

Metod för uppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige

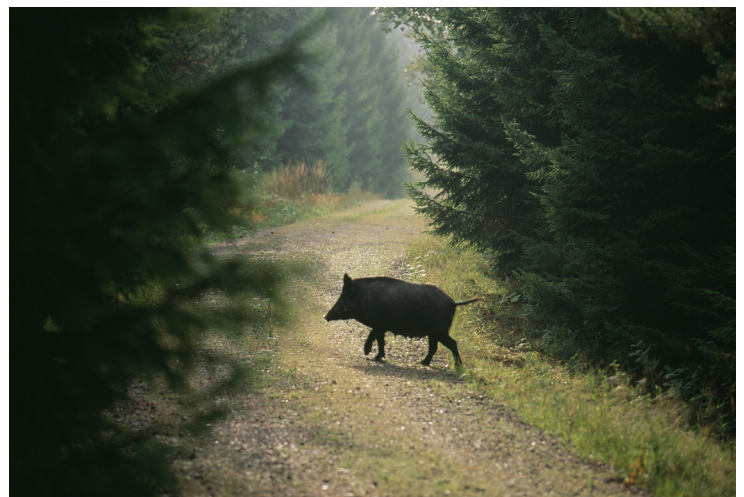
Delredovisning av ett regerings-
uppdrag om att ta fram en åtgärdsplan
för effektiv vildsvinsförvaltning.
LI2023/00533 (delvis) LI2023/03398
(delvis) LI2024/00452

Tom Lindström, Román Aguirre Perez,
György Barabás vid Linköpings
Universitet.

Magali Frauendorf, Fredrik Widemo,
Tim Hofmeester vid Sveriges Lant-
bruksuniversitet.

UNDERLAGSRAPPORT

RAPPORT 7227 | AUGUSTI 2026



Metod för uppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige

Delredovisning av ett regeringsuppdrag om att ta fram
en åtgärdsplan för effektiv vildsvinsförvaltning.
LI2023/00533 (delvis) LI2023/03398 (delvis) LI2024/00452

Författare:

Tom Lindström, Román Aguirre Perez och György Barabás
vid Linköpings Universitet.

Magali Frauendorf, Fredrik Widemo och Tim Hofmeester
vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Eftersom båda universiteten har bidragit i lika stor utsträckning
till denna rapport rekommenderar vi följande citering i löpande text:
Lindström, Frauendorf m.fl. 2026.

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7227-8

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2026

Grafisk produktion: Arkitektkopia AB, Bromma 2026

Omslag:

Sugga över väg: Magnus Nyman, Johnér bildbyrå

Suggor med kultingar: Per Klaesson, TT-bildbyrå

Förord

En väl fungerande viltförvaltning bygger på kunskap. Välgrundade beslut om jakt, skadeförebyggande åtgärder och bevarande stöds av tillgång till information om viltstammarnas storlek, utveckling och utbredning. Att kunna mäta förändringar i populationernas storlek över tid och efter insatta åtgärder gör det möjligt att bedöma om åtgärder kommer att vara effektiva.

Vildsvin är en art som de senaste decennierna ökat kraftigt i antal och utbredning i Sverige. Vildsvinet har kommit att bli ett uppskattat jaktvilt och därigenom en omtyckt köttresurs men parallellt har antalet viltskador och trafikolyckor där vildsvin är inblandade ökat och orsakar stora kostnader regionalt för samhället. Förvaltningen av vildsvin ställer därigenom särskilt höga krav på underlag som gör det möjligt att följa populationens utveckling över tid och att utvärdera effekten av olika förvaltningsåtgärder.

Regeringen gav 2024 Naturvårdsverket flera uppdrag kring vildsvin, bland annat detta uppdrag att utveckla en metod för att uppskatta storleken på den svenska vildsvinspopulationen. Denna rapport är den femte och sista delleveransen som härrör från regeringsuppdraget. I detta uppdrag valde vi att undersöka två olika och kompletterande angreppssätt. Linköpings universitet har nu utvecklat en populationsmodell som kombinerar flera befintliga datakällor för att ge skattningar på nationell och regional nivå. Sveriges lantbruksuniversitet har utvecklat en modell som bygger på data från viltkameror och som möjliggör skattningar med hög geografisk detaljgrad.

Rapporten visar att det idag finns goda möjligheter att utveckla vetenskapligt baserade metoder för att uppskatta vildsvinspopulationens storlek. Den visar också att olika datakällor och modeller kan bidra med olika typer av information och att en framtida integrering av metoderna har stor potential att ge ännu säkrare och mer användbara resultat. Den metodutveckling som presenteras i denna rapport är därför ett viktigt steg mot en mer kunskapsbaserad och ändamålsenlig förvaltning av vildsvin i Sverige.

Naturvårdsverket vill rikta ett stort tack till Linköpings universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och övriga aktörer som har bidragit med data, expertkunskap och analyser inom uppdraget. Rapporten är skriven av Tom Lindström, Román Aguirre Perez och György Barabás vid Linköpings Universitet, samt Tim Hofmeester, Magali Frauendorf och Fredrik Widemo vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

Rapporten är en friskrivningsrapport där författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer i rapporten. Introduktionen är skriven av Naturvårdsverket. Anders Broby och Erica Stigblom har fungerat som redaktörer på Naturvårdsverket under processen.

Arbetet har i enlighet med regeringens beslut finansierats via viltvårdsfonden.

Stockholm 11 augusti 2026

Mona HansErs
Enhetschef Viltanalysenheten

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Summary	7
1. Introduktion	9
2. Den svenska vildsvinspopulationen som ett dolt tillstånd med flera imperfekta observationer	11
2.1 Data	11
2.1.1 Jakt	11
2.1.2 Viltolyckor och trafik	12
2.1.3 Standardrutter	14
2.2 Bayesiansk state-space-modellering	15
2.2.1 Biologisk modell	16
2.2.2 Observationsmodeller för jakt, viltolyckor och ruttobservationer	16
2.2.3 Konditionellt autoregressiv modellering	17
2.2.4 Priors baserat på fältdata	17
2.2.5 Beräkningar	19
2.3 Resultat	20
2.4 Begränsningar och vidareutvecklingar	23
2.4.1 Den biologiska modellen	23
2.4.2 Modell för jakt	23
2.4.3 Modell för trafikolyckor	24
2.4.4 Rumslig upplösning och autokorrelation	24
2.4.5 Ytterligare datakällor	25
2.5 Ytterligare tillämpningar	26
2.6 Slutsatser och rekommendationer om SSM	27
2.7 Tack	27
3. Skattning av populationstätheter för vildsvin med viltkameror	28
3.1 Metoder	29
3.1.1 Datainsamling och bearbetning	29
3.1.2 Bildbearbetning	31
3.1.3 Modellbeskrivning	32
3.1.4 Prediktorer	35
3.2 Resultat	36
3.3 Slutsatser och diskussion	42
3.4 Tack	44
4. Generella slutsatser och steg framåt	45
Källhänvisning	47

Sammanfattning

I regeringsuppdraget LI2024/00452 har Linköpings Universitet (LiU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) separata deluppdrag att utveckla separata metoder för att skatta den svenska vildsvinspopulationen, men det långsiktiga målet är att metoderna senare ska integreras.

