäder (*Tetrao urogallus*), orre (*Lyrurus tetrix*), järpe (*Tetrastes bonasia*), dalripa (*Lagopus lagopus*), morkulla (*Scolopax rusticola*) och skogshare (*Lepus timidus*), samt spår av björn (*Ursus arctos*). Vintertid genomförs inventeringen vid goda snöförhållanden och spår av ekorre (*Sciurus vulgaris*), flygekorre (*Pteromys volans*), bäver (*Castor fiber*), bisam (*Ondatra zibethicus*), varg (*Canis lupus*), rödräv (*Vulpes vulpes*), fjällräv (*Vulpes lagopus*), mårdhund (*Nyctereutes procynoides*), björn, hermelin (*Mustela erminea*), småvessla (*Mustela nivalis*), mink (*Neovison vison*), iller (*Mustela putorius*), skogsmård, järv (*Gulo gulo*), grävling (*Meles meles*), utter (*Lutra lutra*), lodjur, skogshare, fälthare (*Lepus europaeus*), vildsvin, vitsvanshjort (*Odocoileus virginianus*), älg (*Alces alces*), skogsvildren (*Rangifer tarandus fennicus*)

och rådjur (*Capreolus capreolus*) som korsar triangeln noteras. Dessutom noteras under vintertid också synobservationer av tjäder, orre, järpe, dalripa, raphöna (*Perdix perdix*), fasan (*Phasianus colchicus*), duvhök (*Accipiter gentilis*) och korp (*Corvus corax*). Vilttriangelarna ger en värdefull uppföljning av småviltstammarnas förändring som helt saknas i Sverige. I takt med ett allt varmare klimat kommer det dock sannolikt bli allt svårare att utföra vinterinventeringen. Data från inventering av vilttriangelarna vintertid har använts för att ta fram absoluta tätheter genom kunskap om hur långt de olika arterna rör sig per dygn (på ett liknande sätt som det 'random encounter model' för viltkameradata). Den uppmätta variationen i sträckor är dock stor, vilket ger stor osäkerhet i riktigheten av de skattade tätheterna. Det hade varit mycket värdefullt med ett motsvarande system i Sverige, men vore sannolikt svårt att få tillräckligt frivilligt engagemang.

Offentlig lokal och regional förvaltning

Några av arterna som tas upp i rapporten är föremål för förvaltning genom myndigheters och kommuners försorg, exempelvis små och mellanstora rovdjur som kan begränsa markhäckande fåglar inom skyddade områden och arter som kan ställa till problem i urbana miljöer (Widemo m.fl., 2019). Det saknas formaliserade sammanställningar av sådana data, och det vore möjligt att utnyttja dem bättre än idag. Exempelvis visar en undersökning riktad till kommuner att de i genomsnitt upplever ökade problem från grävling, rödräv och bäver i urbana miljöer, medan problem från harar och kaniner förefaller oförändrade (Widemo, 2021). Samtidigt saknas det i stort sett lokal och regional övervakning av arterna som tas upp i denna rapport. Därmed baseras lokal förvaltning ofta på öppna tillgängliga data, som till exempel jaktstatistik och observationer i artportalen.

Rödräv, grävling, skogsmård och iller

Tim Hofmeester, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU
Henrik Thurfell, Artdatabanken, SLU

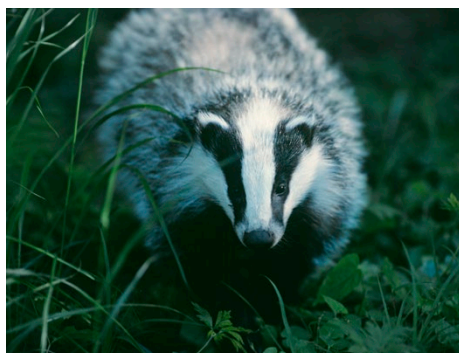


Foto: Rödräv: TT/Göte Eriksson. Grävling: Johnér/Göran Nyrén
Skogsmård: Johnér/Lars Göran Abrahamsson. Iller: TT/Göran Gustafson

Den enda metoden för populationsuppskattning som finns tillgänglig för rödräv, grävling, skogsmård och iller i Sverige är avskjutningsstatistik. Dessutom används observationer från Artportalen för att uppskatta utbredningsområdena för de olika arterna. Arterna övervakas i dagsläget inte på regional- eller lokalnivå förutom i några forskningsprojekt.

Rödräv, grävling, skogsmård och iller diskuteras tillsammans på grund av följande skäl: 1) som små rovdjur fyller de en liknande roll i ekosystemen, 2) de kan övervakas med samma metoder, på grund av liknande storlek och ekologi, och 3) det skulle vara mycket fördelaktigt att övervaka arterna gemensamt för att också möjliggöra övervakning av interaktioner mellan arterna. Dessutom skulle en samförvaltning av dessa fyra arter kunna vara fördelaktig eftersom de kan orsaka liknande problem, inte minst när de förekommer i bebyggd miljö.

Internationellt övervakas arterna med olika metoder som till exempel viltkameror, spillningsinventering och miljö-DNA. Dessutom övervakas grävling i vissa länder genom att inventera beboende av kända gryt. I andra länder i Norden övervakas arterna genom jaktstatistik: rödräv, grävling och mård i Norge, rödräv och iller i Danmark, och alla fyra arter i Finland. Det finns ingen övervakning av iller i Norge och ingen övervakning av skogsmård och grävling i Danmark.

Avskjutningsstatistik

Svenska Jägareförbundet har samlat in avskjutningsstatistik av rödräv, grävling och skogsmård sedan 1939 och iller sedan 1945. Det gör att avskjutningsstatistik är den viktigaste källan för övervakning av de små rovdjurspopulationerna över tid. Data samlas in med syftet att övervaka viltstammarna på läns- och nationell nivå. Data används dessutom i framtagandet av den svenska rödlistan och vid rapportering av arter listade i Art- och habitatdirektivet (skogsmård och iller) till EU. Kvalitetssäkring, insamling av data och datavärdskap ligger vid SJF enligt upphandlat uppdrag från Naturvårdsverket. Norge, Danmark och Finland samlar in liknande jaktstatistik vilket är obligatoriskt för mindre rovdjur i Norge och Danmark. Grävling och skogsmård är fridlysta i Danmark.

Det finns många faktorer förutom viltstammarnas storlek som påverkar avskjutningsstatistiken, vilket gör att förändringar i avskjutning inte alltid speglar förändringar i populationerna. Särskilt för skogsmård har skinnpriserna haft stor påverkan på jaktintensiteten. På motsvarande vis har populariteten av klövviltjakt med spetshundar sannolikt haft en påverkan på jakt på grävling, då jägare jagar grävling för att träna ställande hundar avsedda för klövvilt under försäsongen. Vid den senaste revideringen av jakttiderna ändrades dock första dag att jaga grävling med hund från 1/8 till 21/8, vilket är samma dag som det blir tillåtet att släppa hund efter älg. Därmed försvann de tre jaktveckorna då jakttrycket på grävling sannolikt var ojämförligt störst. För rödräv är jaktstatistik sannolikt av hög precision och noggrannhet eftersom arten är vanlig och jagas över hela Sverige. Jaktstatistiken har störst osäkerhet för iller som bara förekommer i en del av landet och inte är särskilt populär att jaga, det är dessutom stor variation i illertätheten inom utbredningsområdet vilket försvårar tolkningen av data. SJF föreslår att en stor del av de fällda illrarna är bifångst i minkfällor vilket gör att jaktstatistiken för iller är beroende på utbredningen och täthet av mink och den följande utrotningsintensiteten.

Eftersom metoden bygger på frivilliga insatser är den relativt billig. En annan fördel är att det finns långa dataserier tillgängliga, som gör det möjligt att använda avskjutningsstatistiken som basmetod med andra metoder att jämföra med. De största nackdelarna är att jaktintensitet och ändringar i jägarnas beteende och lagstiftning kan påverka metoden och att det är svårt att korrigera för detta. Metoden är kostnadseffektiv även om det finns brister i vad som kan göras med data.

SJF har utvecklat kompetensen till att samla in, kvalitetssäkra och rapportera avskjutningsstatistik och det är mycket viktigt att kontinuiteten i övervakningen säkerställs. Eftersom data samlas in på jaktkrets nivå kan data användas för lokal, regional (län) och nationell nivå. För iller blir dock stickprovet så litet att variansen blir för hög till exempel för trendanalyser över mindre områden. Årlig rapportering av fällt vilt anses som en lämplig frekvens för att kunna övervaka förändringar i mindre rovdjurspopulationer.

Det finns två områden där utveckling av metodiken skulle göra data ännu mer användbara. En är rapportering av hur många mantimmar ett jaktlag har lagt på jakten för varje art. Detta skulle möjliggöra att korrigera för förändringar i jägarnas beteende över tid. Ett annat utvecklingsområde är användningen av jaktstatistik tillsammans med andra datakällor (se nedan).

Rapporter från Artportalen

Observationer av små rovdjur från Artportalen används precis som avskjutningsstatistiken för att ta fram den svenska rödlistan och vid rapportering av arter som listats i Art- och habitatdirektivart till EU. Olika myndigheter (Naturvårdsverket, länsstyrelserna) och kommuner använder observationer från Artportalen i sin verksamhet. Den största delen av data består av närvarodata (observationer av en art på en plats) som kan användas för att uppskatta utbredningsområdet av en art och för att analysera habitatval på regional eller nationell nivå (Osinga m.fl., 2023 för ett exempel för iller i Sverige). Nollobservationer (baserade på checklistor) gör det möjligt att minska osäkerheten i dessa analyser.

Det finns många faktorer som påverkar datakvaliteten av medborgarforskningsdata som till exempel deltagarnas kunskap, erfarenhet och motivation. För små rovdjursarter är erfarenhet av arterna en viktig faktor som påverkar om de identifieras korrekt. Observationer med bild kan enkelt verifieras men observationer utan bild är svårare att kontrollera. Erfarenhet av observationer med bilder visar att särskilt de arter som är svåra att observera och identifiera (skogsmård och iller) ofta förväxlas med andra små mustelider (småvessla, hermelin och mink). För iller, som har ett begränsat utbredningsområde inom Sverige, kan observationer utanför utbredningsområdet verifieras genom att kontakta observatören och be om extra information. Detta görs av Artdatabanken för en del av observationerna, särskilt de som ligger utanför det kända utbredningsområdet. Möjligheten att dra korrekta slutsatser är beroende på både precision och noggrannhet i observationerna. Samtidigt gör datamängden att felaktiga observationer inte har någon stor påverkan på analyserna så länge de inte är frekventa. Analyser på artsnivå kan korrigeras för rumsliga bias i observationsintensitet genom att korrigeras för mängden observationer av alla små rovdjur (Osinga m.fl., 2023).

Metoden anses som väldigt kostnadseffektiv då rapporterna samlas in av frivilliga i hela landet utan direkt insats för övervakning av mindre rovdjur. Särskilt om informationen från observationerna kombineras med andra datakällor är data informativa. Artdatabanken vid SLU har god kompetens gällande insamling, lagring och användning av observationsdata. Så länge Artportalen är i drift kommer det att finnas observationer tillgängliga för övervakning av mindre rovdjur. Då data samlas in med detaljerad information om plats och tid kan de användas för inventeringar på lokal, regional och nationell nivå. De största begränsningarna är att datakvaliteten är helt beroende av allmänhetens motivation att rapportera in observationer, allmänhetens kompetens att artbestämma korrekt samt att observationerna sällan kan kvalitetsgranskas.

Det finns möjlighet att utveckla metodiken för att göra insamlade data ännu mer användbara. Det främsta utvecklingsområdet är användning av observationer tillsammans med andra datakällor (se nedan).

Viltkameror (ny metod under utveckling)

Metoden utvecklas för närvarande inom projektet Scandcam som i Sverige finansieras av Naturvårdsverket via Viltvårdsfonden och är ett samarbete mellan samarbetspartners i Norge (Norsk Institut för Naturforskning, Høgskolen i Innlandet) och Sverige (SLU, några länsstyrelser, SJF). Fokus inom Scandcam ligger på de större

arterna rödrev, grävling och skogsmård. Metoder för att använda viltkameror för att övervaka eller utvecklas inom det Svenska illerprojektet som styrs av SLU och finansieras inom Naturvårdsverkets Biogeografisk uppföljning, ett program som syftar till att utveckla övervakningsmetoder för de arter som rapporteras till EU genom Art- och habitatdirektivet.

Inom Scandcam tas det fram en inventeringsmetod med viltkameror för mindre däggdjursarter inom så kallade referensområden. För närvarande övervakas ett referensområde (i Örebro län) året runt och under våren och sommaren 2023 kommer ytterligare minst sex områden övervakas i olika delar av landet på liknande sätt i samarbete mellan projekten Scandcam (SLU) och Viltbild (SJF och SLU). I Örebro län placerades 32 viltkameror i ett rutnät med ungefär 2 km mellan kamerorna och designen i de andra länen kommer att se likadan ut. Syftet är att bygga ut antalet referensområden inom Sverige. Studiedesignen bygger på att öka det totala området som övervakas och samtidigt ha en täthet av kameror så att varje hemområde av de mindre däggdjursarterna skulle kunna innehålla åtminstone två kameror. På det sättet är det möjligt att använda olika metoder för att uppskatta täthet från observationerna (se nedan). Just nu pågår ett försök inom Scandcam där två viltkameror placerats ut på varje plats, en 40 cm över markytan och en 80 cm över markytan, för att testa vilken studiedesign som fungerar bäst för mindre däggdjursarter. I studien ingår rödrev, grävling och skogsmård.

Under 2021 pågick ett fältförsök i Skåne län för att inventera iller i fyra områden. I varje område placerades 10–20 viltkameror i en design särskilt utvecklad för iller (Erath, 2022). Studien pågick i två månader under våren (mars-april) och två månader under hösten (september-oktober) för att undersöka vilken årstid som var bäst för att få observationer av iller. Designen var utformad för att få ansiktsbilder av illrar som skulle kunna användas för igenkänning av individer. I studien observerades, förutom iller, också rödrev, grävling och skogsmård. Målsättningen är att utvärdera metoden i några fler områden i södra Sverige, och en andra fältstudie är planerad i Hallands län hösten 2023.

Rådata som samlas in med viltkameror består av bilder med observationer samt datum och tid och den ansträngning som gjordes (antal kameradagar) för att få dessa observationer. Bilderna kan klassificeras till art och oftast till ålder (ungdjur/vuxen) och ibland till kön. Data kan alltså användas för att beräkna flera parametrar som är relaterade till förekomst och täthet av de olika arterna. Det enklaste sättet är att använda antal observationer per dygn som ett mått för relativ täthet eller aktivitet. Den här metoden skiljer inte på observationer av olika individer eller observationer av samma individ och resultaten behöver därför tolkas med försiktighet.