I LiUs deluppdrag utvecklades en Bayesiansk state-space-modell (SSM) för att uppskatta den svenska vildsvinspopulationens storlek på nationell och regional nivå. Modellen integrerar tre huvudsakliga datakällor: jaktstatistik från Svenska Jägareförbundet, viltolyckor samt observationer av vildsvin från Svensk fågel-taxerings standarddruttr. Genom att kombinera dessa delvis imperfekta och heterogena datakällor med *a-prior*-information om vildsvinens biologi kan modellen samtidigt beskriva den underliggande populationsdynamiken och de processer som genererar observationerna.

Analysen bygger på en förenklad biologisk modell med två åldersklasser (juniler och adulter) och inkluderar åldersspecifik reproduktion, naturlig mortalitet, jaktmortalitet och mortalitet i trafik. Resultaten visar att vildsvinspopulationen för jaktåret 2024/2025 efter mortalitet (inklusive jakt, viltolyckor och naturlig mortalitet) till 318 000 [239 000, 434 000], där värdena inom hakparenteserna representerar det trolighetsintervall inom vilket analysen är 95 % säker att det sanna värdet ligger. Motsvarande värde före mortalitet är 570 000 [469 000, 719 000]. Resultaten av analysen indikerar att jaktintensiteten ökade kraftigt runt 2019–2020, vilket temporärt bromsade populationstillväxten. Därefter har jakttrycket minskat, och populationen fortsätter öka. Densiteten varierar markant mellan länen.

I rapporten belyser vi även begränsningar och möjliga vidareutvecklingar, exempelvis förbättrade biologiska modeller, inkorporering av ytterligare datakällor såsom viltkameror samt högre rumslig upplösning. Den föreslagna metoden bedöms ha stor potential som ett informationsverktyg för att skatta vildsvinstammens storlek och prediktera den framtida vildsvinspopulationen under olika förvaltningsscenarier.

I SLUs deluppdrag utvecklades en modell för att ge täthetsuppskattningar för vildsvin i mindre områden (upp till ungefär 200 000 hektar), genom att kombinera strukturerade data från viltkameror i referensområden med ostrukturerade data från jägarkameror som satts ut i större, delvis överlappande områden. Metoden genererade rumsligt explicita täthetsuppskattningar på en upplösning av 1 × 1 km, genom att koppla samman båda datamängderna i en gemensam hierarkisk modell som separat beskriver observations- och detektionsprocesser för olika typer av miljöer.

Resultat visade på en genomsnittlig täthet på 57 individer per 1000 ha över alla fem referensområdena. De högsta tätheterna observerades i Christinehof (Skåne) följt av Öster Malma (Södermanland) och Boxholm (Östergötland), medan studieområdena i Alster (Värmland) och Grimsö (Örebro) och hade betydligt lägre tätheter. Bebyggelsetäthet och vägtäthet, var genomgående viktiga förklaringsvariabler för tätheten. Modellen klarade av att visa på lokala täthetstoppar på en detaljerad rumslig skala, och det var även möjligt att extrapolera täthet till delar av landskapet utan viltkameror med hjälp av landskapsbeskrivande variabler. Tätheterna speglade

den förväntade tätheten baserad på jaktstatistik i vissa områden, medan modellen verkar överskatta tätheten i andra områden. Om detta speglar att en mindre andel av populationen fälls än förväntat eller om modellens struktur överskattar täthet under vissa förhållanden behöver vidare utforskas.

Vi bedömer att det finns god potential att integrera modellerna från deluppdragen för att utnyttja information över flera rumsliga skalor. Ett första steg är att vidareutveckla metoderna separat men där resultat från state-space-modellen används som priorinformation i den kamerabaserade modellen, vilket kan förankra lokala täthetsuppskattningar i regionala nivåer och minska risken för orealistiska värden. Ett nästa steg är att inkludera viltkameradata som en ytterligare observationskälla i SSM, där dessa data kan bidra med information om faktisk täthet. En sådan integration möjliggör att data med högre rumslig upplösning används inom SSM, vilket kan förbättra precisionen och möjliggöra skattningar på finare geografiska skalor. Sammantaget kan en kombination av angreppssätten ge ett mer komplett och robust beslutsunderlag för viltförvaltning.

Summary

In the government assignment LI2024/00452, Linköping University (LiU) and the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) were given separate sub-assignments to develop independent methods for estimating the size of the Swedish wild boar population, while the long-term goal is for these methods to later be integrated.

In LiU's sub-assignment, a Bayesian state-space model (SSM) was developed to estimate the size of the Swedish wild boar population at both national and regional levels. The model integrates three main data sources: hunting statistics from the Swedish Hunters' Association, wildlife-vehicle collision data, and observations of wild boar from standard routes of the Swedish Bird Survey. By combining these partly imperfect and heterogeneous data sources with prior information about wild boar biology, the model can simultaneously describe the underlying population dynamics and the processes that generate the observations.

The analysis is based on a simplified biological model with two age classes (juveniles and adults) and includes age-specific reproduction, natural mortality, hunting mortality, and traffic-related mortality. The results show that the wild boar population for the 2024/2025 after mortality (including hunting, wildlife-vehicle collisions, and natural mortality) to 318,000 [239,000, 434,000], where the values in brackets represent the credibility interval within which the analysis is 95% certain that the true value lies. The corresponding value before mortality is 570,000 [469,000, 719,000]. The analysis indicates that hunting intensity increased sharply around 2019–2020, which temporarily slowed population growth. Since then, hunting pressure has decreased, and the population continues to grow. Density varies markedly between counties.

The report also highlights limitations and possible future developments, such as improved biological models, incorporation of additional data sources such as wildlife cameras, and higher spatial resolution. The proposed method is considered to have great potential as an information tool for estimating wild boar population size and predicting future population dynamics under different management scenarios.

In SLU's sub-assignment, a model was developed to provide density estimates for wild boar in smaller areas (up to approximately 200,000 hectares), by combining structured data from camera traps in reference areas with unstructured data from hunters' cameras deployed in larger, partly overlapping areas. The method generated spatially explicit density estimates at a resolution of 1×1 km by linking both datasets in a joint hierarchical model that separately describes observation and detection processes for different types of environments.

The results showed an average density of 57 individuals per 1,000 hectares across all five reference areas. The highest densities were observed in Christinehof (Skåne), followed by Öster Malma (Södermanland) and Boxholm (Östergötland), while the study areas in Alster (Värmland) and Grimsö (Örebro) had considerably lower densities. Settlement density and road density were important explanatory variables for density. The model was able to reveal local density peaks at a fine spatial scale, and it was also possible to extrapolate density to parts of the landscape without camera traps using landscape variables.

The densities reflected the expected levels based on hunting statistics in some areas, while the model appears to overestimate density in others. Whether this reflects that a smaller proportion of the population is harvested than expected, or whether the model structure overestimates density under certain conditions, requires further investigation.

We assess that there is strong potential to integrate the models from the sub-assignments to utilize information across multiple spatial scales. A first step is to further develop the methods separately, while using results from the state-space model as prior information in the camera-based model, which could anchor local and regional density estimates to the county level and reduce the risk of unrealistic values. A next step is to include camera-trap data as an additional observation source in the SSM, where such data can contribute information on actual density. Such integration would enable the use of higher spatial resolution data within the SSM, improving precision and allowing estimates at finer geographic scales. In the long term, combining these approaches into a truly integrated model with information at different spatial and temporal scales could provide a more complete and robust decision-support basis for wildlife management.

1. Introduktion

Kunskap om viltpopulationers storlek och utbredning är en viktig komponent inom adaptiv viltförvaltning. Genom att följa viltpopulationernas storlek och utbredning kan förvaltningen både säkerställa arters långsiktiga fortlevnad, men även utvärdera om beslutade jaktkvoter medför planerat resultat på populationerna. Det ger också möjlighet att följa om förändringar i populationernas storlek leder till förändringar i omgivande miljö samt skadenivåer på areella näringar.

Sedan tidigare finns välutvecklade inventeringssystem för de stora rovdjuren och fjällräv. För älg har olika nationella metoder som "Älgobs", flyg- och spillningsinventering utvecklats. Under senare år har även en populationsmodell som använder resultaten från olika inventeringsmetoder samt avskjutnings- och trafikolycksstatistik tagits fram. Arbetet har utförts av Sveriges lantbruksuniversitet på uppdrag av Naturvårdsverket.

För övriga klövviltarter, d.v.s. kronhjort, dovhjort, rådjur och vildsvin, genomförs mindre, lokalt begränsade, inventeringar med följderna att kunskapen om dessa arters storlek och utbredning är betydligt sämre jämfört med älg och stora rovdjur.

Vildsvin kort bakgrund om utvecklingen i Sverige

Vildsvinet vandrade in i Sverige efter senaste istiden. Det har vid ett antal tillfällen utrotats men återinförts. Efter att en vild population återetablerats i Södermanland under 70- och 80-talet fattade Riksdagen 1987 beslut om att de skulle anses tillhöra den svenska faunan. De har därefter ökat i antal och spridit sig till för vildsvinet lämpliga biotoper i stora delar av Sverige.

I den nationella handlingsplanen för vildsvin (Naturvårdsverket 2020) uppskattades vildsvinspopulationen till minst 300 000 individer. Uppskattningen gjordes främst utifrån avskjutningsstatistik, analyserade trikinprover samt trafikolyckor med vildsvin inblandade.

Avskjutningen hade år 2022 minskat till ca 75 % av den 2020, viltolyckorna till ca 80 % och trikinproverna till ca 70 %. Utifrån dessa förändringar bedömdes att den svenska vildsvinsstammen hade minskat. Därefter har viltolyckorna med vildsvin ökat och är nu på de högsta nivåerna som uppmätts och är nu ca 25 % högre än tidigare högstanivå från år 2019. Även avskjutning och trikinprov har ökat under åren 2024 och 2025 och tangerar sina tidigare högstanivåer.

Som en effekt av vildsvinets återkomst och spridning i Sverige har antalet skador främst avseende jordbruk och trafikolyckor ökat. För att komma till rätta med dessa har ansvariga myndigheter fokuserat på att underlätta för jakt med syfte att minska vildsvinens populationsstorlek. Samtidigt har det saknats en vetenskaplig baserad metod för att följa vildsvinspopulationens storlek och utbredning.

År 2024 fick Naturvårdsverket i uppdrag av regeringen att ta fram en metod för populationsuppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige. Utifrån tillgången på insamlade data och pågående allmän metodikutveckling kring viltövervakning fann Naturvårdsverket att det fanns olika alternativ för att utveckla en populationsmodell för vildsvin.

Två alternativ som bedömdes särskilt intressanta för populationsuppskattning av vildsvin var att utveckla en metod baserad på avskjutnings- och vilttrafikolycksstatistik och en metod baserad på bilder från så kallade viltkameror. Då framtagande

av olika metoder är behäftat med osäkerheter beslutade Naturvårdsverket att undersöka båda metoderna för att inte riskera investera i en metod som inte visar sig vara praktiskt genomförbar.

Sedan tidigare har Linköpings universitet arbetat med att skatta förändringar av viltpopulationernas storlek baserat på avskjutningsstatistik. Baserat på dessa arbeten fick Linköpings universitet i uppdrag att vidareutveckla sin metod till att även inkludera andra parametrar som vilttrafikolyckor och vildsvinens livshistorieparametrar i en integrerad populationsmodell (så kallad IPM) för att möjliggöra populationsskattningar på olika geografiska skalor.

Sveriges lantbruksuniversitet har sedan 2017 arbetat med att använda bilder från viltkameror i arbetet att inventera klövvilt och stora rovdjur. Sedan 2020 har de även samarbetat med Svenska jägareförbundet för att utveckla metoder att skatta alla sorters viltpopulationer genom insamlade viltbilder. Sveriges lantbruksuniversitet fick därför i uppdrag att ta fram en metod för att uppskatta vildsvinspopulationen baserad på viltkamerabilder på olika geografiska skalor.

I uppdragen ingick även att formulera framtida möjligheter och risker med de olika modellerna samt möjligheten att använda dem i kompletterande syfte. Det är resultaten från de två forskargruppernas arbeten som presenteras i resterande del av rapporten. I kapitel 2 redovisas resultaten från LiU och i kapitel 3 redovisas resultaten från SLU. Kapitel 4 är skrivet gemensamt av de två forskargrupperna.

2. Den svenska vildsvinspopulationen som ett dolt tillstånd med flera imperfekta observationer

Regeringen har gett Naturvårdsverket uppdraget (diarienummer: LI2024/00452) att ta fram en åtgärdsplan för effektiv vildsvinsförvaltning. Inom uppdraget finns flera deluppdrag, varav ett är att ta fram en metod för populationsuppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige. Linköpings Universitet (LiU) tilldelades ett uppdrag (ärendenummer NV-05201-24) med målet att utveckla en statistisk modell med specifikationskravet att populationsstorleken ska uppskattas på nationell och regional nivå. Datakällor som ska inkluderas är jaktdata från Svenska Jägareförbundet (SJF), viltolyckor samt observationsdata från Svensk fågeltaxerings inventeringsprogram med standardrutter, som (trots namnet) även registrerar observationer av stora däggdjur.

Den statistiska modellen ska även förberedas för att kunna inkorporera ytterligare datakällor, där viltkameror är prioriterade. För ändamålet ingick i uppdraget att samarbeta med Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU Vilt, fisk och miljö) och projektet Viltbild. I uppdraget har även ingått att samarbeta med SLU Grimsö forskningsstation för att inkorporera *a-priori* kunskap om vildsvinens demografiska parametrar i det statistiska ramverket.

I uppdraget utvecklades en så kallad state-space-modell, och denna rapport beskriver metodutveckling och presenterar resultat. Modellen är anpassad för att analysera data och uppskatta viltpopulationens storlek och tillväxt över tid på länsnivå. Vi fokuserar här främst på nationella resultat. Rapporten redovisar även områden som bör vidareutvecklas och föreslår möjliga användningsområden bortom syftet att uppskatta vildsvinspopulationens storlek.