Data används i första hand för uppskattningar av förekomst och täthet av arterna och trender i dessa parametrar över tid. Dessutom kan datamaterialet användas för andra syften som till exempel könskvot, antal ungar per hona, interaktioner mellan arter och analyser av när under dygnet de olika arterna är aktiva.

Metoden används idag inom några forskningsprojekt, men det finns ingen formaliserad övervakning inom förvaltningen med viltkameror och fokus för dessa fyra arter. Referensområdet i Örebro län inom SITES området Grimsö forskningsstation är det första området där arterna övervakas med viltkameror året runt, följt av de andra referensområden som startas våren/sommaren 2023 inom Scandcam/Viltbild. Viltkameror används för att övervaka lodjur under inventeringssäsongen (1 oktober – 28/29 februari) i flera län (Västmanland, Västra Götaland, Värmland, Halland, Stockholm och Västerbotten) så data från dessa insatser skulle kunna

användas för övervakning av mindre rovdjur om det fanns ett enkelt sätt för vilt-handläggare på länsstyrelserna att registrera observationerna. Dessutom bedriver Svenska Jägareförbundet en studie året runt med viltkameror för övervakning av mårddhund i Norrbotten som också samlar in data på rödräv, grävling och skogsmård. Genom att lägga in bilderna i Viltbild kombineras data från olika projekt, på samma sätt som genom Artportalen.

I Norge används viltkameror i stor utsträckning inom Scandcam-projektet (se viltkamera.nina.no). Kamerorna placeras i första hand för att övervaka lodjur och vildsvin, men används också för att övervaka mindre rovdjur som rödräv, skogsmård och grävling (Hofmeester m.fl., 2021). Det finns några försök med viltkameror i Danmark för att studera skogsmård och iller, men det finns ingen formaliserad övervakning med viltkameror för mindre rovdjur i Danmark eller Finland. Det finns ett övervakningsprogram för skogsmård och iller med viltkameror i Nederländerna (La Haye m.fl., 2022).

Scandcam-insatserna i Sverige finansieras av Naturvårdsverket (via Viltvårdsfonden), SITES och SLU (fortlöpande miljöanalysprogram Vilt). Kvalitetssäkring, fältarbete och datavårdskap görs av SLU. Det svenska illerprojektet finansieras av Naturvårdsverket (Biogeografiska uppföljningen) och kvalitetssäkring, fältarbete och datavårdskap görs av SLU. Viltbild finansieras av SJF som också tar ansvar för fältarbete och datavårdskap. SLU gör kvalitetssäkringen inom Viltbild-projektet.

Metoden är ännu inte kvalitetssäkrad för de mindre rovdjursarterna. Precision och noggrannhet beror på hur stor insatsen är (antal kameraplatser, antal dagar kamerorna är aktiva m.m.). Scandcam-projektet kommer att undersöka hur olika parametrar som kan beräknas med viltkameradata förhåller sig till avskjutningsstatistiken för rödräv. Studier gjorda utomlands visar dock att uppskattningar av täthet från viltkameror ofta är lika bra eller bättre jämfört med andra metoder (t.ex. Palencia m.fl., 2022). Dessutom visar studier gjorda utomlands att en insats av 3–5 veckor på 25–35 platser räcker för en bra översikt över vilka arter som förekommer och hur ofta de vistas i ett område (Kays m.fl., 2020). Inom Scandcam-projektet undersöks om dessa riktlinjer också fungerar vid låg diversitet och täthet, som vi har i Skandinavien. Preliminära data antyder att samma riktlinjer kan användas. Exakt antal kameror och tiden de behöver användas är dock beroende på syftet. Dessutom beror själva studiedesignen också på studiens syfte, till exempel slumpmässigt placerade kameror för att få relativ täthet och riktad placering (eventuellt med lockmedel) för studier där individer ska särskiljas.

Användning av viltkameror är i genomsnitt lite dyrare än andra övervakningsmetoder (Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Det beror mest på relativt höga startkostnader (kostnader för kameror, minneskort, batterier etc.) och tiden som behövs för att hantera bilderna. Dessutom kan långtidslagring av bilderna bli dyr om man sparar alla bilder i en molntjänst. När man har köpt kamerorna och använder dem på samma plats året runt blir det mycket billigare då kamerorna bara behöver kontrolleras en gång varannan till var tredje månad, särskilt jämfört med mer arbetsintensiva metoder. Dessutom kan hanteringen av bilderna bli mycket effektivare genom att använda ett bra datalagrings- och hanteringssystem och genom utveckling av automatisk igenkänning av arter med artificiell intelligens (AI). AI-utvecklingen har dock också relativt höga startkostnader. En risk med användningen av viltkameror är att de är känsliga för intrång i den personliga integriteten vid lagring av bilder på människor. AI-utvecklingen kan lösa detta genom att automatisera anonymiseringen av bilder på människor och fordon.

De finns samtidigt några stora fördelar med användningen av viltkameror. När kameror har satts upp på samma sätt i olika områden och har varit aktiva på samma plats i fler år kan man enkelt jämföra antal observationer som ett mått för relativ populationsstorlek. Dessutom samlar viltkameror in data från många olika arter samtidigt, dygnet runt, på ett sätt som inte stör djuren. Metoden är också väldigt lätt skalbar till landskaps- och nationell nivå. Därför har viltkameror väldigt stor potential för standardiserad övervakning av små rovdjur över hela landet. Dessa data skulle kunna användas för många olika syften utöver övervakningen, till exempel studier på interaktioner mellan arter och timingen av arternas reproduktion. Genom att data kan användas för många olika arter och syften blir metoden mer kostnads-effektiv.

Innan viltkameror kan användas för storskalig övervakning av mindre rovdjur behövs kompetensutveckling hos aktörerna som kommer att genomföra övervakningen. Placeringen av kamerorna är viktig för att få data som kan användas i olika statistiska modeller. Dessutom behövs bra riktlinjer och tillgång till en plattform med analysmöjligheter för att kunna konvertera data till information som kan användas inom viltförvaltningen. Användning av viltkameror inom lodjursinventeringen visar att det är möjligt att använda viltkameror för länsstyrelsernas övervakning av rovdjur, så länge det finns ett tydligt sätt att lagra data (lodjursobservationerna sparas i Rovbase, rovbaser.se).

Metoden är lämplig att använda på många olika nivåer. Om samma studie-design används i fler lokala insatser kan data användas för regional eller nationell övervakning förutsatt att bilderna och observationerna lagras på samma sätt. En nationell plattform med protokoll för olika syften där bilderna kan lagras skulle vara mycket fördelaktigt för framgångsrik användning av viltkameror som ett övervakningsverktyg för mindre rovdjur.

Det finns några saker som behöver utvecklas för att metoden ska kunna implementeras. Först och främst behöver metoden med referensområden omfattande 30–40 kameror med 2 km mellanrum jämföras med data från andra källor (t.ex. avskjutningsstatistik, observationer). Dessutom behöver en nationell plattform utvecklas där bilderna kan lagras. En sådan plattform skulle också kunna innehålla information om olika protokoll med studiedesign (beroende på syfte) och en analysportal som kan användas för att förenkla användningen av en rad statistiska modeller.

Genetisk övervakning baserad på spillning

Genetisk övervakning baserad på spillning är en väletablerad metod för att övervaka stora rovdjur. Övervakning av rödräv (Wegge m.fl., 2019), grävling (Fernandes m.fl., 2008) och skogsmård (Ruiz-González m.fl., 2008) skulle kunna göras på liknande sätt eftersom spillning från dessa arter är lätt att hitta. Dessutom används spillningsinventering som övervakningsmetod av skogsmård i Skottland (Croose m.fl., 2016). Spillning från illrar är mycket svårare att hitta så spillningsinventering är sannolikt inte en lämplig metod för denna art. Spillningsinventering av små rovdjur behöver kompletteras med genetiska metoder för att säkerställa att spillningen identifieras till rätt art (Davison m.fl., 2002). Kombinationen av spillningsinventering med genetiska metoder har använts för att uppskatta populationstätheter av rödräv i några områden i Norge (Wegge m.fl., 2019; Lindsø m.fl., 2022).

Insamlingen av spillningsprover kan göras på ett relativt billigt och enkelt sätt, till exempel i transekter genom frivilliga insatser. Den genetiska analysen som behövs för att skilja proverna åt på art- och individnivå är dock mer kostsam. Samtidigt finns det redan en bra infrastruktur för genetisk övervakning av stora rovdjur i Sverige och det skulle vara relativt enkelt att skala upp denna övervakning till att inkludera även de mindre rovdjursarterna. En stor fördel med genetisk övervakning är att de insamlade data kan användas för att övervaka den genetiska sammanställningen av populationerna.

Integrerad övervakning

Den mest kompletta inventeringsmetoden är mest sannolikt att kombinera två eller flera av överstående metoder. På så sätt kan man utnyttja fördelarna av olika metoder, samtidigt som man övervinner några av nackdelarna som listats ovan. Dessutom kan man koppla ihop insatser på olika rumsliga skalor, till exempel en insats med viltkameror på lokalnivå med observationer från Artportalen på läns- eller nationell nivå.

Kombinationen av olika datakällor kan göras i så kallade integrerade modeller (Isaac m.fl., 2020). Ett sätt att göra detta på är att använda jaktstatistiken som underlag till populationsförändringar över tid, medan man använder observationer (t.ex. rapporter från Artportalen eller viltkameradata) som underlag till rumsliga mönster på olika skalor. En stor fördel med integrerade modeller är att man kan använda alla öppna tillgängliga data i kombination med lokala insatser (t.ex. med viltkameror eller genetisk övervakning) för att uppskatta utbredningsområde och täthet av en art på både lokal- och regionalnivå. Dessutom kan man kombinera datakällor med olika kvalitetsnivåer (t.ex. viltkameradata insamlat inom ett forskningsprojekt och viltkameradata insamlat av allmänheten) inom en modell. Den största nackdelen är att modellerna kräver mycket kunskap av användaren och datorkraft för att kunna implementeras i förvaltningen.

Mink

Fredrik Dahl, Institutionen för ekologi, SLU
Peter Nordin, Svenska Jägareförbundet

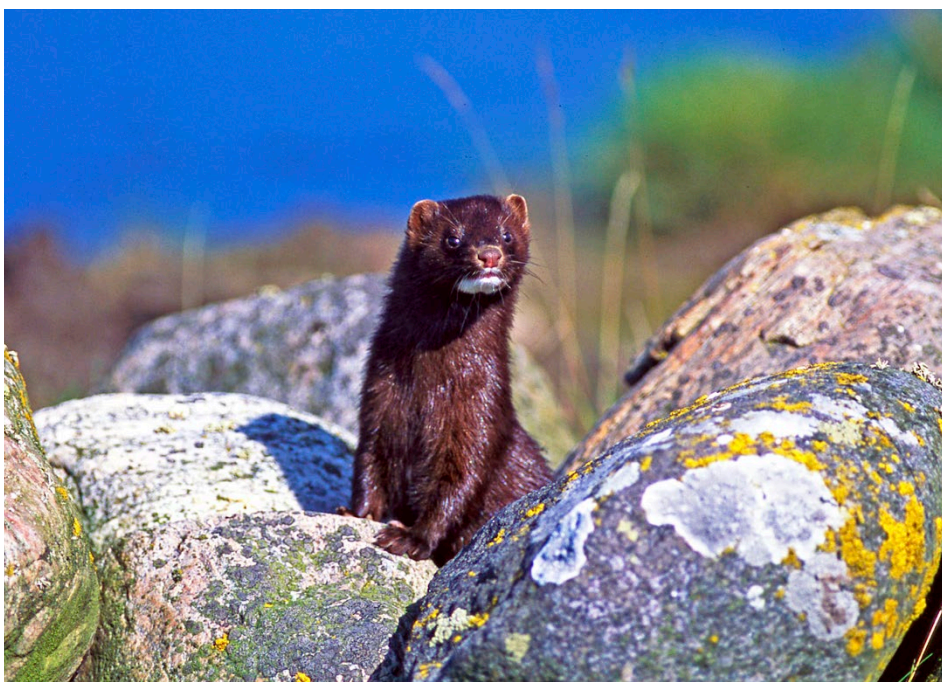


Foto: TT/Bengt Ekman

Amerikansk mink, eller i dagligt tal mink, är en invasiv art som härstammar från Nordamerika. Den har sedan 1920-talet spridits i Sverige genom rymningar och utsläpp från pälsfarmer. Minken är också väl spridd i alla nordiska länder, och förekommer i stort sett överallt i vattenmiljöer. Minken är en mycket effektiv predator och lever på fisk, grodor, kräftor, smågnagare och fågel (Bonesi & Palazon, 2007). Det är framförallt minkens förmåga att på kort tid slå ut hela fågelkolonier av markhäckande sjöfåglar som har gjort att den är ett stort naturvårdsproblem. Minken jagas idag framförallt av naturvårdsskäl i skärgårdsmiljöer, och som viltvård i allmänhet.

Några riktade nationella eller länsövergripande inventeringar för mink förekommer inte i Sverige i dagsläget. Förutom de generella storskaliga trender som eventuellt kan utläsas ur avskjutningsstatistik och observationer från Artportalen beskrivs nedan några befintliga lokala metoder för att följa populationsutvecklingen av mink samt ett förslag till storskalig metod baserad på en redan befintlig metod för utter.

Då minken anses göra så stor skada har alla offentliga ansträngningar riktats mot decimering av minkbeståndet istället för kartläggning av förekomst eller inventeringar. Av den anledningen finns få vedertagna inventeringsmetoder specifikt utvecklade för mink. Den mesta övervakning som sker är genom mer generella metoder som avskjutningsstatistik och rapport till Artportalen.

I Finland övervakas minken likt många andra småviltsarter med hjälp av vilttrianglar vintertid. Utöver vilttrianglarna finns avskjutningsstatistik (Kruger, H. Jord- och skogsbruksministeriet). I Danmark används framförallt avskjutningsstatistik och deras motsvarighet till Artportalen (Arter.dk) för att få indikationer på förändringar i minkpopulationen, framför allt på nationell nivå. Lokalt används sedan ca 2010 i några särskilt viktiga skyddade områden fångstfrekvensen i dels levandefångstfällor med fällarm och dels slagfällor på minkflottar som index på minktäthet (Chriel, M. Miljöministeriet). I Norge är det främst avskjutningsstatistik som nyttjas för bedömningar av minkpopulationens utveckling. Vidare ger även avskjutningssiffror från Statens Naturoppsyns (SNO) utrotningskampanjer viss indikation på antalet minkar i vissa skärgårdsområden (Skåtan, J-E, Statens Naturoppsyn).

Populationsövervakning med hjälp av viltkameror

Metoden bygger till stor del på erfarenheter från och efter InterReg-projektet Förvaltning av amerikansk mink i Botnia Atlantica regionen (FAMNA)⁴ som pågick mellan åren 2017–2020. Inom projektet skulle nya kostnadseffektiva förvaltningsmetoder för amerikansk mink utvecklas och utvärderas.