2.1 Data

2.1.1 Jakt

Bortsett från vilt som omfattas av licensjakt, till exempel älg och stora rovdjur, föreligger i Sverige ingen skyldighet att rapportera fällt vilt. För viltarter med allmän jakt i jaktförordningens bilaga 1 har Svenska Jägareförbundet i uppdrag att skatta antalet individer som fällts, vilket i huvudsak grundas på rapporter som lämnas på frivillig basis i plattformen Viltdata¹. Uppgifterna rapporteras på jaktlagsnivå (inte av individuella jägare) och inkluderar antalet individer som skjutits av respektive art

¹ <https://www.viltdata.se/>

tillsammans med jaktområdets areal och i vilken jaktvårdskrets det ligger. Eftersom rapportering är frivillig behöver antalet fällda individer för den icke rapporterade arealen skattas. I dag görs detta med en metod kallad Bayesian Hierarchical and Autoregressive Estimation of Hunting Harvest (BaHAREHH, Lindström och Bergqvist 2022). Nationella Markttäckedata (NMD) används för att estimerar den totala jaktbara arealen. Andelen av arealen som rapporteras varierar mellan år från omkring 30 % till 40 % och med stor variation över landet, från inga rapporter till komplett täckning av arealen.

Rapporteringen följer jaktårets tidsperiod, 1 juli–30 juni. Jaktår är därför den begränsande faktorn vad gäller temporal upplösning av data. Vi refererar till respektive jaktår med årtalet för jaktårets början, och den senaste uppskattningen av vildsvinspopulationen gäller alltså för perioden 1 juli 2024–30 juni 2025.

Med BaHAREHH uppskattas antalet fällda individer på nivåerna jaktvårdskrets, län och nationellt från och med jaktåret 2003. Den statistiska modellen "lånar styrka" i tid (modellparametrarna delas hierarkiskt mellan närliggande år) och rum (modellparametrarna delas hierarkiskt mellan kretsar och län). Modellens temporala struktur innebär att nya observationer kan påverka skattningar för tidigare år. I uppdraget användes modellskattat jaktuttag baserat på rapporter i Viltdata från jaktåret 2003–2024.

2.1.2 Viltolyckor och trafik

Sedan lagstiftningen trädde i kraft 2010 föreligger rapporteringsskyldighet vid sammanstötning med bland annat vildsvin. Data i både rå och aggregerad form tillhandahålls via den nationella databasen för viltolyckor² från och med 2015. Data för perioden 2010–2014 har tillhandahållits av Polismyndigheten. Dessa data är inte validerade i samma utsträckning, men i avvägningen mellan att exkludera dem helt eller inkludera dem med en brasklapp valdes det senare eftersom de inte avsevärt avvek från senare data på den nivå vi använder dem här.

En viltolycka förutsätter förekomst av både fordonstrafik och vilt. Allt annat lika förväntas olycksförekomst vara proportionell mot både trafikmängd och populationsstorlek. Det vill säga, en ökning av viltolyckor skulle kunna reflektera en ökning av trafiken, viltpopulationen eller båda.

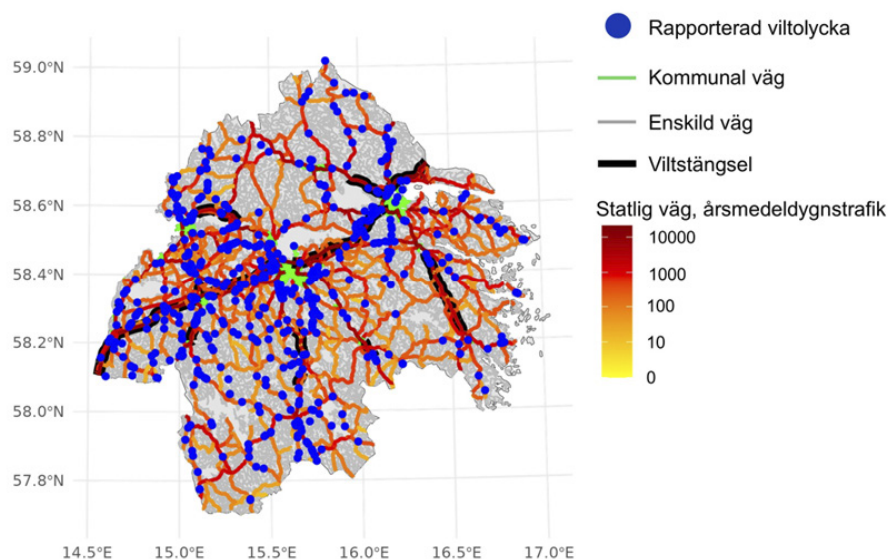
För att urskilja effekten av ökat vilt från ökad trafikmängd behövs därför en trafikmängdsrelaterad variabel som offset. Information om Sveriges vägnät finns tillgänglig via Nationella Vägdata-basen på Trafikverkets plattform Lastkajen³. Data inkluderar vägghållare som enskild, kommunal eller statlig, men det är endast i det sistnämnda fallet som trafikmängden uppskattas i standardiserad form. Det är ett potentiellt problem eftersom vägnätet i form av sträckning domineras av enskilda vägar. Analyser som genomfördes inom uppdraget har dock visat att rapporterade viltolyckor nästan uteslutande sker i anslutning till statliga vägar. Figur 2.1 visar rapporterade viltolyckor tillsammans med vägnätet för Östergötland för jaktåret 2024. Även om vissa avvikelser med olyckor i anslutning till kommunala (gröna) eller enskilda (grå) vägar förekommer så är det tydligt att nästan alla olyckor sker i nära anslutning till det statliga vägnätet (gula–röda). Vidare kan observeras att få

² <https://statistik.viltolycka.se/>

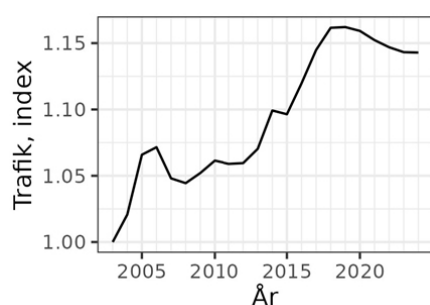
³ <https://lastkajen.trafikverket.se>

olyckor sker i anslutning till de vägar som är utrustade med viltstängsel (svarta), trots att dessa vägar har hög årsmedeldygnstrafik. Därför användes årsmedeldygnstrafik på statliga vägar utan viltstängsel som proxy för trafikmängden. Figur 2.2 visar att trafikmängden ökat över tid, en trend som behöver justeras för när viltolyckor används för populationsuppskattningar.

Viltolyckor rapporteras i regel utan ytterligare information om det individuella vildsvinet, men ibland finns information om huruvida det påkörda djuret är en årsunge eller ej. I brist på annan information antogs att de viltolyckor där informationen fanns tillgänglig var representativa för samtliga rapporterade viltolyckor och att 21 % av alla viltolyckor skedde med juveniler.



Figur 2.1. Vägnätet och viltolyckor med vildsvin i Östergötland under jaktåret 2024/2025.

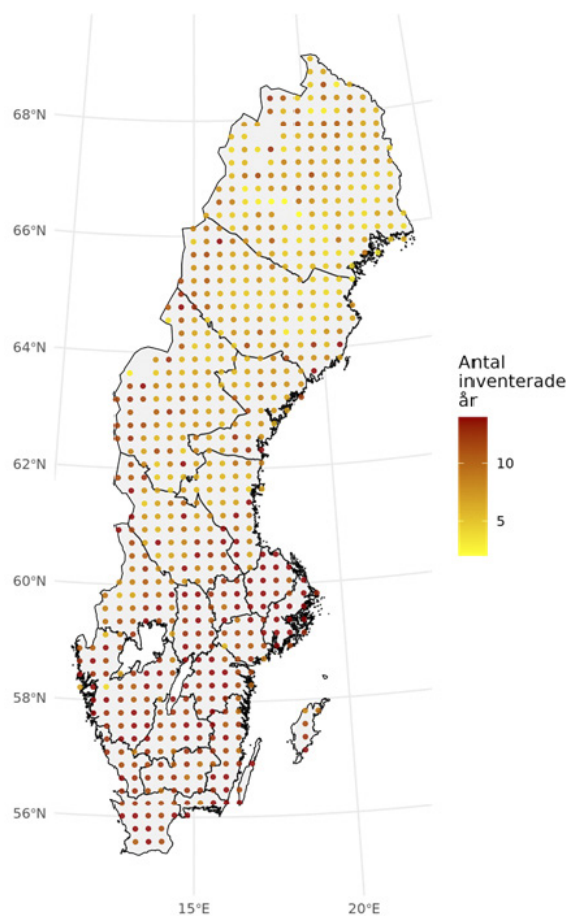


Figur 2.2. Indexerad årsmedeldygnstrafik på statliga vägar utan viltstängsel i Sverige från jaktåret 2003/2004 till och med 2024/2025.

2.1.3 Standardrutter

Svensk fågeltaxering har flera inventeringsprogram, varav inventeringen av standardrutterna är ett. Programmet omfattar 716 rutter, systematiskt utlagda med ett inbördes avstånd om 25 km (Figur 2.3). Varje standardrutt är 8 km lång och följer en kvadratisk slinga.

Inventeringen utförs genom medborgarvetenskap av frivilliga observatörer, främst under senvåren. Samtliga rutter besöks inte alla år, men de som exkluderas ett år prioriteras efterföljande inventering. Vid inventering dokumenteras observationer av fåglar och, sedan 2011, även större däggdjur.

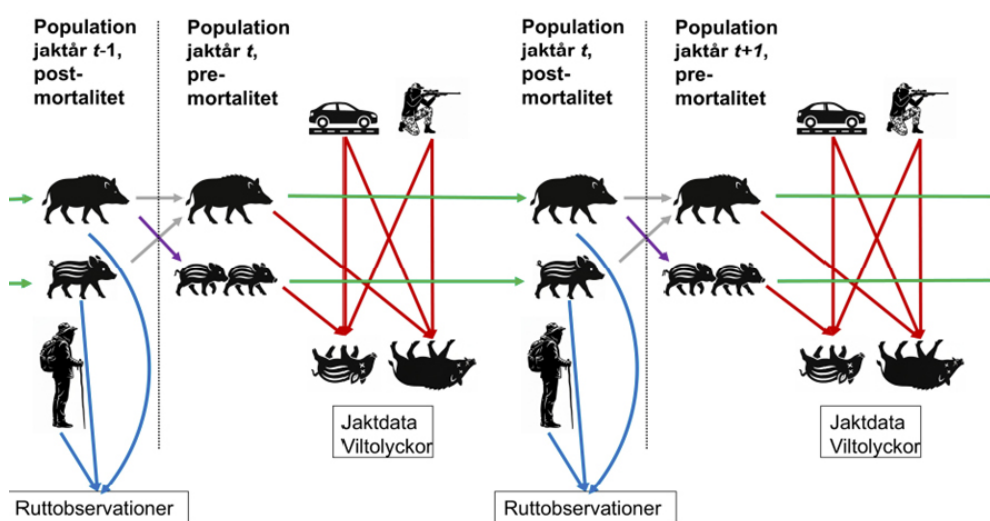


Figur 2.3. Standardrutternas position (approximativ) och antalet år de inventerats och därmed inkluderats i analysen.

2.2 Bayesiansk state-space-modellering

Bayesiansk statistik är idag ett etablerat verktyg för ekologiska studier, där paradigmets för- och nackdelar vägs mot varandra. Bland nackdelarna jämfört med frekventistisk statistik kan nämnas behovet av att specificera *a priori*-kunskap samt att metoderna i vissa fall är beräkningsintensiva.

Bayesiansk modellering möjliggör att tidigare kunskap inkluderas i analysen. För vildsvin, som är en välstuderad art, finns etablerad kunskap om biologiska processer som kan informera modellens parametrar. Ramverket medger också flexibilitet i modellstrukturen, vilket gör det möjligt att integrera flera datakällor och att vidareutveckla modellen när ny information tillkommer, samtidigt som en processmodell som avspeglar vildsvinens biologi kan upprätthållas.



Figur 2.4. Schematisk beskrivning av den statistiska state-space-modellen. I början av säsongen föder adulta som överlevt förra säsongen juveniler (lila pilar) och juveniler som överlevde förra säsongen antas växa in i klassen adulta medan adulta förblir adulta (grå pilar). Under säsongen dör både juveniler och adulta (men med olika sannolikheter) av tre processer: viltolyckor, jakt och naturlig mortalitet (röda pilar). Jakt och viltolyckor är både en observationsprocess som genererar data och en process som reglerar populationsdynamiken. Inventeringsdata från fågeltaxeringens standardrutter är endast en observationsprocess och har ingen feedback på dynamiken.

Bayesianska analyser kvantifierar osäkerhet i parametrarna, och denna osäkerhet kan integreras i modellens prediktioner. Även om de tekniska detaljerna ibland är intrikata och kan vara utmanande att sätta sig in i utan expertkunskap inom statistisk modellering, är resultaten relativt lättolkade och uttrycks med trovärdighetsintervall.

En klass av modeller som utnyttjar flexibiliteten är state-space-modeller. Metoden valdes eftersom den möjliggör integrering av flera datakällor med olika typer av osäkerhet. Det finns svenska översättningar av begreppet, till exempel "tillståndsrumsmodell", men vi använder här den svengelska termen eller dess förkortning, SSM, eftersom den är mer etablerad och intuitiv. Det centrala med SSM-metoder är att parametrar som beskriver en process (här den ekologiska processen för vildsvinens reproduktion och överlevnad) och ett ickeobserverbart tillstånd (här populationens storlek och åldersklassfördelning) estimeras från data tillsammans

med parametrar som beskriver en eller flera observationsprocesser (King 2012). Metodiken är idag vanligt förekommande inom populationsekologi (Auger-Méthé et al. 2021). I Finland används SSM-metoder som ett verktyg i förvaltningen och övervakning av vildsvinspopulationen (Ruha och Kunnasranta 2023).

Figur 2.4 illustrerar den biologiska modellen och hur den relaterar till de datakällor som ingår i analysen. Populationens storlek behandlas som ett latent tillstånd som skattas från flera indirekta observationer.

2.2.1 Biologisk modell

Processmodellen specificerades som en diskret, åldersstrukturerad modell med två åldersklasser: juveniler och aduler. Juveniler tillkommer från reproduktion från de aduler som överlevde föregående jaktår, och de juveniler som överlevde antas växa in i klassen aduler. Sannolikheten att överleva i avsaknad av jakt och viltolyckor specificerades med åldersklass-specifika parametrar som beskriver takten med vilken de dör naturligt, vilket inkluderar all mortalitet som inte härrör från viltolyckor eller jakt. Angreppssättet möjliggör en integrerad hantering av flera mortalitetsfaktorer utan att antalet individer som dör under ett jaktår överstiger populationens storlek; varje vildsvin kan bara dö en gång.