Viltkameror för övervakning av amerikansk mink används för tillfället i ett avgränsat skärgårdsområde i Norra kvarken, Holmöarkipelagen, en ca 4 500 ha stor ögrupp som sträcker sig 30 km i nord/sydlig riktning, belägen 10–15 km ut från fastlandskusten i Södra Västerbotten. Ett stort antal viltkameror placeras ut i området med ett lockmedel framför kamerorna. Inom förvaltningsområdet i Holmöarkipelagen sitter omkring 150 kameror uppe. Kamerorna placeras ut med omkring 500–1 000 m strandlinje mellanrum samt på de flesta vegetationsklädda öarna. Ett hemområde för en minkhona uppges vara ca 2 km vattendragslängd, (Dunstone, 1993), alternativt mellan 23 och 164 ha (Halbrook & Petach, 2018). Det gör att varje rimligt minkhona-hemområde innehåller en eller flera kameror.

Kamerasystemet sitter ute året runt, startades upp under 2018 och är fullt utbyggt sedan våren 2020. Metoden skulle kunna fungera även för exempelvis utter och skogsmård. Projektet får numera betydligt fler bilder av både utter och skogsmård än av mink. Utter är mer väntat, medan förekomsten av skogsmård i marina miljöer var mer oväntad. Ögruppen har ett mycket gott bestånd av skogsmård.

På detaljnivå väljs miljöer ut som är gynnsamma för minken att uppehålla sig i, som stenrosen, kajer, klippblock m m. Kamerorna kräver viss noggrannhet i utplaceringen för att undvika till exempel uppväxande vegetation och översvämningrisk. Lockmedel förnyas med regelbundet intervall, i början av projektet förnyades det ca 2 ggr/år, men nyare erfarenheter visar att tätare intervall är bättre eftersom doften avtar med tiden. För närvarande pågår försök med automatiska lockmedelsdosering som kontinuerligt portionerar ut lockmedel framför kameran. På Holmöarna används mixade analkörtlar från mink som lockmedel. Detta naturliga lockmedel visade sig genom försök inom projektet effektivare än de kommersiella lockmedel som testades. Kommersiella lockmedel baserade på minkens analkörtlar finns att

⁴ <https://jagareforbundet.se/contentassets/9ca561ea9aa34291be894880e3f8ad95/slutrappport-famna-lag.pdf>

tillgå och fungerar, men är enligt vår och våra norska kollegors erfarenhet sämre än färska körtlar.

Grunddata som samlas in är antal bilder på mink per kamera och tidsenhet (kameradygn). Bilder i nära anslutning till varandra på samma kamera kan och bör tolkas som samma individ. Genom att istället bedöma antal separata besök får man antal minkbesök per kamera och tidsenhet. Eftersom det är mer sannolikt att samma individ besöker samma kamera flera gånger (ligger inom dess hemområde) kan även ett ännu mer konservativt mått användas, andel kameror med bilder på mink per tidsenhet. Metoden ger oavsett vilket mått man använder ett index över populationens utveckling. Det ger också kunskap om förekomst av föryngringar, då flera minkar ibland visar sig på samma bild. Under sommaren går det också att särskilja årsungar från vuxna individer på bild.

Syftet inom projektet är att upptäcka förändring av populationstäthet inom förvaltningsområdet i samband med aktiv förvaltning. Inom förvaltningsprojektet är kamerorna även mycket effektiva för att lokalisera mink som sedan kan uppsökas med hund för att avlivas, och för att ge en bild av hur mink rör sig och förekommer inom området. Hela förvaltningsarbetet med mink finansieras av Naturvårdsverket, utförs av Svenska Jägareförbundet – Invasiva Arter, som sköter fältarbetet med både övervakningssystemet och själva förvaltningsinsatserna samtidigt.

Metoden är inte vetenskapligt kvalitetssäkrad. Antal bilder av mink verkar till exempel vara mycket beroende på den exakta placeringen av kameran. I ett exempel från projektet, med två kameror på nästan samma plats och med samma lockmedel framför varje, tog kamerorna väldigt olika antal bilder på mink. Detta kan bero på både variation mellan kamerorna och som nämns ovan på placeringen på detaljnivå. Om och i så fall hur många befintliga minkar som missas är oklart. Då metoden först började användas inom FAMNA projektet var antalet bilder på mink väldigt ojämnt och huvuddelen av kamerorna tog inga bilder på mink alls. Av 70 kameror var det endast 27 som tog bilder på mink under 24 månader. Antalet minkbilder varierade från 1 till över 30 per kamera. Efter FAMNA-projektets slut har projektet fortsatt använda kamerabilder från ca. 150 kameror som en indikator på minkpopulationens utveckling. Antal bilder på mink minskar tydligt i samband med att projektet avlivar minkar i förvaltningsområdet.

En fördel är att metoden ger en god hjälp till det förvaltningsarbete projektet bedriver genom att visa exakt och i realtid var och när minkarna förekommer. Det ger också en bild av årstidsvisa olikheter i var minkarna uppehåller sig. Metoden är också relativt oberoende av väder- och markförhållanden då kamerorna är aktiva hela tiden, oberoende av till exempel väder eller isförhållanden. Delar av inventeringsområdet är annars helt otillgängligt under flera månader per år. Nackdelen är att det är arbetskrävande att hålla systemet i skick, rensa bort inväxande skymmande vegetation, byta batterier och framförallt fylla på doftmedlen. Särskilt efter högvatten eller kraftigt regn så tvättas doftmedlen lätt bort. För att få så många minkar som möjligt att synas på bild så måste också kamerorna sättas i strandnära lägen, vilket medför en betydande risk för att kamerorna förstörs av högvatten eller av is.

Det är en dyr metod, både vad gäller kameror och arbetsinsats. För ett strikt inventeringssyfte där man inte behöver reagera snabbt på minkförekomster krävs dock inte kameror som sänder bilder. Kameror som inte sänder bilder direkt utan lagrar dem på minneskort är billigare både i inköp och i drift då det kräver mindre skötsel i form av batteribyten och det krävs heller inga abonnemang för datatrafik.

Det är en metod som lämpar sig bäst på lokal nivå. Den kräver ett tämligen tätt avstånd mellan kameror, och regelbunden tillsyn. Därmed är det ej realistiskt för en lands- eller regionsomfattande inventering, men metoden kan användas kontinuerligt. Den kräver en viss kunskap om minkens levnadsmönster och helst mycket god lokalkännedom för att kunna välja bra kameraplatser. I ett inventeringsområde med mer strömmande vatten eller mer distinkta strandzoner, kan det tänkas vara enklare att hitta bra kameraplatser.

Metoden är framförallt användbar inom avgränsade skärgårdsområden med höga naturvärden, till exempel viktiga fågelhäckningsområden, där den relativt höga kostnaden för övervakningen kan motiveras. Övervakningen bör i dessa fall även kombineras med förvaltning då den visar på för stor minkförekomst. Metoden kan med fördel kombineras med och inkludera fler arter i samma system, till exempel utter och mård. I en framtid med fasta viltövervakningsområden över landet kommer viltkameror generellt ge en förekomst av olika arter, bland annat mink inom de olika områdena. I bästa fall även en utveckling av populationen över åren förutsatt att antalet kameror inom områdena är tillräckliga för en sådan beräkning.

Projektet inför just nu en metod för att automatisera påfyllnad av lockmedel för kamerainventeringen. Små mekaniska pumpar som avger en liten dos lockmedel kontinuerligt under 6 månader. De används idag kommersiellt i fällor för bland annat råttor på Nya Zeeland. Detta bör kunna minska arbete med skötseln av kamerastationerna betydligt.

Att kunna verifiera att en art verkligen är borta från ett område kan vara en svår och kostsam uppgift. Att låta viltkameran systemet sitta kvar en tid efter en förmodat lyckad utrotningsinsats för att försäkra sig om det är därför klokt och kan visa sig vara mycket kostnadseffektivt även om det är resurskrävande.

Inom projektet planeras även ett försök med beståndsuppskattning och släktskapsanalys genom dna-analys av spillningsprover och fällda minkar. Det bör ge en bild av hur stor andel av minkpopulationen vi faktiskt ser via kamerorna. Det bör också kunna ge en mycket bättre bild av antalet kvarvarande minkar i förvaltningsområdet, och även vara ett bra sätt att kunna avgöra hur framgångsrikt förvaltningsprojektet varit.

Spårdetektion med hjälp av så kallade minkflottar

Särskilda flottor placeras ut med omkring 1 km avstånd i vattendrag för att detektera förekomst av mink. I breda vattendrag (älv) så kan det vara motiverat att öka antalet flottor och räkna 1 per km strandsträcka. På flotten placeras en korg med mjuk blandning av sand och lera. Korgen täcks med en överbyggnad som skydd mot väder och vind. Flotten lämnas i vattnet och kontrolleras varannan vecka för spår av mink. Minkarna undersöker gärna flytande föremål och lämnar då spår i sanden på flotten. Flottarna och metod för spårdetektion och utplacering finns närmare beskrivet i Reynolds m.fl. 2004 och på websidan av Game & Wildlife Conservation Trust.⁵

⁵ <https://www.gwct.org.uk/advisory/guides/mink-raft-guidelines/>

Med minkflottarna får man endast uppgift om förekomst av mink i området. De har i England visat sig kunna ge så pass hög säkerhet i upptäckbarhet av mink att flottarna även kan användas för att utesluta minkförekomst (Reynolds m.fl., 2004; Reynolds m.fl., 2010).

Metoden ingår oftast som en del i förvaltningsarbete med syfte att reducera minkpopulationen i ett vattendrag. Då minkspår detekteras sätts en fälla ut på den flotte där spåren setts, samt närliggande flottar. Vanligtvis fångas då minken inom några dagar (Reynolds m.fl., 2010). Det största värdet med metoden är dock att med stor sannolikhet kunna undersöka om ett vattendrag verkligen är tomt på mink. Minkflottar används i stor skala i England och Skottland i flera stora minkfångstprojekt, se bland annat Scottish mink initiative-websidan⁶. Vid försök i både svenska och finska kustområden har minkflottar dock visat sig mindre effektiva. Troligen är de bättre lämpade i strömmande vatten där minken håller sig väldigt strandnära.

Metoden används idag för amerikansk mink, och i viss mån för att detektera förekomst av vattensork i England och Skottland. Mycket av arbetet i Skottland bedrivs av naturvårdsstiftelser och i form av volontärprojekt där allmänheten kan delta som flott-faddrar.

Metoden med minkflottar har en visad hög kvalitet och precision i att upptäcka minkförekomst i det område där metoden utvecklades. Enligt Reynolds upptäcks mer än 95% av de minkar som rör sig längs vattendragen via flottarna. Metoden med minkflottar i inventeringssyfte används inte idag i något av de nordiska länderna.

I Danmark har minkflottar med framgång använts i förvaltning av mink genom fällfångst på flottarna. Fångstresultaten därifrån har också använts som en indikation på minkpopulationens utveckling i vissa särskilt skyddsvärda naturområden. Någon regelrätt inventering med hjälp av flottar görs dock inte.

I Sverige och Finland har användningen av minkflottar med fällor inte varit lika framgångsrik. Minkflottar för fällfångst har använts både inom FAMNA projektet, och inom minkförvaltning i Finland. De har dock inte använts exakt enligt grundupplägget, utan varit försedda med antingen fällor, kamera, eller båda delar. Flottarna har också varit placerade i miljöer som skiljer sig mycket från engelska vattendrag.

Förmodligen kan det vara en bra inventeringsmetod i sydsvenska vattendrag som mer liknar miljöerna i Storbritannien, lugna vattendrag med vegetationsrika stränder.

I en studie från minkens naturliga hemvist i USA visade det sig att minkflottar hade en lägre chans att upptäcka förekomst av mink än en manuell spårning av strandkanterna. En trolig anledning var att spårförhållanden i undersökningsområdet var betydligt bättre, med sandbankar och leriga stränder, än i de engelska åarna med tät vegetation och lite bar jord vid stränderna. Dock var metoden med minkflottar mer okänslig för individuell variation i utförarens förmåga att finna minkspår (Schooley m.fl., 2012).

Metoden har en hög säkerhet i att upptäcka mink, och därmed hög säkerhet i att säkerställa frånvaro av mink. En nackdel är att i nordligare klimat så lär spårsubstratet på flotten frysa under stor del av året. Det har också visat sig mycket vanskligt att använda minkflottar i reglerade vattendrag med stor amplitud i vattenföring. Särskilt under islossning och vårflod måste flottarna tas upp ur vattnet för

⁶ <https://www.invasivespecies.scot/mink-control-project>

att inte förstöras. Förekomst av bisam i vattendragen är också något som påverkar negativt, då bisam gärna bygger bo på flottarna under höstperioden. Vid försök i Umeälven kapsejsade merparten av flottarna på grund av bisamhyddor.

Minkflottar är en ganska kostnadseffektiv metod då man för inventeringssyfte endast behöver besöka flotten varannan vecka. Arbetet kan också involvera volontärer, vilket sänker arbetskostnaden markant. Det kräver dock en relativt stor arbetsinsats i början med både materialanskaffning och utplacering av flottarna.

Metoden kan säkerligen användas med framgång i södra Sverige där spår-detektion fungerar en längre tid på året. Det kräver ingen specialkompetens utan kan med fördel skötas som ett medborgarforskningsprojekt med volontärer som sköter kontrollen av flottarna. Frost, isbildning och varierande vattenstånd i reglerade vattendrag är faktorer som kan försämra resultaten och leda till merarbete och högre kostnader.

I södra Sverige finns en större befolkning vilket förmodligen ökar möjligheten att rekrytera volontärer. I södra Sverige är infrastrukturen också bättre med fler vägar och kortare avstånd mellan samhällen vilket ger bättre tillgänglighet till vattendragen. Därmed ökar också chansen att driva volontärprojekt med en intresserad allmänhet. Metoden lämpar sig bäst för kontinuerlig övervakning inom avgränsade avrinningsområden, men kan enkelt skalas upp till större områden omfattande flera avrinningsområden. Metoden har visat sig svåränvänd i kustområden och skärgårdar, då flottarna är känsliga för vind och vågor.

Metoden är väl utprovad och vetenskapligt belagd i de miljöer där den utvecklades. Innan metoden används i större skala i svensk natur och nordligare klimat bör den utvärderas närmare i olika klimat och varierande miljöer.

Minkinventering som bifångst i samband med länsvisa utterinventeringar

I dag bedriver länsstyrelserna i flera län regelbundna inventeringar av utter i vattendrag och längs kuster. I samband med det görs idag även noteringar av minkförekomst i de flesta län, men detta är inte formaliserat. Då inventeringarnas utförande verkar skilja sig något mellan länen, i både urval av inventeringsytor samt inventeringsfrekvens och metodik, måste man innan metoden används för mink göra en genomgång av befintliga inventeringsdata och utvärdera vilka justeringar som krävs i respektive inventeringsområde.

De länsvisa inventeringarna sker kontinuerligt och åtminstone för exemplet Västerbotten och Norrbotten täcks hela länet in med fem års intervall. För Västerbotten gäller att inventeringsytorna slumpats ut med olika förband i olika geografiska regioner (kust, skogsland, inland, fjällnära). Varje inventeringspunkt är en bro eller trumma över vattendrag där själva övergången kontrolleras, samt cirka 50 meter uppströms och nedströms på båda sidor av vattendraget. Under inventeringens gång söker man spillning och spår efter utter och mink. Varje inventeringsområde inventeras till dess man finner spår av utter, eller max cirka 20 minuter. En utförlig instruktion för inventering av utter på barmark finns på Naturvårdsverkets hemsida.⁷

⁷ <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/utterforekomst-barmarksinventering-undersokningstyp-v1-2017-12-13.pdf>

Metoden ger ett index över minkpopulationens förändringar över tid, på en stor skala motsvarande län, biogeografisk region, eller avrinningsområde.

Den här beskrivna metoden är ingen färdig metod, utan ett förslag på hur man kan utvidga och utveckla en befintlig inventering av utter till att på ett bättre sätt även följa upp populationsutvecklingen av mink, samt kartlägga förekomsten av mink i olika regioner.

Länsstyrelserna utför idag utterinventeringen och ombesörjer både bemanning och finansiering. Datauppgifterna från utterinventeringen lagras idag hos Artdatabanken/Artportalen. Metoden används inte i andra länder i Norden.

Metodens kvalitet för mink bör utredas, och säkerställas så att resultaten blir jämförbara och omfattningen av metoden medger att förändringar upptäcks med tillräckligt hög precision. Det är inte säkert att samma förhållanden mellan provstorlek och statistisk styrka gäller för mink som för utter.

Den minkinventering som bedrivs idag i samband med utterinventering ger inget riktigt bra underlag för bedömning av populationsförändringar. I Västerbotten, det län vi tagit information från, så avslutas i nuläget inventeringsbesöken vid varje lokal så snart man hittar utterspår, förmodligen av besparingsskäl för att effektivisera inventeringen då det primära målet är utter. Det bör ge effekten att det hittas färre minkspår ju större utterpopulationen blir. Följden blir då att minkpopulationen säkerligen underskattas.

Då denna metod inte är en färdig inventeringsmetod utan endast ges som förslag så krävs betydligt mer arbete med att gå igenom både omfattning och utförande av befintliga utterinventeringar för att kunna anpassa en fungerande metodik för mink. Det har inte gjorts en fullständig genomgång av de olika länsstyrelsernas arbete, utan det är endast Västerbotten som fått stå som exempel. Västerbotten valdes då det är samma län som SJF driver kontinuerligt samarbete med gällande minkprojektet.

I takt med att uttern ökar i landet kan det också förväntas att utterinventeringarna i de olika länen minskar med tiden, vilket påverkar möjligheten att samordna en eventuell inventering av mink.

Om inventeringen kan samordnas med befintliga inventeringsbesök kan det bli ett mycket kostnadseffektivt sätt att kartlägga förändringar i minkpopulationen över stora ytor, potentiellt rikstäckande. En särskild riktad inventering av mink på den skalan skulle vara mycket dyr.

Bedömning är att det är en tämligen enkel genomförbar inventering. Kompetens, personal och infrastruktur för datahantering finns i de flesta fall redan och kan med mindre justeringar nyttjas för inventeringen.

Det bör vara en lämplig metod i de flesta miljöer då utter och mink förekommer i samma biotop. Båda arterna är numera förekommande i alla vattenmiljöer från kust till fjäll. Möjligen är fjällmiljöer svårare att inventera då metoden bygger på lätt tillgängliga inventeringsytor för att vara kostnadseffektiv. Även om mink förekommer i fjällmiljö, så är det kanske inte den viktigaste biotopen att kartlägga då det sannolikt är låga tätheter av mink under så pass kärva förhållanden.

En lämplig frekvens för minkinventering bedöms vara, likt den befintliga utterinventeringen, kontinuerligt med fem års intervall.

Det här är i första hand ett förslag på inventeringsmetod som kan behöva utvecklas vidare för att bli så effektiv och rättvisande som möjligt. Faktorer som bör utredas närmare innan en större inventering av mink påbörjas är:

- Hur många provytor krävs för att med god säkerhet kunna fastställa storleksförändringar i minkpopulationen? (Se t.ex. sid 5 i Utterförekomst – Barmarksinventering⁸)
- Hur väl passar årstiden för utterinventering in med minkens biologi och beteenden?
- Hur mycket av länsstyrelsernas befintliga inventeringsarbete är användbart för mink?
- Hur mycket förändringar/tillägg krävs för att få en jämn kvalitet över landet?

Artportalen

För mink gäller i stort sett samma svagheter och styrkor som avhandlats i tidigare avsnitt om övriga små rovdjur. Tyvärr överväger nog svagheter med Artportalen då det gäller att bedöma populationsstorlek eller förändringar av populationen. Den ökning av antalet rapporterade minkar som ses i Artportalen under senaste åren tolkar vi som ett resultat av en ökad användning av Artportalen och en ökad rapporteringsvilja, utan koppling till förekomst eller populationsstorlek. Mycket troligt har också en ökad allmän medvetenhet att mink är en invasiv art, och därför bör rapporteras, bidragit till att öka antalet rapporter i Artportalen. Trots att arten är invasiv får nog värdet av att kartlägga artens förekomst över landet sägas vara litet i dagsläget då det är en allmän art som förekommer spridd i vattennära miljöer över hela landet, från sydliga kuster till kalvfällsmiljöer. Det är möjligen om det i framtiden genomförs större utrotningskampanjer på landskapsnivå som det kan komma att bli värdefullt med förekomstdata. Detta förutsätter dock tillräckligt många observationer spridda över hela landet, som dessutom bekräftats vara mink. Som källa till lokal kunskap om minkpopulationen är Artportalen helt beroende av antalet rapportörer, och förknippad med stora osäkerheter. I exempelvis det område där vi för tillfället bedriver minkförvaltning (Holmöarna, ca 4 500 ha) finns för perioden 2000–2023 endast fyra rapporter av mink noterade utom projektets egna observationer. Detta trots att besöksfrekvensen av, förmodat rapporteringsvilliga, fågelskådare och andra naturintresserade är hög. Bland annat finns en aktiv fågelstation för ringmärkning med verksamhet både under vår och höst. På Holmöarna bedrivs också regelbunden tillsyn av naturreservatet av länsstyrelsepersonal, det bedrivs också inventeringar av häckande fågel samt fiskinventeringar av lekområden. Dessutom jagar lokala jägare regelbundet både älg och småvilt. Holmöarna är ett av Bottenvikens viktigaste områden för sjöfåglar, och utpekade som både Natura 2000 (Spa) och naturreservat med anledning av fågellivet. I bevarandeplanen för området finns även behovet av minkjakt beskrivet som en skötselåtgärd. Det är alltså ett område där det är av största vikt att ha koll på minkförekomsten. Under projektets fyra år 27 vuxna minkar avlivats inom området. Nästan inga minkar har noterats i Artportalen trots all aktivitet i området.

⁸ <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/utterforekomst-barmarksinventering-undersokningstyp-v1-2017-12-13.pdf>

Avskjutningsstatistik

Avskjutningsstatistik är i dagsläget den enda tillgängliga metoden att med viss träffsäkerhet skatta minkpopulationens utveckling i Sverige. Metoden bygger som tidigare beskrivits på frivilligt insamlade data från jägare runt om i landet. Det är en värdefull kunskapsinsamling som bör uppmuntras och det bör säkerställas att den kan fortsätta i framtiden. För mink gäller i stort sett samma svagheter och styrkor som avhandlats i tidigare avsnitt om övriga små rovdjur. Den övergripande trenden för mink nationellt har varit stadigt minskande under de senaste 25 åren. Det finns dock vad vi vet inga försök att kalibrera denna trend mot andra populationsdata. En av riskerna med att använda avskjutningsstatistik för att bedöma trender för en art är att jakten påverkas av annat än artens numerär. För en invasiv och främmande art är den risken möjligen ännu större än för övrigt småvilt. Dels har minkens pälsvärde sjunkit under många år, vilket möjligen kan förklara nedgången i avskjutning. Numera är pälsvärdet i stort sett noll. Med tanke på det så påverkas allmänhetens motivation för minkjakten förmodligen mer av hur problemet med invasiva arter uppmärksammas. Exempelvis kan riktade avskjutnings- eller viltvårdskampanjer få avskjutningen och/eller rapporteringen att plötsligt öka, eller variera mellan år, utan bakgrund i faktiska populationssvängningar. Likaså kan ett allmänt minskat intresse för småviltjakt och fällfångst leda till att trenden för avskjutningen minskar medan minkpopulationen kan öka utan att det syns i statistiken.

Skogshare, fälthare och vildkanin

Carl-Gustaf Thulin, Institutionen för anatomi, fysiologi & biokemi, SLU

Den enda metod för populationsuppskattning som idag används i någon större omfattning i Sverige för harar och kaniner är avskjutningsstatistik.

De metoder som potentiellt skulle kunna användas är genetisk övervakning, spillningsinventering, spårinventering, avståndsinventering (eng. 'distance sampling') samt viltkameror och/eller en kombination av två eller flera av dessa. Eftersom harar och kaniner är bytesdjur går det även att tänka sig olika tekniker att följa populationsutvecklingen genom att studera predatorernas födoval.

Internationellt används olika former av direkta metoder såsom linjetransekter och avståndsinventering eller indirekta såsom spillningsinventering för inventering av harar och kaniner. Även andra former av inventering med hjälp av viltkameror och genetisk metodik har utvecklats och/eller är under utveckling, men status och/eller implementering är oklar.

I Norge används endast avskjutningsstatistik för övervakning av hare (ej separerad på skogs- och fälthare). Avskjutning måste rapporteras av alla som betalat jaktkort. Rapporteringen sker på internetportalen Alltinn (altinn.no) och tillgängliggörs av Statistisk Sentralbyrå (Statistics Norway) på deras hemsida⁹. Vid Høgskolen i Innlandet (INN) pågår forskning om användbarheten av viltkameror för övervakning av hare (ref. Simen Pedersen).

I Finland inkluderas både skogs- och fälthare i den officiella snöspårningen inom ramen för vilttriangelinventeringen, som består av permanenta rutter som inventeras av frivilliga (jmf Svensk Fågeltaxering). Uppgifterna används sedan för att skatta förekomst, reglering av jakt och forskning. Data finns tillgängliga för allmänheten på både svenska och finska och kan laddas ner i diverse Excel-format. Vid Eastern University of Finland pågår forskning om hare (ref. Jaakko Pohjoismäki).

Avskjutningsstatistik

I viltdata finns information om avskjutningen av fälthare, skogshare och kanin från 1939/1940 fram till nu. Detta är i nuläget, tillsammans med anekdotiska berättelser, lekmannakunskap och äldre utbredningskartor, den enda tillgängliga uppskattningen av den kontinuerliga populationsutvecklingen av dessa arter.

⁹ www.ssb.no (<https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jakt/statistikk/smavilt-og-radyrjakt>)

Spillningsinventering

Spillningsinventeringar bygger på en systematisk räkning av antalet spillningshögar, eller pellets, inom det inventerade området, och genomförs i Sverige normalt i ett rutnät om 1x1 km med systematiskt återkommande inventeringscirklar (om 10–100 m² beroende på art) var hundra meter. Detta gör att inom varje kvadratkilometer inventeras en sammanlagd yta om 1 000–4 000 m². Inom varje provyta räknas spillningshögar/pellets. Ibland rensas provytorna inför inventeringsperioden, men inte alltid.

Utifrån insamlade data beräknas sedan populationsstorleken i området. Detta genomförs i Sverige med fokus mot klövdjur (älg och rådjur), men även andra viltslag går att inventera enligt modellen. Denna form av spillningsinventering har genomförts sedan 1970-talet.

Metoden är i grunden väl fungerande, men i områden med flera olika klövviltsarter (älg, kronhjort, dovhjort, rådjur, mufflon) kan det vara svårt att artbestämma (Spitzer m.fl., 2019). Den är relativt enkel att genomföra, är ej väderberoende, kan utföras under alla delar av året (givet god framkomlighet) i hela landet, och ställer begränsade krav på utrusning (endast GPS och måttband). Den är dock tidskrävande och kostsam om den inte kan baseras på frivillighet, och det kan vara svårt att skilja spillning från vissa arter åt.

Tekniken kan användas för att inventera hare, men det är mycket svårt (för att inte säga omöjligt) att avgöra om en pellet kommer från fält- eller skogshare. För kaniner, som är kolonilevande, är kartläggning av 'latriner' ett användbart redskap för övervakning av populationsutvecklingen (Rouko m.fl., 2021). Internationellt har spillningsinventering visat sig vara mer tids- och kostnadseffektivt i jämförelse med fällfångst (Forys & Humphrey, 1997). För kanin handlar övervakning ofta om hur populationen ska begränsas, och för möjligheten att inleda begränsande åtgärder innan populationstillväxten, som kan vara ganska hastig, sätter igång.

Spårinventering

Spårinventering bygger i grunden på information som efterlämnas av vilda djur längs på förhand etablerade inventeringsrutter liknande spillningsinventering ovan. Inventeringsrutterna kan vara i form av exempelvis 'standardrutter' liknande de som används inom Svensk Fågeltaxering, en kombination av linje- och punkt-inventering längs en fyrkant med två kilometer långa sidor (alltså åtta kilometer inventeringslängd). Den i Finland etablerade tekniken 'vilttrianglar' bygger på permanent etablerade inventeringsrutter i formen av en liksidig triangel (se introducerande texten ovan). Båda rutterna som beskrivs ovan har den fördelen att de börjar och slutar på samma punkt eftersom det underlättar för inventeraren att återkomma till startpunkten utan att lägga onödig tid i fält. Det finns även andra typer av spårinventering med andra upplägg i form av linjer och rutter.

Metoden bygger på direkta observationer av spår (för spillning se ovan) och används för att uppskatta förekomst, populationstäthet och populationsutveckling. En grundförutsättning är spårnö, vilket begränsar användbarheten till delar av landet med årligt snötäcke.

Precis som för spillningsinventering går tekniken utmärkt att använda för hare, men det är svårt att säkert avgöra vilken art (skogs- eller fälthare) det handlar om. Härvidlag kan genetisk metodik komplettera.

Avståndsinventering ('distance sampling')

Formaliserade analyser av observationer enligt 'distance sampling' bygger på rutiner formulerade av Buckland (2004). I grunden är det en form av totalinventering, där alla observationer noteras längs en transekt, varvid man mäter det vinkelräta avståndet till observationen. Variationen i avståndet bildar en areal som utgör grund för en uppskattning (beräkning) av hur stor del av en tänkt totalpopulation man upptäckt genom en extrapolering av det genomgångna området till hela området.