För att ta hänsyn till variation i reproduktion och naturlig mortalitet definierades en hierarkisk slumpmodell. Genom "partiell poolning" uppskattas en sannolikhetsfördelning som explicit inkluderar temporal och spatial variation i varje demografisk parameter. Parametrarna är kopplade till en gemensam fördelning på högre nivå, vilken också uppskattas i modellen. Därigenom definieras parametrarna på ett kontinuum mellan varande samma för alla år och län eller av varandra helt oberoende.

2.2.2 Observationsmodeller för jakt, viltolyckor och ruttobservationer

Tre datakällor inkluderades i analysen: jakt, viltolyckor och observationer från fågel-taxeringens standardrutter. Jakt och viltolyckor avviker från observationsprocessen i en typisk SSM eftersom de både producerar data som avspeglar populationens storlek och driver populationsdynamiken. Jakt och viltolyckor modellerades därför som additiv mortalitet med åldersklassspecifika hastigheter. Den andel av populationen som överlever ett jaktår utgörs av de individer som överlever alla mortalitetskällor (naturlig, jakt och viltolyckor).

För både jakt och viltolyckor inkluderade vi partiell poolning för att tillåta processerna att variera över tid utan att överparameterisera modellen. För viltolyckor inkluderade vi även trafikintensitet som en multiplikativ offset; i avsaknad av trafik uppstår ingen viltolycka, oavsett populationens storlek.

Viltolyckor finns tillgängliga från och med 2010. I stället för att exkludera tidigare år ur analysen modellerade vi viltolyckor som latent variabler för de år där data saknas. Det innebär att antalet viltolyckor som inträffade för år utan data uppskattas i modellen, och frekvensen med vilken de uppkommer varierar enligt samma fördelning som under de år där viltolycksdata finns tillgängliga.

Ruttobservationerna från fågeltaxeringen har ingen effekt på populationsdynamiken och inkluderades som en renodlad observationsprocess. Det finns begränsat underlag för att dra slutsatser om relationen mellan vildsvinstätheten

och det antal individer som observeras i absoluta tal. Därför modellerades väntevärdet för antalet observationer vid en inventering som proportionerlig mot populationsdensiteten. För att ta hänsyn till gruppbildning hos vildsvin modellerades överdispersion på observationsnivå. Om inventeraren ser ett vildsvin är sannolikheten hög att hen ser flera. Slumpvariation applicerades även på ruttbasis för att avspegla att lokalerna varierar med avseende på hur de reflekterar vildsvinsdensiteten i länet. Observationsdata från en rutt användes endast i den statistiska modellen de år rutten inventerades från och med 2011. Sammantaget möjliggör denna utformning av observationsmodellen att datainsamlingens struktur beaktas, vilket minskar känsligheten för bias i enskilda observationer eller enskilda ruttor.

2.2.3 Konditionellt autoregressiv modellering

Med en populationsutveckling över 22 år och etablering i merparten av Sveriges län förväntas många av parametrarna variera över såväl tid som rum. Inom rumslig statistik är ett vanligt angreppssätt s.k. konditionellt autoregressiv modellering (Conditional Autoregressive models, CAR). I CAR-modeller tilldelas varje rumslig enhet (här län) en slumpeffekt, konstruerad så att angränsande enheter antas vara mer lika varandra. Därigenom kan enheterna "låna styrka" från sina grannar.

Ekologiska tidsserier uppvisar i regel temporal autokorrelation (Pimm och Redfearn 1988, Lindström et al. 2012), vilket ofta kan förklaras av omvärldsfaktorer som i sig är positivt autokorrelerade (Vasseur och Yodzis 2004, García-Carreras och Reuman 2011). Det är vidare rimligt att anta att mänsklig aktivitet (här jakt och trafikeffekter) förändras gradvis över tid snarare än genom abrupta skiften. Därför inkluderades även temporal autokorrelation i modellen. Genom en spatiotemporal utvidgning av CAR-ramverket (Spatio-Temporal CAR, STCAR) delas variationen upp i en rumslig respektive tidsmässig komponent. Parametrarna skattas inom en hierarkisk modellstruktur som möjliggör informationsutbyte mellan angränsande län samt mellan efterföljande år. Hur lika parametrar är i rum och tid skattas i analysen.

STCAR tillämpades här på de åldersspecifika parametrar som beskriver hastigheten för viltolyckor, jakt och naturlig mortalitet. För att begränsa modellens komplexitet och undvika överparameterisering samt identifierbarhetsproblem antogs fekunditeten vara konstant över tid och rum. Detta kan tolkas som att suggor i genomsnitt föder lika många kulingar oberoende av tid och plats, medan variation i omvärldsfaktorer i stället påverkar överlevnaden hos såväl kulingar som vuxna individer. En vidareutveckling av modellen bör innefatta systematisk modellselektion i syfte att identifiera den spatiotemporal struktur som ger bäst prediktiv förmåga.

2.2.4 Priors baserat på fältdata

För att informera modellens demografiska parametrar samarbetade vi med Petter Kjellander och Moa Kukkonen vid SLU Grimsö, som finansierades genom ett separat uppdrag i samma regeringsuppdrag. Dessa priors applicerades på medlet av respektive konditionellt autoregressiva modell.

REPRODUKTION

Informativa priors för fekunditet baserades på fältdata från sändarmärkta vuxna suggor (2018–2025). Datamaterialet omfattade 107 potentiella reproduktions-tillfällen, varav 64 fältverifierade födslar. Antalet observerade kulingar per sugga varierade mellan noll och nio. Vi applicerade en Bayesiansk modell där antalet kulingar per sugga beskrivs med en Gamma-Poisson-mixture, och resultaten visade en genomsnittlig kullstorlek på 4,1 [3,5; 4,7]. Skattningarna var konsistenta mellan olika delmängder av data, vilket indikerar att resultaten är robusta för kullstorlek hos reproducerande suggor.

Möjliga felkällor som kan ha påverkat resultaten är att materialet är selekterat mot vuxna och reproducerande individer (≥ 60 kg), vilket begränsar generaliserbarheten. Flera potentiella bias föreligger, inklusive underskattning (ej observerade kulingar) och överskattning (underrepresentation av verkliga nollor).

ÖVERLEVNAD

Åldersklassspecifik överlevnad baserades på fältdata där vildsvin öronmärkts, som kulingar, med unika nummer samt kontaktuppgifter, och sedan återfångats och/eller rapporterats döda(de).