Informationen som samlas in är direkta observationer av individer av däggdjur såväl som fåglar och används för att uppskatta förekomst, populationstäthet och populationsutveckling. Eftersom metoden bygger på direkta observationer är den mer effektiv i öppna landskap, men kan i övrigt genomföras i hela landet. Metoden har bedömts ge en rättvisande bild av en populationsstorlek i utvärderingar (Ekblom, 2010) och används av vissa länsstyrelser för ex fågelinventering (ripa, skogsfågel) samt vid flyginventeringar av älg.

För harar är metoden användbar nattetid med starka lampor (t.ex. Smith & Nudegger, 1985) eftersom hararna dagtid vanligen ligger i sina legor. Inventering av skogshare kan, oavsett teknik, bli problematiskt på grund av otillgängligheten och det begränsade synfältet i skogsmiljö. För kaniner kan metoden vara användbar för att upptäcka kolonier/etablering. Barrio m.fl. (2009) jämför användbarheten av olika metoder av linjetransekter/inventering av kaniner, och drar slutsatsen att utfallet är tämligen lika, men att nattinventeringar är bättre än kvällsinventeringar.

Viltkameror

Användbarheten av viltkameror för att övervaka hare och kanin är oklar. Enligt Carvaggi m.fl. (2016) är viltkameror och påföljande REM-analys (Random Encounter Model), en metod att beräkna populationsstorlek (täthet) genom att modellera djurens rörelser utifrån kameraregistrering, användbart för övervakning av relativ förekomst av fält- och skogshare på Irland. På Irland förekommer dock båda dessa arter i mer eller mindre öppen terräng, vilket svårligen låter sig överföras till svenska förhållanden. Eftersom viltkameror med fördel används i sluten terräng kan de vara lämpligare än direkta, aktiva inventeringsmetoder för just skogshare. Hofmeester m.fl. (2020) kartlade med viltkameror skogsharens pälsbyte i relation till snötäcke, vilket är en viktig pusselbit i förståelsen av skogsharens biotiska förutsättningar. Precis som för klövvilt kan kameror användas för kvantifiering och uppföljning av populationsutvecklingen av harar och kaniner, men balansen mellan kostnad/insats och utväxling är möjligen skev eftersom utrustningen är dyr att köpa in, behöver uppdateras och tillses regelbundet, och uppskattningsvis behövs i ansenlig mängd för att inventera hare (i synnerhet skogshare), åtminstone på nationell basis.

Genetisk övervakning

Alla levande organismer har någon form av arvsanlag (vanligen DNA) vars fördelning och variation kan användas som grund för övervakning. För detta behövs någon form av vävnad eller biologiska spår som organismen lämnat efter sig, en teknik som möjliggör identifiering och karaktärisering av spåret och slutligen lämpliga segment och/eller variationer i arvsanlaget som lämpar sig för det avsedda syftet. Övervakningen kan baseras på alltifrån enskilda byggstenar i arvsanlaget till sekvensen av alla byggstenar i ett arvsanlag. Det finns även tekniker idag som baseras på utvinning av totala arvsanlaget hos alla organismer i ett område eller på hela jorden. Tekniken bygger på att varje individs arvsanlag (eller cell hos encelliga organismer) har en unik komposition av byggstenar. Insamlingen kan ske på olika vis, vanligen i kombination med någon av de övriga metoder som beskrivs (t.ex. från spillning, spår, hår, legor, fällda vilt, infångade vilt etc.).

Metoden används för genotypbestämning från individnivå och uppåt (art, släkte o.s.v.) och har ett mycket brett användningsområde avseende djurgrupper, typ av insamling, målsättning, och omfattning. En nödvändighet är insamling av vävnad/celler för genotypbestämning, men dessa kan vara av mycket varierande kvalitet och omfattning, från en bit vävnad från ett fälld djur till enstaka celler efterlämnade av levande individer (miljö-DNA).

Genetiska verktyg för icke-invasiv övervakning av populationsutveckling och dito sammansättning av skogshare (och fälthare) har utvecklats vid SLU med bidrag från Naturvårdsverkets medel ur Viltvårdsfonden (dnr 802-0216-15, se Thulin 2019) samt genom ett uppdrag från Naturvårdsverkets programområde Kunskapsunderlag grön infrastruktur och ekosystemtjänster (dnr NV-05813-21, se Thulin 2022). Vidare utveckling, praktiska försök, tillämpning och implementering återstår. En generell utmaning med genetisk metodik är att det förekommer genflöde mellan fält- och skogshare, vilket kan göra artbestämningen problematisk.

Predatorernas födoval

Genom att analysera fekalier och spybollar kan man utreda vad ett rovdjur ätit. Detta kan göras med direkt observation av exempelvis hår och/eller benbitar, men även med hjälp av genetisk analys (s.k. 'barcoding', Herbert m.fl., 2003).

Kunskapen om genetisk variation hos arter i kombination med utvecklingen av genetiska analysmetoder erbjuder stora möjligheter till kvalitativ kartläggning av födoval, exempelvis vilka arter som en predator ätit (t.ex. Galan m.fl., 2018). Det finns dock svårigheter när det gäller kvantitativ uppskattning och relativ förekomst, det vill säga hur mycket av vad som exempelvis ätits, vilket begränsar metodens användbarhet för populationsuppskattningar. Metoden har dessutom samma typ av begränsning som avskjutningsstatistik i det att den visar på jägarens preferens snarare än utgör ett kvalitativt mått på relativ förekomst.

Rent metodologiskt kommer olika tekniker förfinas, och vara användbara för exempelvis dokumentation av fält- och skogshare i ett område, men problemet med predatorpreferens kan bli svår att kringgå.

Integrerad övervakning

Den mest heltäckande och informativa inventeringsmetodiken är förmodligen en kombination av flera av de ovan angivna metoderna och är troligen även mest långsiktig och ekonomiskt hållbar.

I ett pilotprojekt finansierat med medel från SLU (till C-G Thulin) testas icke-invasiv provsamling av miljö-DNA från legor som upptäcks med värmekamera under avståndsinventering i fördefinierade inventeringsrutor. Projektet är ett samarbete mellan Institutionen för anatomi, fysiologi och biokemi (C-G Thulin), Grimsö forskningsstation/ Institutionen för ekologi (P Kjellander) och Institutionen för vilt, fisk och miljö (G Spong), alla vid SLU.

Resultaten från denna forskning är mycket lovande. Fortsatt ekonomiskt stöd är nödvändigt för fortsatt utveckling och implementering. Även användandet av andra inventeringsmetoder behöver utvärderas, i synnerhet för skogshare, och kanske framförallt då viltkameror (ex Scandcam), spillningsinventering (kombinerat med genetisk metodik) samt spårnö där det är tillämpligt. De olika metoderna bör jämföras med varandra och den redan tillgängliga avskjutningsstatistiken. Vidare rekommenderas grundläggande biologisk forskning på den sydliga skogsharens (moharen) särart, populationsstatus och populationsutveckling, samt omedelbara förvaltningsåtgärder för dess långsiktiga bevarande (se förslag i Thulin, 2019 och Thulin, 2022).

Harar, framförallt fältharar, och kaniner har framgångsrikt etablerat sig i städer och stadsnära miljöer i stora delar av Sverige. Där kan deras betesvanor orsaka bekymmer för odlare och trädgårdsentusiaster, och kaninernas grävande riskerar skador på byggnader och strukturer, varför de ofta anses som skadedjur och bekämpas som sådana. De bidrar dock till en mer levande stadsmiljö där vilda djur integreras bland människor, vilket har många pedagogiska värden för vår relation till vilda djur. Harar och kaniner är även byten för många rovdjur, vilket i sin tur attraherar dessa till stadsmiljöer, vilket även det stärker den urbana människans relation till vilda djur. För kungsörn och räv är exempelvis kaniner mycket viktiga byten (t.ex. Tjernberg, 1981 och Flux & Fullagar, 1992), och en trolig orsak till berguvens tillbakagång anses vara minskade antal smådäggdjur såsom harar och kaniner. Kaniner, som allmänt anses vara ett skadedjur, har även visat sig vara betydelsefulla för biologisk mångfald (t.ex. Eliasson, 1996 och Larsson, 2006).

Kunskapen om hardjurens olika roller som stadsnära vilt är mycket begränsad, och olika förvaltningsåtgärder baseras ofta på svaga indicier och bristande helhetsbild. Den urbana människans relation till vilda djur, och de vilda djurens möjligheter (och rättigheter) att kolonisera och etablera sig i våra urbana miljöer är ett viktigt och växande forskningsområde som behöver utvecklas betydligt mer i Sverige. Även hardjurens, i synnerhet kaninernas, betydelse för biologisk mångfald och rika levande landskap behöver utredas närmare. Även den rådande dogmen att alla introducerade arter (som ex fälthare och kanin) är problematiska behöver nyanseras och granskas.

Bäver

Göran Hartman, Institutionen för ekologi, SLU



Bävaren är ofta relativt lättinventerad då den lämnar tydliga spår efter sig i form av fällna träd, iögonfallande hyddor och dämmen. Samtidigt kan de gräva ut hålor i strandbrinken och lever till stor del av vattenväxter under delar av året, vilket då kan göra dem svårare att upptäcka. Eftersom bävern är en jaktbar art kan förändringar i avskjutningsstatistik användas som ett relativt mått på populationsförändringar. Vidare kan rapporter från Artportalen användas till att följa ökningen av utbredningsområdet.

Hyddinventering med fältpersonal

Syftet med hyddinventering är att få en uppfattning om populationsstorleken inom en begränsad geografisk yta eller ett vattendrag. I Sverige saknas regelmässiga inventeringar av bäverförekomst.

Bävrar lever i familjegrupper och är revirhållande året runt (Wilsson, 1971). De bygger oftast väl synliga hyddor vilket är utgångspunkten för flera inventeringsmetoder. En bäverbosättning är ett område längs ett vattendrag (dike, bäck, å, älv, sjö) som bebos av en bävergrupp/familj och utgörs av dess revir. Antalet djur kan variera från ett ensamt upp till 8–10 stycken. Genomsnittet är dock fyra individer (Rosell m.fl., 2006). Inom bosättningen finns en bostad, vanligast är en hydda men det är inte ovanligt att de bor i grävda hålor av något slag utan överbyggnad på markytan, vilket kan göra dem nästan omöjliga att lokalisera. Många av de hålor som man vid lågvatten kan se ingångarna av är sådana som bara tillfälligtvis utnyttjas av bäver och är inte egentliga bostäder. I vissa fall kan det också vara svårt att finna hyddor på grund av områdets otillgänglighet, till exempel på grund av dämningar.

Inom ett bäverrevir finns oftast tydliga spår efter bäverns aktivitet i form av till exempel hydda, damm(ar), fällda träd osv, men sådana spår kan vara väl synliga långt efter att bävrarna lämnat området. För att avgöra om bävrarna är kvar kan man titta efter färska matplatser vid strandkanten, släpvägar där de dragit ner grenar och mindre träd i vattnet och liknande. Hyddor och dammar kan vara påbyggda med färskt material, ett vinterförråd av nyligen ihopsamlade grenar och kvistar kan finnas i vattnet utanför hyddan/hålan. Eftersom bävvar aggressivt försvarar sitt revir kan bosättningarna inte ligga hur tätt som helst. Bosättningen behöver heller inte ligga i mitten av reviret. Räkna med minst 3–400 meter mellan hyddorna/hålorna för skilda familjegrupper. Ibland kan det finnas mer än en aktiv hydda i ett revir men då ligger de vanligtvis inom ett par hundra meter ifrån varandra.

Vilka sträckor som man väljer att inventera beror på om målet är en totalinventering eller att göra ett slumpat urval som sedan ska extrapoleras till att gälla en större areal. Inventeraren följer strandlinjer i landskapet och räknar antalet aktiva bäverhyddor. Hyddornas läge kan anges en GPS-position eller ritas in på en fysisk karta.

Inventeraren följer strandlinjer i landskapet och räknar antalet aktiva bäverhyddor. Vid mindre vattendrag räcker det att följa den ena stranden men när vattendrag blir så stora att förhållandena på den motsatta stranden blir svåra att överblicka måste båda stränderna inventeras. Det gäller i synnerhet där strandbrinken är brant och det kan finnas bohålor istället för hyddor. Det är inte ovanligt att bävrarna bygger hyddor i vassbälten eller slysnår; inventerare bör ha ambitionen att ha sett varje meter av stränderna. Där det är möjligt kan inventeringen med fördel göras med båt eller kanot.

Tiden en familjegrupp bebor ett revir kan variera mellan en säsong till flera decennier oftast beroende på områdets produktion av lämplig föda i relation till bävrarnas konsumtion, vilket gör att revir överges efter en tid. Jakt och predation kan också göra att revir töms eller överges. Det gör att det kan finnas övergivna hyddor och gamla spår av aktivitet utan att det finns några bofasta bävvar i området. Därför är det viktigt att inventeraren får veta hur man kan skilja på aktiva och inaktiva bosättningar.

När strandbrinken är brant bygger bävrarna inte hyddor utan gräver ut bohålor. Då ingången till hålan ligger under vattenytan är det svårt att se var de är om det inte finns ett vinterförråd i vattnet utanför ingången. Det är långt ifrån alla bävvar som bygger ett vinterförråd så frånvaron av ett förråd kan inte tas som intäkt för att där inte är ett aktivt revir. Det verkar som om bävvar oftare bygger förråd vid större/djupare vatten än vid mindre vattendrag (Hartman & Axelsson, 2004). Vidare så är det vanligare i de nordliga delarna av utbredningsområdet än längre söderut (Busher m.fl., 2020).

Där såväl hyddor som vinterförråd saknas får man förlita sig på mer indirekta spår som till exempel nyligen fällda lövträd och nyligen använda matplatser i strandkanten. Svårast är när det varken finns hydda, damm eller vinterförråd. Då får man utgå ifrån hur färska spår är fördelade och försöka skatta hur många aktiva revir det finns. Man får då utgå ifrån tätheten av övriga färska spår och att ett bäverrevir vanligen är ca en kilometer långt. Områden som hyst bäver under mycket lång tid är svårare att inventera än nykoloniserade områden. Det beror på att det i det förra fallet kan finnas mängder av spår av varierande ålder och det då blir extra svårt att bedöma vilka som är färska.

Antalet aktiva bosättningar är grundunderlaget och får betraktas som ett index. Metoden kan användas till att uppskatta såväl numerär som populationsutveckling. Populationsstorleken fås fram genom att multiplicera med den troliga genomsnittstorleken på en familjegrupp i vår del av världen, vilket är fyra (t.ex. Rosell m.fl., 2006). Det ger en god bild av antalet djur i området, men i mycket täta populationer blir siffran normalt för låg då familjegrupperna där är större eftersom ungar från tidigare år som inte hittar något eget lämpligt revir kan bli kvar hos föräldrarna. Omvänt så blir siffran ofta för låg i nyligen koloniserade områden, då många revir kan hållas av ensamma djur och nybildade par utan ungar.

Inventering utförs företrädesvis på senhösten då det är lättast att skilja på aktiva och inaktiva bosättningar, eftersom bävrarna då reparerar hyddor och lägger upp vinterförråd.

Riktigheten är god i relation till många andra metoder för att uppskatta populationsstorleken hos vilda däggdjur. Det beror på att bävern lämnar så tydliga spår efter sig. Gällande flera av spårtyperna är det dessutom okomplicerat att avgöra om de är färska eller gamla. Det finns dock en risk att antalet aktiva bosättningar överskattas om gamla obebodda hyddor klassificeras som aktiva.

Metoden är okomplicerad och kräver mycket litet övning eftersom bävern lämnar så tydliga spår efter sig. En annan fördel är den höga kvaliteten och precisionen på data.

Det möjligt att samtidigt inventera annat än populationsstorlek/täthet som till exempel areal överdämd mark, skogsskador etc. Vidare genomförs bäverinventeringar i samma miljöer som inventeringar efter utter och mink, varför inventeringen efter alla tre arterna med fördel kan kombineras.

Med dagens tekniska möjligheter kan spårfynden enkelt dokumenteras för att möjliggöra bedömning i efterhand. Med en mobiltelefon kan spåren fotograferas och ges en GPS-position. Informationen kan sedan rapporteras i till exempel Artportalen. Erhållna data har en hög kvalitet, men tidsåtgången per kilometer strandsträcka är relativt stor. Hur ofta inventeringen bör upprepas beror på syftet med inventeringen.

Hyddinventering genom enkätundersökningar

Det är även möjligt att inventera bäver genom enkätundersökningar med frågor om förekomst av bäverhyddor. Enkätterna kan exempelvis ställas till jägare, men även till kommuner som allt oftare får hantera bävvar i urbana miljöer. Den mest lämpliga inventeringstiden under senhösten sammanfaller med den mest intensiva jakten, då många jägare rör sig i skogen. Det ökar möjligheterna att få in svar.

Enkätterna skickas ut till lämplig organisatorisk enhet för till exempel älgjakten strax innan jaktens början och man ber dem skicka in svaren före ett lämpligt datum efter jakten. Tanken är att om jägarna vet att information om bäverförekomsten är efterfrågad så kommer de att vara extra observanta på eventuella bäverspår i samband med att de på grund av älgjakten rör sig i markerna. Ett frankerat svarskuvert bör bifogas till privatpersoner, eftersom det ökar svarsfrekvensen. Alternativt erbjuder man möjligheten att svara elektroniskt, vilket ytterligare ökar svarsfrekvensen. De som inte svarat kan få en påminnelse någon tid efter utsatt datum. Syftet med inventeringen bör skrivas ut samtidigt som man utlovar att resultatet kommer att skickas till dem som deltagit i inventeringen efter bearbetning och sammanställning.

Det finns goda möjligheter att till enkäten koppla informationsinsamling av annat än populationsstorlek/täthet som till exempel areal överdämd mark etc. I flera fall då metoden har använts så har en karta bifogats enkäten där svarsinlämnaren fått rita in gränserna för sitt område vilket ökar den rumsliga precisionen. Jämfört med inventering med fältpersonal är det möjligt att med en relativt begränsad insats och jämförelsevis låg kostnad få en god uppfattning om populationsstorlek och täthet i stora områden, till exempel län.

Eftersom metoden bygger på frivilliga insatser har initiativtagaren begränsade möjligheter att styra informationsinsamlingen. För att få tillräcklig tillförlitlighet krävs tillräckligt många svar som dessutom täcker tillräckligt stor andel av den areal man vill extrapolera till. Blir det för få svar är det svårt att göra något åt det. Precisionen i data kan variera mellan uppgiftslämnare. En faktor i sammanhanget är variationen i storlek på områdena som man får uppgifter om. Erfarenheten har visat att precisionen är högre när data kommer från mindre områden (mindre än cirka 7–8 000 ha) än när den kommer från större områden. Svarsfrekvensen är också högre från mindre områden, troligtvis beroende på att svarsgivaren då har mer detaljkunskap om förhållandena i hela området och därför inte ser det som svårt att svara.

Genomförbarheten är principiellt hög men är beroende av möjligheten att få tag i till exempel adresser till de organisatoriska enheterna (jaktlag, kretsar etc.) man vill använda sig av. Man ska vara medveten om att ju större arealer varje svarslämnare ansvarar för desto lägre blir precisionen i data. Med tanke på att bävern idag finns i större delen av landet är en nationell inventering ett omfattande och kostsamt projekt. Det är dock fullt genomförbart på till exempel länsnivå. På mindre arealer får metoden för liten precision.

I Sverige har metoden använts några gånger, dels som ett uppdrag SLU fick under 1970-talet, att försöka uppskatta den nationella populationsstorleken (Lavsund, 1979) och dels i forskningssyfte för att följa populationsutvecklingen (Hartman, 1994; Hartman, 1995; Hartman, 2003). När inventeringsmetoden först användes på 70-talet gjordes kontroller av metoden med vad man får för resultat vid en regelrätt detaljinventering till fots. Överensstämmelsen visade sig vara god (Lavsund opubl.). Metoden kritiserades av Parker m.fl. (2002) som kom till slutsatsen att den underskattade bäverstammen med över 60 % jämfört med en detaljinventering till fots längs vattendragen i området. Den metod de använde sig av skiljde sig dock väsentligt från den här beskrivna genom att jägarna där bara fick rapportera aktiva bäverbosättningar de sett under älgjakten, det vill säga inte bosättningar de av andra skäl (t.ex. annan jakt eller skogsskötsel) visste om fanns i området. I Finland har metoden använts vid flera tillfällen på nationell nivå, till exempel 2020 då man gjorde en rikstäckande inventering.

När metoden senast användes i Sverige (Hartman, 2003) var den digitala kommunikationen ännu i sin linda och enkäterna var pappersdokument som sändes med posten. Idag vore det självklart att använda sig av en digital enkät, eller en kombinerad postal och digital undersökning. Resultatet kan också meddelas på en websida så som man gjort i Finland.¹⁰

Om syftet är att följa populationstrender så är det knappast skäligt att utföra inventeringar av det här slaget oftare än till exempel vart femte eller tionde år.

¹⁰ <https://luonnonvaratieto.luke.fi/kartat?panel=pienriista>

Avskjutningsdata och Artportalen

Bävern blev en jaktbar art 1977 men då i början endast i några län. Först 2001 blev det allmän jakt i hela landet. Den initiala ökningen efter att bävern blev jaktbar behöver inte enbart avspegla en populationsökning, utan kan förklaras av att jakt tilläts i fler områden i omgångar samt att det möjligen tog tid innan jägarna börjat utnyttja möjligheterna att jaga bäver. På nationell nivå har avskjutningen gått ned på senare år, vilket skulle kunna betyda att stammen minskat. I flera av de län som tidigare stod för en stor del av den totala avskjutningen så skjuts det idag betydligt färre bävrar. Avskjutningen per tusen hektar är idag högst där bävern är jämförelsevis nyetablerad. I dagsläget förefaller det som om avskjutningsdata för bäver bör tolkas med försiktighet. Bäverns utbredning fortsätter dock att öka, vilket rapporterna i Artportalen sannolikt ger en god bild av. Antalet rapporter har också ökat men det kan förmodligen till stor del förklaras av att utbredningen nu nått mer befolkningsrika delar av landet där det finns många rapportörer. En undersökning av viltförvaltning i urbana miljöer visar att en majoritet av Sveriges kommuner uppger att problemen med bäver ökar, vilket antyder att antalet bävrar i städerna ökar (Widemo, 2021). Rapporteringsbenägenheten är sannolikt även beroende på hur ny arten är i trakten. Tillkommer gör också att bävern lämnar så tydliga spår efter sig och en stor del av rapporterna rör till exempel fällda träd och inte observerade djur.

Smågnagare

Fredrik Widemo, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU



Skogsmus. Foto: TT/Ola Jennersten

Uppdraget omfattar smågnagare, vilket inte är en strikt definierad taxonomisk grupp. Rapporten omfattar svenska arter tillhörande ordningen gnagare, Rodentia, förutom ekorre, bäver samt råttor (*Rattus* spp.). Bland kvarvarande arter hör hasselmusen (*Muscardinus avellanarius*) till underordningen ekorrartade gnagare, Sciuromorpha, medan övriga arter hör till råttartade gnagare, Myomorpha. Samtliga svenska råttartade gnagare hör till överfamiljen Muroidea, förutom buskmusen (*Sicista betulina*) som hör till Dipodoidea och familjen björkmöss, Sminthidae. Inom Muroidea hör sorkar och lämlar till familjen sorkartade gnagare, Cricetidae, och mössen till familjen råttdjur, Muridae.

Det är följaktligen en taxonomiskt divers grupp av arter som tas upp, och som även uppvisar avsevärda skillnader i ekologi och utbredning. Detta påverkar vilka krav som ställs för en fungerande övervakning. Bisam är en art som utifrån sin storlek möjligen skulle ha kunnat uteslutas, men samtidigt är den definierad som främmande, invasiv art och det finns därmed särskilda skäl att vilja övervaka dess utbredning och numerär. Brandmus (*Apodemus agrarius*) har påträffats tillfälligt i Sverige, med osäker nuvarande förekomst.

Rapporten omfattar därmed följande arter, som dock inte alltid diskuteras separat:

Familj	Art	Vetenskapligt namn	
Sovmöss	Hasselmus	<i>Muscardinus avellanarius</i>	
Björkmöss	Buskmus	<i>Sicista betulina</i>	
Sorkartade gnagare	Skogssork	<i>Myodes glareolus</i>	
	Rödsork	<i>Myodes rutilus</i>	
	Gråsidning	<i>Craseomys rufocanus</i>	
	Skogslämmel	<i>Myopus schisticolor</i>	
	Fjälllämmel	<i>Lemmus lemmus</i>	
	Åkersork	<i>Microtus agrestis</i>	
	Mellansork	<i>Alexandromys oeconomicus</i>	
	Vattensork	<i>Arvicola amphibius</i>	
	Bisam	<i>Ondathra zibethicus</i>	
	Råttdjur	Husmus	<i>Mus musculus</i>
		Dvärgmus	<i>Micromys minutus</i>
Större skogsmus		<i>Apodemus flavicollis</i>	
Mindre skogsmus		<i>Apodemus sylvaticus</i>	
(Brandmus)		<i>Apodemus agrarius</i>	

Syfte med övervakningen

Det finns flera viktiga skäl att övervaka smågnagare. De utgör en mycket viktig födokälla för mesopredatorer som rödräv, fjällräv samt olika rovfåglar (familjen Hökar, Accipitridae) och ugglor (ordningen Ugglefåglar, Strigiformes); eftersom flera av smågnagarna uppvisar stora populationssvängningar (ex. Korpela m.fl., 2013) så kommer även förutsättningarna för mesopredatorernas reproduktion att fluktuera. Flera av arterna som är beroende av smågnagare är rödlistade och föremål för riktade naturvårdsåtgärder (ex. Naturvårdsverket 2022); därmed är det viktigt att följa födotillgången.

För andra smågnagare finns ett direkt naturvårdsintresse och behov av mer kunskap om utbredningen. Där hasselmusen förekommer är den ofta en av arterna i fokus för anpassad skötsel exempelvis inom naturreservat, vilket innebär att det är viktigt att kunna följa förekomsten. Buskmusen förefaller vanlig lokalt och delvis regionalt i Sverige, men det finns även områden där den tidigare varit vanlig men där den nu förefaller vara försvunnen eller endast förekommer i låga tätheter (van der Kooij m.fl., 2016). Eftersom arten är mycket sällsynt med vikande trender i delar av Europa är det önskvärt med mer kunskap om populationsutvecklingen i Sverige. Dvärgmusen är troligen införd i södra Sverige och sprider sig sannolikt norrut, samtidigt som arten kommit in på naturlig väg i Norrbotten. Även här är det önskvärt med mer kunskap om utbredning och populationstätheter.

Smågnagare orsakar även problem, bland annat då de fungerar som reservoarer för flera viktiga zoonoser, som sorkfeber och borrelia (ex. Ecke m.fl., 2022). Därmed är det viktigt att övervaka såväl smågnagarna som i vilken utsträckning de bär på smittor som kan drabba människor. Flera av arterna förekommer nära människan, vilket kan öka smittspridningen. Samtidigt kan smågnagare orsaka skador såväl i hus som på växande grödor och skog, exempelvis genom barknag på skogsplantor från sorkar (Huitu m.fl., 2009).

Bisam är en nordamerikansk art som förts in till Finland, och som sedan spritt sig till Sverige. Arten kan ställa till stora problem genom att underminera och försvaga vägbankar och fördämningar; bisam är därför uppförd på EU:s lista över invasiva främmande arter. I Sverige finns ett riktat utrotningsprogram för arten söder om Höga kusten, med uppmaningar till allmänheten att rapportera förekomster genom artfakta.se för vidare hantering. Projektet Invasiva arter som leds av Svenska Jägareförbundet ansvarar sedan för att utrota bisam där de konstaterats (Dahl m.fl., 2022). Norr om Höga kusten bedöms arten som spridd och att det inte är praktiskt genomförbart att utrota den. Punktinsatser görs dock genom Invasiva arter, samtidigt som bisam är jaktbar året runt.

Befintliga övervakningssystem

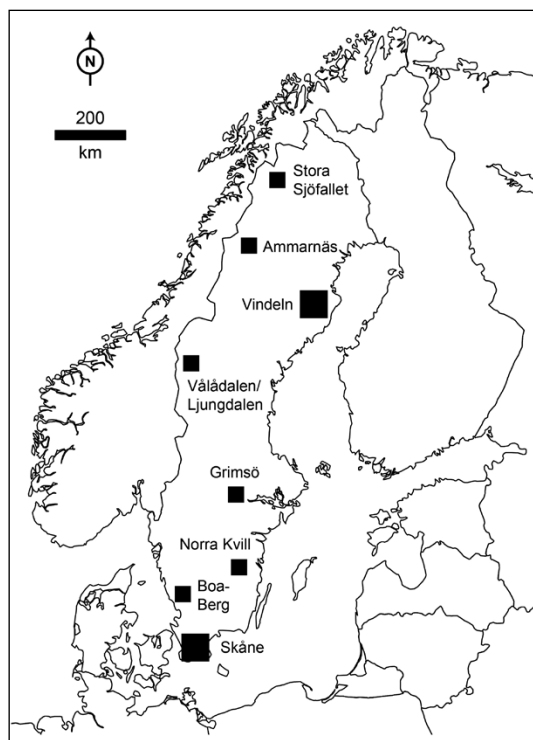
Den huvudsakliga miljöövervakningen av smågnagare genomförs av forskare vid SLU som ett delprogram i den Nationella miljöövervakningen (NMÖ) i Naturvårdsverkets regi (SLU 2021, 2022 a-c). Parallellt med den ordinarie insamlingen av data inom Miljöövervakning av smågnagare har projektet även skapat möjligheter för privatpersoner att rapportera förekomst av smågnagare inomhus genom applikationen Mus i hus. Därutöver förekommer även spontan rapportering av observationer genom Artportalen, samt riktade inventeringar exempelvis av länsstyrelser eller Invasiva arterprojektet.