Totalt användes i denna analys 1592 individer som fångades, huvudsakligen i så kallade kulingfällor och ett mindre antal ($n = 70$) i andra typer av fällor. Samtliga kulingar fångades och märktes vid en vikt som varierade mellan 3 och 28 kg. Den första fångstvikten användes därefter för att uppskatta kulingens ålder vid fångstillfället i dygn. De märkta djuren härstammar från två olika tidsperioder och projekt (Lemel: 1989–2004, $n = 761$ och Kjellander: 2018–2025, $n = 831$), vilka har bedrivits i flera olika områden i södra Sverige (Lemel: Björkvik, Eriksberg och Bärbo i Sörmland samt Våxtorp i Halland; Kjellander huvudsakligen: Grimsö i Västmanland, Koberg i Västra Götaland samt Boxholm i Östergötland samt några få i Fagersta i Västmanland, Bornsjön och Mörkö i Sörmland). Merparten av informationen om märkta individer kom från återfynd av döda djur ($n = 579$). Den största andelen kända dödsfall kunde tillskrivas jakt (91,7 %), följt av trafikolyckor (5,9 %) och andra orsaker (2,4 %). Återfångstdata eller levande observationer av märkta kulingar var relativt ovanliga över tid och totalt observerades endast 443 individer minst en gång levande efter märkningstillfället.

Modellen utgick från individdata där varje individ följdes från en given starttid med en uppskattad ålder tills nästa händelse inträffade. Händelser som observeras är jakt, trafikolyckor eller återobservationer, medan naturlig dödlighet generellt inte är direkt observerbar. För att beskriva vad som händer mellan två tidpunkter modelleras tiden till nästa händelse som ett competing risks-problem, där flera möjliga utfall konkurrerar om att inträffa först.

Varje möjlig händelse (naturlig död, jakt, trafikolycka, observation) tilldelas en egen hastighet, och sannolikheten för vilken händelse som inträffar bestäms av dessa relativa nivåer. Detta innebär att modellen beskriver både när något händer och vad som händer, givet att flera processer pågår samtidigt. Hastigheterna modellerades specifik för respektive åldersklass på så sätt att de skiftar när vildsvinet blir ett år.

I analysen hanterades även censurering, det vill säga att individerna inte längre blir observerbara. När tidsserien för en individ inte avslutas med en observerbar händelse (jakt eller trafikolycka), betraktades den som högercensurerad vid studiens

slut (definierat som slutet på en fältstudie eller den senaste fältsäsongens slut för studier som fortfarande pågår). Det innebär att individen kan ha dött av naturliga orsaker (inte jakt eller viltolyckor) eller överlevt till sista möjliga observationsdatum.

De få dödsfall av andra orsaker som observerades kan inte anses vara representativa för all naturlig dödlighet. Naturlig dödlighet behandlades som en latent process eftersom den inte kan observeras direkt. Den påverkar dock sannolikheten för observerbara händelser, eftersom individer som dör naturligt inte längre kan observeras eller dö i jakt eller trafik. På så sätt inkluderas även icke-observerbara processer i modellen, vilket gör det möjligt att dra slutsatser om underliggande dynamik trots ofullständig information.

Vi uppskattade hastigheten på den naturliga dödligheten till 0,73 [0,58; 0,88] och 0,47 [0,37; 0,59] för juveniler respektive aduler. Vidare uppskattades den åldersklassspecifika hastigheten för jaktdödlighet till 0,30 [0,26; 0,34] och 0,50 [0,41; 0,59] och hastigheten för viltolyckor till 0,021 [0,012; 0,034] och 0,040 [0,024; 0,061] för juveniler respektive aduler. Notera att dessa parametrar är just hastigheter, i enlighet med SSM-modellens parameterisering och inte ska tolkas som sannolikheter.

Preliminära analyser indikerar att det finns stöd för ytterligare uppdelningar av åldersklasser samt för skillnader mellan hanar och honor. Detta stärker behovet av vidareutveckling av den biologiska modellen och det är positivt att data finns tillgängliga som kan användas för att formulera informativa priors i en sådan vidareutveckling.

2.2.5 Beräkningar

Den SSM som specificerades har hög dimensionalitet, och det krävs effektiva beräkningsmetoder för att utforska parameterutrymmet. I uppdraget utvecklades programmering i Stan, en mjukvara och ett deklarativt programspråk för Bayesianska beräkningar. Stan använder Hamiltonisk Monte-Carlo-sampling för att beskriva sannolikhetsfördelningen och är ofta betydligt effektivare än andra beräkningsmetoder för modeller med hög dimensionalitet (Monnahan et al. 2017).

Vi formulerade den biologiska modellen grundat på antaganden om en diskret population, det vill säga antalet individer beskrivs som heltal, inte fraktioner av individer. För att möjliggöra beräkningar med Stan, vilket kräver en kontinuerlig gradient att följa vid sampling, approximerade vi diskreta sannolikhetsfördelningar med kontinuerliga motsvarigheter baserat på matchade medel och varians. Analyser med simulerat data visade att approximationen inte nämnvärt påverkar resultaten. Med omparametrering av parameterutrymmet har vi effektiviserat beräkningarna så att analysen på länsnivå ger resultat på några timmar. Det indikerar att framtida vidareutvecklingar, till exempel för att öka modellens rumsliga upplösning eller integrera ytterligare data, kan genomföras med realiserbar beräkningstid.

Beräkningarna i uppdraget utfördes med beräkningsresurser tillhandahållna av Nationella akademiska infrastrukturen för superdatorkapacitet (NAISS), delvis finansierad av Vetenskapsrådet genom bidragsavtal nr 2022-06725. Infrastrukturen drivs av National Supercomputer Centre (NSC) vid Linköpings universitet. Den typ av Bayesiansk state-space-modellering som tillämpas här, med tusentals parametrar och avancerad MCMC-sampling, ställer krav på beräkningsresurser som normalt inte finns tillgängliga utanför HPC-miljöer.

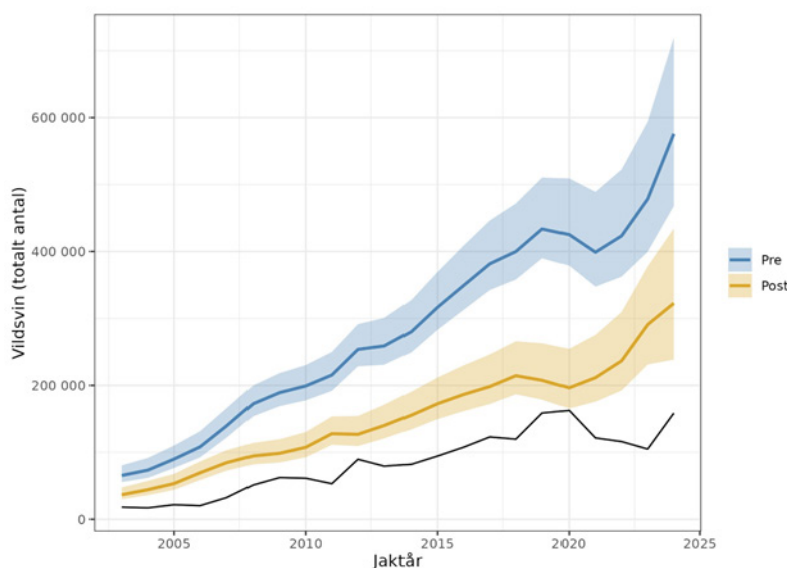
2.3 Resultat

Den utvecklade modellen applicerades på data från alla län där den BaHAREHH-skattade jakten inte var noll för alla år, vilket exkluderade Norrbottens, Västerbottens, Jämtlands och Gotlands län. Det ska understrykas att resultaten är baserade på den basmodell som utvecklats i projektet. Det finns flera förbättringsbehov, vilka kan komma att påverka resultaten i större eller mindre omfattning.