Miljöövervakning av smågnagare

Projekt syftar till att ge data som gör det möjligt att följa populationsutvecklingen för olika smågnagare och upptäcka avvikelser, ge bakgrundsdata för att tolka orsaksamband bakom populationsförändringar för rovdäggdjur, rovfåglar och ugglor samt samla in material till Miljöprovbanken vid Naturhistoriska riksmuseet som kan användas för retrospektiva studier. Det kan exempelvis innebära kemiska analyser, undersökningar av förekomst av patogener och undersökningar av djurens fortplantningsförhållanden. De långa tidsserierna medger även analys av hur smågnagarsamhällenas sammansättning påverkas av väder och klimat mellan år och över tid.

Data har samlats in i skogslandet i Vindeln i Västerbotten sedan 1971 och sedan 1973 i Grimsöområdet i Västmanland. Insamlingen har sedan kompletterats med insamling i olika delar av fjällvärlden, samt områden i Götaland och Svealand (se figur 1). Se Miljöövervakning för smågnagare på SLUs websida¹¹ för mer detaljerad information.

¹¹ <https://www.slu.se/institutioner/vilt-fisk-miljo/miljoanalys/miljoovervakning-av-smagnagare/>



Figur 1. Områden med pågående eller tidigare miljöövervakning av smågnagare inom det Nationella Miljöövervakningsprogrammet i Sverige. Data har samlats in i Vindeln (sedan 1971), Grimsö (sedan 1973), Norra Kvill (1981–2003), Boa-Berg (1985–90), Ammarnäs (sedan 1995), Stora Sjöfallet (sedan 2001), Våtådal/Ljungdalen (sedan 2001) och Skåne (sedan 2017) (SLU 2022d)

Populationerna följs med täthetsindex baserade på fångst med slagfällor på våren (maj-juni) och hösten (augusti-september) varje år inom fasta provytor, normalt med 50 fällor placerade inom en ruta på ett hektar (SLU 2022a, b). Totalt används cirka 2 000–3 000 fällor i varje område. Fällorna sätts ut en dag och vittjas därefter under de därpå följande tre dagarna, vilket ger en total fångstinsats motsvarande knappt 3 000–9 000 fällnätter varje vår och höst i de olika områdena. Fällorna betas med torkade äpplen och bomullsgarn, som behandlats med vegetabilisk olja och vetemjöl.

Det insamlade materialet sparas fryst och förs successivt över till Miljöprovbanken vid Naturhistoriska riksmuseet i Stockholm (SLU 2022c). Fångstindex beräknas som antalet fångade individer av respektive art per hundra fällnätter, och redovisas årligen. Se Miljöövervakning för smågnagare för populationstrender för de vanligaste arterna över tid från de olika studieområdena (SLU 2022a).

Längre tillbaka har verksamheten delvis finansierats från andra källor, men på senare tid är det Naturvårdsverket som finansierat projektet, dels direkt och dels indirekt genom delfinansiering via länsstyrelserna i fjällområden.

Applikationen Mus i hus erbjuder sedan 2020 en tilläggs möjlighet att kartlägga förekomsten av smågnagare inomhus för de arter som söker sig inomhus under vintern, och har redan visat på skillnader mellan år.

Projektet Miljöövervakning av smågnagare erbjuder mycket värdefulla dataserier för att studera förekomsten av smågnagare. Liknande system finns i Finland och har funnits i Norge, medan man i Norge nu går över till att i huvudsak använda

viltkameror (se nedan). Samtidigt erbjuder de biologiska prover som samlats in till Miljöprovbanken genom det svenska övervakningsprogrammet ett ovärderligt material för att undersöka förekomsten av olika miljögifter samt patogener (SLU 2022c).

Kompletterande metoder

Smågnagarnas skilda ekologi och födoval innebär att betade slagfällor på marken inte nödvändigtvis kommer att ge korrekta bilder av den relativa tätheten arterna sinsemellan. Det kan även finnas skillnader under året, där exempelvis dvärgmusen mestadels lever högt i vegetationen sommartid men på marken vintertid. För arter som hasselmus, buskmus och dvärgmus så kan det vara lämpligt att även kombinera slagfällor med andra typer av inventeringsmetoder, exempelvis fallfällor, viltkameror och inventering av bon. På motsvarande sätt kan förekomst av bisam inventeras genom att leta efter hyddor med drönare, vilket är en metod som används av Invasiva arterprojektet i det område där de har i uppdrag att utrota bisam (Dahl m.fl., 2022).

Artportalen

Rapportering genom Artportalen är en viktig källa till information, och här är det exempelvis möjligt att dra nytta av sådan information som kommer från ägare till utekatter som bär hem sina byten. Synbarhet, hur nära olika arter lever människan och selektivitet i olika former av fångstmetoder kommer dock att påverka resultatet, liksom var människor bor och rör sig. Synar man de rapporter som kommit in ser man även ett tydligt mönster där mer ovanliga arter förefaller rapporteras in oftare än vanliga; exempelvis finns det bara ungefär dubbelt så många skogssorkar (Sveriges vanligaste däggdjur) som hasselmöss inrapporterade under de senaste fem åren i Sverige. Den faktiska skillnaden i antal individer överstiger rimligen vida detta värde. Även om de relativa, kvantitativa skillnaderna inte är tillförlitliga är det möjligt att få värdefull information om utbredningen för olika arter, och även om förändringar mellan år.

Viltkameror

Utvecklingen av viltkameror erbjuder helt nya möjligheter att övervaka olika arter, inklusive smågnagare. För arter som buskmus och hasselmus erbjuder viltkamerorna redan kompletterande möjligheter till övervakning i Sverige, och har bidragit till utökad kunskap.

I Norge överväger man nu att gå över från att använda slagfällor till system med viltkameror, dels då man anser att de är etiskt överlägsna och dels för att de anses ge mer korrekta resultat (Soininen m.fl., 2015; Flittie Kleiven m.fl., 2022). Exempelvis är fjälllämmel en art som visat sig vara underrepresenterad i det nu avslutade programmet med slagfällor (Ehrich m.fl., 2020). Vidare ger viltkamerorna även data på förekomsten av andra djur, exempelvis hermelin som är en av de viktiga predatorerna på smågnagare. En pilotstudie av användning av de i Norge utvecklade lådorna med viltkameror som kan detektera små däggdjur under snön har utförts i övervakningsområdet kring Ammarnäs från hösten 2021 till sommaren 2022,

finansierat av SLU. De första resultaten visar att det är svårt att identifiera alla arter på svartvita bilder som tagits ovanifrån, men att kamerorna skulle kunna vara en bra kompletterande metod till pågående övervakning med slagfällor.

Liksom vid all miljöövervakning är det centralt att slå vakt om de långa tidsserier som redan samlats in och att säkerställa att de kan jämföras med framtida data. Ska man helt byta metod behövs följaktligen en kalibrering som måste ske för alla arter som inventeras med nuvarande metoder och i olika miljöer. Vidare kommer ett kamerasystem behöva kompletteras med fångst om ambitionen är att även fortsättningsvis samla in material till Miljöprovbanken, vilket förefaller önskvärt. Sådan fångst skulle dock möjligen kunna ske med levandefällor för att minska risken för bifångster av andra taxa, samt för att inte behöva avliva fler individer än nödvändigt.

Rekommendationer

Smågnagare är viktiga för många processer i ekosystemen, samtidigt som de har betydelse som en potentiell källa till zoonoser (ex. Ecke m.fl., 2022). Det är därmed viktigt att fortsätta övervaka dem och att bevara kontinuiteten i det pågående övervakningsprogrammet. Samtidigt är det viktigt att utnyttja de möjligheter som ny teknik medger, samt att så långt möjligt harmonisera metoder inom och mellan länder. Det vore lämpligt med fortsatta samarbeten mellan länderna i Fennoskandia, och att samma metoder så långt som möjligt används. Här kommer det att krävas kalibreringar av olika metoder, vilket är ett tydligt kunskapsbehov. Ett annat behov är att genom alternativa metoder försöka kalibrera de relativa skillnaderna mellan arter för data insamlade med olika metoder. Vidare bör data från olika lokala och regionala inventeringar rapporteras in till Artportalen, så att data från uppföljningar som exempelvis utförs inom enskilda naturreservat, kommuner eller län kan kombineras.

Många smågnagare uppvisar stora populationsfluktuationer mellan år (Korpela m.fl., 2013), vilka i sig kan vara av stor betydelse för smågnagarnas ekologiska roll. Det är viktigt att övervakningen sker årligen, för att säkerställa att dynamiken i systemet kan följas.

Artövergripande slutsatser

Fredrik Widemo, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU

Tim Hofmeester, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU

Med undantag för smågnagare saknas riktade övervakningsprogram för arterna som tas upp i rapporten. Befintliga data från Artportalen samt i form av avskjutningsstatistik är baserade på frivilliga insatser och bör tolkas med försiktighet.

Andra data än antal individer som observerats, fångats eller fällts saknas i huvudsak. Undantaget är Artportalen där det är möjligt att ange 'Aktivitet', som bland annat innefattar olika former av reproduktiva beteenden. Samtidigt är det mycket få observationer av denna typ, vilket gör att det inte finns tillräckliga data för att exempelvis fastställa reproduktionstid i olika delar av landet för mindre däggdjur.

Viltkameror erbjuder helt nya möjligheter att samla in kvalitetssäkrade data både för förekomst och för olika beteenden, dels genom kontrollerade övervakningsprogram dels genom bilder från allmänheten. Mobiltelefoner, 'digiscoping' (att ta bilder med mobiltelefon eller digitalkamera genom en tubkikare), och utvecklingen av billiga värmekameror erbjuder på samma sätt nya möjligheter att samla in information som kan kvalitetssäkras. Även utvecklingen av miljö-DNA som övervakningsmetod för en stor mängd däggdjursarter kommer att ge nya möjligheter i framtiden.

Utvecklingen av allt mer komplexa statistiska metoder som kan kombinera flera datakällor för att öka både precision och noggrannhet av populationsskattningar har stor potential till förbättrad viltövervakning på kostnadseffektivt sätt. Dessutom gör dessa modeller det möjligt att använda alla tillgängliga data i en analys, vilket gör att fördelarna förenade med olika metoder kan kombineras. Dessa metoder behöver dock fortfarande kvalitetssäkras mot mer traditionella metoder.

Sammantaget är det tydligt att det idag saknas helhetsgrepp för övervakningen av mindre däggdjur. Samtidigt erbjuder ny teknik och nya metoder helt nya möjligheter att övervaka arter med olika ekologi på ett kostnadseffektivt sätt. Därmed möjliggörs en integrerad viltövervakning på ett helt nytt sätt.

Källhänvisning

- Andrén, H., Månsson, J., Lundberg, P., Danell, K., Bergström, R., Göransson, G., Thulin, C.-G. & G. Spong. 2010. Viltpopulationernas storlek. I *Vilt, människa & samhälle*, red. K. Danell & R. Bergström. Liber, Stockholm.
- Bergqvist, G. & B. Elmhagen. 2020. Trender i utbredning och avskjutning av skogshare och fälthare i Sverige. *Viltforum* 2020: 1. https://jagareforbundet.se/contentassets/3696f13ad7a540c586a08d8cf1d28aed/viltforum-1_2020-trender-i-utbredning-och-avskjutning-av-skogshare-och-falthare-i-sverige.pdf
- Bergqvist, G., Liljebäck, N. & B. Elmhagen. 2015. Trender i skattad avskjutning i Sverige 1939–2015. *Viltforum* 2015: 1. https://jagareforbundet.se/contentassets/3696f13ad7a540c586a08d8cf1d28aed/viltforum-1_2015-trender-i-skattad-avskjutning-i-sverige-1939---2015.pdf
- Bergqvist, G., Liljebäck, N. & B. Elmhagen. 2021. Årsrapport Viltövervakningen 2020/21. *Viltforum* 2021: 1. https://jagareforbundet.se/contentassets/3696f13ad7a540c586a08d8cf1d28aed/viltforum_1_2021_arsrapport-viltovervakningen-2020_21_webb.pdf
- Bonesi, L., & S. Palazon. 2007. The American mink in Europe: status, impacts and control. *Biological Conservation* 134:470–483.
- Buckland, S.T. 2004. *Advanced distance sampling*. Oxford University Press.
- Busher P., Mayer, M., Ulevicius, A., Samus, A., Hartman, G., & F. Rosell. 2020. Food caching behavior of the Eurasian beaver in northern Europe. *Wildlife Biology* 2020(3)
- Caravaggi A., Zaccaroni M., Riga F., Schai-Braun S.C., Dick J.T.A., Montgomery W.I., & N. Reid. 2016. An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2, 45–58.
- Croose, E., Birks, J.D.S., O'Reilly, C. Turner, P., Martin J. & E.T. MacLeod. 2016 Sample diversity adds value to non-invasive genetic assessment of a pine marten (*Martes martes*) population in Galloway Forest, southwest Scotland. *Mammal Research* 61: 131–139. <https://doi.org/10.1007/s13364-015-0257-6>
- Dahl, F., Åhlén, P.A., Jakobsson, U., Norén, K.-L., Medström, V., Paavola, M., Christofferson, T., Lundström, R., Svensson, I., Nordin, P., Johansson, N. & Å. Granström. 2022. *Svenska Jägareförbundet- Invasiva arter. Årsrapport 2021*. https://jagareforbundet.se/contentassets/f110ce2f2e8643d083259c1d1d24d7f2/arsrapport_svenska-jagareforbundet---invasiva-arter-2021.pdf
- Davison, A., Birks, J.D.S., Brookes, R.C., Braithwaite, T.C. & J.E. Messenger. 2002. On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *Journal of Zoology* 257: 141–143. <https://doi.org/10.1017/S0952836902000730>
- Dunstone, N. 1993. *The Mink*, T & A D Poyte Ltd. London, UK.

- Ecke, F., Han, B.A., Hörnfeldt, B., Khalil, H., Magnusson, M., Singh, N.J., & R.S. Ostfeld. 2022. Population fluctuations and synanthropy explain transmission risk in rodent-borne zoonoses. *Nature Communications* 13: 7532. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-35273-7>
- Ehrich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., Alisauskas, R., Angerbjörn, A., Clark, K., Ecke, F., Eide, N.E., Framstad, E., Frandsen, J., Franke, A., Gilg, O., Giroux, M-A., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Ims, R.A., Kataev, G.D., Kharitonov, S.P., Killengreen, S.T., Krebs, C.J., Lanctot, R.B., Lecomte, N., Menyushina, I.E., Morris, D.W., Morrisson, G., Oksanen, L., Oksanen, T., Olofsson, J., Pokrovsky, I.G., Popov, I.Y., Reid, D., Roth, J.D., Saalfeld, S.T., Samelius, G., Sittler, B., Sleptsov, S.M., Smith, P.A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Soloviev, M.Y & D.V. Solovyeva. 2020. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio* 2020, 49:786–800 <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7>
- Erath, N. 2022. Mustelid Mugshots : a new camera-tube-lure system as monitoring tool for European polecats (*Mustela putorius*) in Sweden. Second cycle, A2E. Umeå: SLU, Dept. of Wildlife, Fish and Environmental Studies
- Eklom, R. 2010. Evaluation of the analysis of distance sampling data: a simulation study. *Ornis Svecica* 20, 45–53.
- Eliasson, C.U. 1996. *Horisme aquata*, vitaktig strimmätare. ArtDatabanken, SLU.
- Fernandes, C.A., Ginja, C., Pereira, I. Tenreiro, R., Bruford M.W. & M. Santos-Reis. 2008. Species-specific mitochondrial DNA markers for identification of non-invasive samples from sympatric carnivores in the Iberian Peninsula. *Conservation Genetics* 9: 681–690. <https://doi.org/10.1007/s10592-007-9364-5>
- Flittie Kleiven, E., Framstad, E., Bakkestuen, V., Böhner, H., Cretois, B., Frassinelli, F., Anker Ims, R., Jepsen, J.U., Soininen E.M. & N.E. Eide. 2022. *Ny nasjonal smågnagerovervåking i fjell basert på kamerafeller – Forslag til innsamlingsdesign og data-prosessering*. NINA Rapport 2170. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2022/november/ny-nasjonal-smagnagerovervaking-i-fjell-basert-pa-kamerafeller/>
- Flux, J.E.C. & P.J. Fullagar. 1992. World distribution of the Rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review* 22 (3–4), 151–205.
- Forys, E.A. & S.R. Humphrey. 1997. Comparison of 2 methods to estimate density of an endangered lagomorph. *Journal of Wildlife Management* 61: 86–92.
- Halbrook, R.S. & M. Petach. 2018. Estimated mink home ranges using various home-range estimators. *Wildlife Society Bulletin* 42: 656–666.
- Hartman, G. 1994. Long term development of a reintroduced beaver population in Sweden. *Conservation Biology* 8: 713–717
- Hartman, G. 1995. Patterns of spread of a reintroduced beaver (*Castor fiber*) population in Sweden. *Wildlife Biology* 2:97–103.
- Hartman, G. 2003 Irruptive population development of European beaver (*Castor fiber*) in southwest Sweden. *Lutra* 46 (2):103–108.
- Hartman, G. & A. Axelsson. 2004. Effects of watercourse characteristics on food-caching behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Animal Behaviour* 67: 643–646

- Hartman, G. & S. Törnlov. 2006. Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *J. of Zoology* . 268:127–131
- Hebert, P.D.N., Cywinska A., Ball, S.L. & J.R. Dewaard. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270 (1512): 313–321.
- Hofmeester, T. R., Thorsen, N. H., Cromsigt, J. P. G. M., Kindberg, J., Andrén, H., Linnell, J. D. C., and J. Odden. 2021. Effects of camera-trap placement and number on detection of members of a mammalian assemblage. *Ecosphere* 12(7):e03662. 10.1002/ecs2.3662
- Hofmeester, T.R., Young, S., Juthberg, S., Singh, N.J., Widemo, F., Andrén, H., Linnell, J.D.C. & J.P.G.M. Cromsigt. 2020. Using by-catch data from wildlife surveys to quantify climatic parameters and timing of phenology for plants and animals using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 6 (2): 129–140.
- Huitu, O., Kiljunen, N., Korpimäki, E., Koskela, E., Mappes, T., Pietiäinen, H., Pöysä, H & H. Henttonen. 2009. Density-dependent vole damage in silviculture and associated economic losses at a nationwide scale. *Forest Ecology and Management* 258: 1219–1224. doi:10.1016/j.foreco.2009.06.013
- Isaac, N.J.B., Jarzyna, M.A., Keil, P., Dambly, L.I., Boersch-Supan, P.H., Browning, E., Freeman, S.N., Golding, N., Guillera-Aroita, G., Henrys, P.A., Jarvis, S., Lahoz-Monfort, J., Pagel, J., Pescott, O.L., Schmucki, R., Simmonds, E.G. & R.B. O’Hara. 2020. Data Integration for Large-Scale Models of Species Distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 35: 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.08.006>.
- Kays, R., Arbogast, B.S., Baker-Whatton, M., Arbogast, B.S., Beirne, C., Boone, H.M., Bowler, M., Burneo, S.F., Cove, M.V., Ding, P., Espinosa, S., Sousa Gonçalves, A.L., Hansen, C.P. Jansen, P.A., Kolowski, J.M., Knowles, T.W., Lima, M.G.M., Millspaugh, J., McShea, W.J., Pacifici, K., Parsons, A.W., Pease, B.S., Rovero, F., Santos, F., Schuttler, S.G., Sheil, D., Si, X., Snider, M. & W.R. Spironello. 2020. An empirical evaluation of camera trap study design: How many, how long and when? *Methods in Ecology & Evolution* 11: 700– 713. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13370>
- Kéry, M., & J.A. Royle. 2015. *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of Distribution, Abundance and Species Richness in R and BUGS*. Academic Press.
- van der Kooij, J., Bina, P., Dahl-Møller, J., Grahn, J., Sattarvandi, A., Abrahamsson, Å., Schulz, B. & J. Schulz. 2016. Buskmus – nya inventeringsmetoder. *Fauna och Flora* 111(2): 32–39.
- Korpela, K., Delgado, M., Henttonen, H., Korpimäki, E., Koskela, E., Ovaskainen, O., Pietiäinen, H., Sundell, J., Yoccoz, N.G. & O. Huitu. 2013. Nonlinear effects of climate on boreal rodent dynamics: mild winters do not negate high-amplitude cycles. *Global Change Biology* 19: 697–710, doi: 10.1111/gcb.12099
- La Haye, M., Dijkstra, V. & K. van Veen, K. 2022. *NEM verspreidingsonderzoek marters: inventariseren met cameravallen*. <https://www.zoogdiervereniging.nl/sites/default/files/2022-07/Handleiding%20NEM%20Marters.pdf>
- Larsson, K. 2006. *Skötselplan för restaurering av öppna sanddyner och hedar på Skummeslövs tångallmanning*. ALLMA Natur och Kultur/Laholms kommun, pp 1–20.

- Lavsund, S. 1979. *Bäverinventering i Jämtlands län 1976–77*. Institutionen för viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lavsund, S. 1979. *Bäverinventering i Västernorrlands län 1976–77*. Institutionen för viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lavsund, S. 1979. *Bäverinventering i Värmlands län 1976–77*. Institutionen för viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lavsund, S. 1979. *Bäverinventering i Kopparbergs län 1976–77*. Institutionen för viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindström, T. & G. Bergqvist. 2020. Estimating hunting harvest from partial reporting: a Bayesian approach. *Scientific Reports* 10: 1–15. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77988-x>
- Lindsø, L.K., Dupont, P., Rød-Eriksen, L., Øystese Andersskog, I.P., Roaldsnes Ulvund, K., Flagstad, Ø., Bischof R. & N.E. Eide. 2022. Estimating red fox density using non-invasive genetic sampling and spatial capture–recapture modelling. *Oecologia* 198: 139–151. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05087-3>
- Ljung, P., Widemo, F. & G. Ericsson. 2014. Trapping in predator management: catching the profile of trap users in Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 60:14. DOI 10.1007/s10344-014-0837-9.
- Luke. 2017. Ristakolmiot. Vilttriangler. <https://www.riistakolmiot.fi/sv/ohjeet/peltokolmioiden-laskentaohje/>
- Michell, C.T., Pohjoismäki, J.L.O., Spong, G. & C.G. Thulin. 2022. Mountain- and brown hare genetic polymorphisms to survey local adaptations and conservation status of the heath hare (*Lepus timidus sylvaticus*, Nilsson 1831). *Scientific Data* 9, 667.
- Naturvårdsverket. 2023. Åtgärdsprogram fjällräv. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/6700/atgardsprogram-for-fjallrav/>
- Newey, S., Potts, J., Aebischer, N.J., Wilson, M.W. & S.E. Newson (2020). *Designing a monitoring scheme for mountain hare (Lepus timidus) in Scotland*. Scottish Natural Heritage, Research Report No. 1076.
- Osinga, T., Thurfjell, H. and T.R. Hofmeester. 2023. Snow limits polecat *Mustela putorius* distribution in Sweden. *Wildlife Biology* 2023: e01051. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01051>
- Palencia, P., Barroso, P., Vicente, J., Hofmeester, T.R., Ferreres, J. & P. Acevedo. 2022. Random encounter model is a reliable method for estimating population density of multiple species using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8: 670–682. <https://doi.org/10.1002/rse2.269>
- Parker, H., F. Rosell & P. Ø. Gustavsen. 2002. Errors associated with moose-hunter counts of occupied beaver *Castor fiber* lodges in Norway. *Fauna Norvegica* 22:23–31.
- Reynolds, J.C., Porteus, T.A., Richardson, S.M., Leigh, R.J. & M.J. Short. 2010. Detectability of American mink using rafts to solicit field signs in a population control context. *Journal of Wildlife Management* 2010;74:1601–1606
- Reynolds, J., Short, M.J. & R.J. Leigh. 2004. Development of population control strategies for mink *Mustela vison*, using floating rafts as monitors and trap sites. *Biological Conservation* 120: 533–543

- Rosell, F., Parker, H. & Ö. Steifetten. 2006. Use of dawn and dusk sight observations to determine colony size and family composition in Eurasian beaver *Castor fiber*. *Acta Theriologica* 51: 107–112.
- Rouko, C., Villafuerte, R., Aguayo-Adán, J.A., Carrasco-Expósito, D., Íñigo-López, S., Jebblaoui, H., Jiménez-Fernández, J., Jiménez-Uceda, J.C., Limones-Ceballos, D., del Carmen López-Luengo, M., Luque-Roldán, A., Vidal-Jiménez, V. & S. Santoro. 2021. Persistence of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) latrines and its implication for monitoring programs. *Journal for Nature Conservation* 62: 126021.
- Ruiz-González, A., Rubines, J., Berdión, O. & B.J. Gómez-Moliner. 2008. A non-invasive genetic method to identify the sympatric mustelids pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*): preliminary distribution survey on the northern Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 54: 253–261. <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0138-7>
- Schooley, R.L., Cotner, L.A., Ahlers, A.A., Heske, E.J. & J.M. Levengood. 2012. Monitoring site occupancy for American mink in its native range. *The Journal of Wildlife Management* 75:5.
- SLU. 2021. <https://www.slu.se/ew-nyheter/2021/2/ny-forskning-ska-utveckla-ett-varningssystem-for-sjukdomsutbrott/>
- SLU. 2022a. Miljöövervakning av smågnagare. <https://www.slu.se/institutioner/vilt-fisk-miljo/miljoanalys/miljoovervakning-av-smagnagare/>
- SLU. 2022b. Miljöövervakningens bakgrund. <https://www.slu.se/institutioner/vilt-fisk-miljo/miljoanalys/miljoovervakning-av-smagnagare/miljoovervakningens-bakgrund-upplagning-mm/>
- SLU. 2022c. Antal prover från smågnagare sparade i Miljö databanken. <https://www.slu.se/institutioner/vilt-fisk-miljo/miljoanalys/miljoovervakning-av-smagnagare/har-kan-du-ladda-ner-excel-filer-med-antal-fangade-och-sparade-smadaggdjur-per-art/>
- SLU. 2022d. Insamlingsområden för smågnagare. <https://www.slu.se/institutioner/vilt-fisk-miljo/miljoanalys/miljoovervakning-av-smagnagare/omraden/>
- Smith, G.W. & N.C. Nudegger. 1985. A spotlight, line-transect method for surveying jackrabbits. *Journal of Wildlife Management* 49: 699–702.
- Soininen, E.M., Jensvoll, I., Killengreen, S.T. & R. A. Ims. 2015. Under the snow: a new camera trap opens the white box of subnivean ecology. *Remote Sensing in Ecology & Conservation* 1: 29–38. <https://doi.org/10.1002/rse2.2>
- Spitzer, R., Churski, M., Felton, A., Heurich, M., Kuijper, D.P.J., Landman, M., Rodriguez, E., Singh, N.J., Taberlet, P., van Beeck Calkoen, S., Widemo, F. & JPGM Cromsigt. 2019. Doubting dung: eDNA reveals high rates of misidentification in diverse European ungulate communities. *European Journal of Wildlife Research* 65: 28.
- Thulin, C.G. 2019. *Håller den inhemska underarten mohare (L. timidus sylvaticus) på att försvinna?* Projektrapport för forskningsprojekt finansierade via Naturvårdsverkets medel ur Viltvårdsfonden (Dnr 802-0216-15), pp 1–19.

Thulin, C.G. 2022. *Utveckla metoder för undersökning av genetisk variation hos skogshare*. Slutrapport för uppdrag inom Naturvårdsverkets Programområde ”Kunskapsunderlag grön infrastruktur och ekosystemtjänster” (NV-05813-21), pp 1–13. (SLU dnr ”afb 2021-65”)

Tjernberg, M. 1981. Diet of the golden eagle *Aquila chrysaetos* during the breeding season in Sweden. *Holarctic Ecology* 4: 12–19.

Wearn Oliver, R. & P. Glover-Kapfer. 2019. Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*. 6181748181748. <http://doi.org/10.1098/rsos.181748>

Wegge, P., Bakke, B.B., Odden, M. & J. Rolstad. 2019. DNA from scats combined with capture–recapture modeling: a promising tool for estimating the density of red foxes—a pilot study in a boreal forest in southeast Norway. *Mammal Research* 64: 147–154. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0408-7>

Widemo, F. 2021. *Urban viltförvaltning- kommunala behov och åtgärder för att begränsa viltrelaterade problem*. Rapport 2021: 7, Institutionen för vilt, fisk & miljö, SLU. <https://pub.epsilon.slu.se/24762/>

Widemo, F., Elmhagen, B. & N. Liljebäck. 2019. *Viltets ekosystemtjänster- en kunskaps-sammanställning till stöd för värdering och förvaltning*. 163 sidor. Naturvårdsverkets rapportserie. <https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6800/978-91-620-6889-9/>

Wilsson, L. 1971. Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy* 8: 160–203.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Övervakning av vissa mindre däggdjur

Metoder och pågående övervakning

Denna rapport är en sammanställning som ger en uppdaterad bild över vilka övervakningsmetoder som förekommer för ett antal utpekade däggdjursarter. I uppdraget har det ingått att beskriva samt analysera befintliga metoder och ge rekommendationer på möjliga utvecklingsområden. Rapporten utgör ett kunskapsunderlag som kommer att vara användbart inom förvaltningen och förväntas ge en övergripande bild över pågående övervakning, möjligheter och behov. Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.