Modellen omfattar många tusen parametrar. Vi fokuserar här på några av de variabler som är mest relevanta för tolkning av resultaten, främst på nationell nivå, vilka beräknats som area-viktade medelvärden. Det betyder att varje län viktas efter sin geografiska yta. Den totala populationen som redovisas utgör summan av populationsstorlekarna i alla län och de två åldersklasserna.

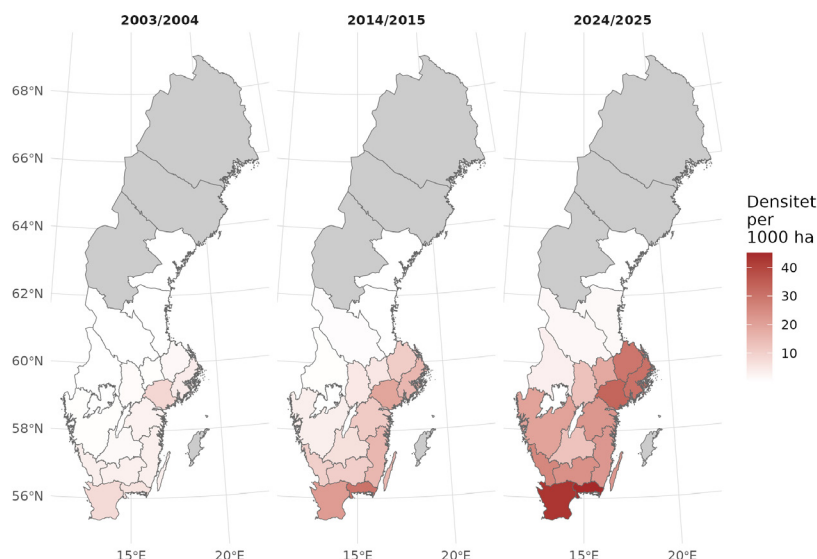
Som en del av en åtgärdsplan för effektiv vildsvinsförvaltning var uppdragets syfte att ta fram en metod för att uppskatta den svenska vildsvinsstammens storlek. Med den metod som utvecklats uppskattas den totala vildsvinspopulationen för jaktåret 2024/2025 efter mortalitet (inklusive jakt, viltolyckor och naturlig mortalitet) till 318 000 [239 000, 434 000], där värdena inom hakparenteserna representerar det trovärdighetsintervall inom vilket analysen är 95 % säker att det sanna värdet ligger. Motsvarande värde före mortalitet är 570 000 [469 000, 719 000].

Den biologiska modellen kan ses som en grovkornig men informativ karikatyr av verkligheten. Vildsvin kan föda nya kullingar under hela året, även om grisning främst sker under våren. Mortalitet sker också kontinuerligt under året. Något förenklat kan man anta att den genomsnittliga populationen under året är ett medel av analysens extremer, vilket baserat på samples ur posteriorfördelningen är 444 000 [353 000, 576 000]. Men populationens storlek bedöms som närmare uppskattningen före mortalitet i början av sommaren, efter den primära grisningsperioden, och närmare uppskattningen efter mortalitet i slutet av vintern. Utvecklingen av populationen över tid visas i Figur 2.5.



Figur 2.5. Vildsvinspopulationens uppskattade utveckling över tid, representerad med medel (färgade linjer) och 95 % trovärdighetsintervall (band), pre- och post-mortalitet. Den svarta linjen indikerar BaHAREHH-skattad jakt.

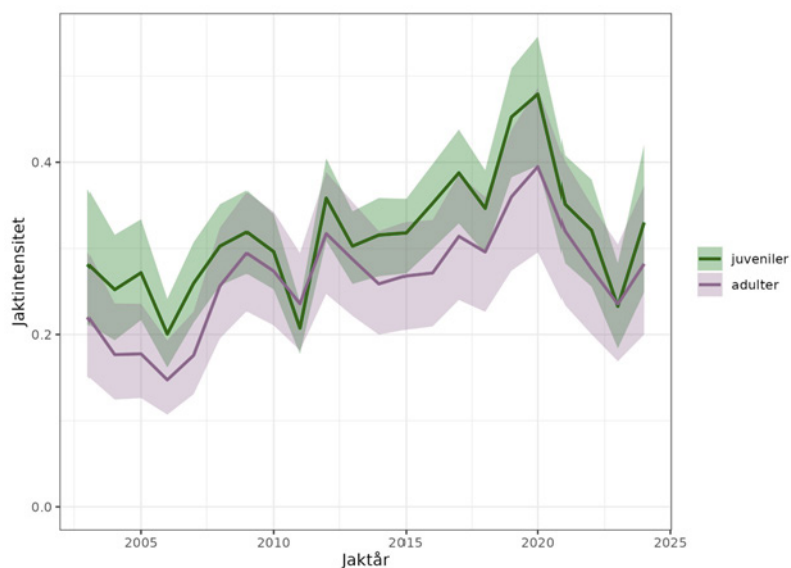
Den skattade populationstätheten varierade som väntat mycket mellan länen. Figur 2.6 visar vildsvinens densitet i alla län för tre exempel-år. Skattningarna på länsnivå är också behäftade med osäkerhet som inte visas i figuren.



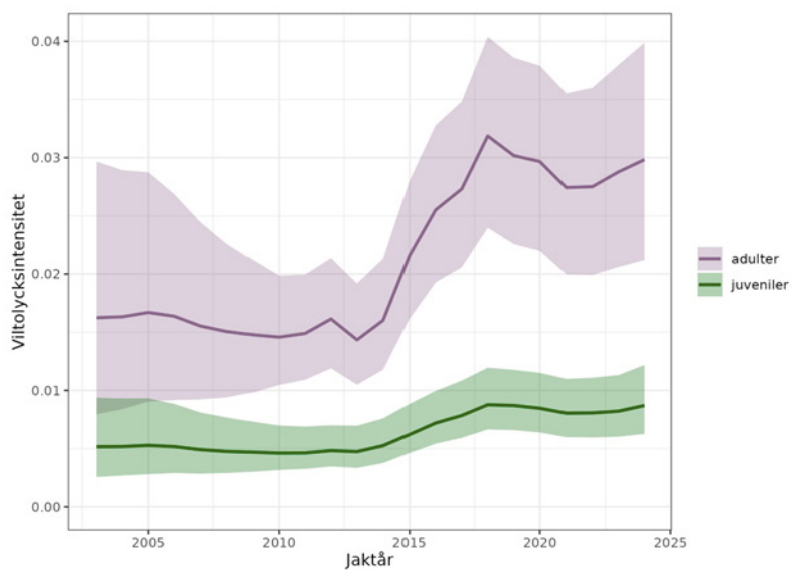
Figur 2.6. Skattad densitet av vildsvin efter mortalitet per 1000 ha. Figuren visar median för jaktåren 2003/2004, 2014/2015 och 2024/2025. Län som exkluderades ur analysen på grund av att inga vildsvin rapporterats skjutna för något år indikeras av grått.

Förutom populationsuppskattningar ger analysen en del ytterligare information av betydelse ur ett förvaltningsperspektiv. Det finns ingen proxy för ansträngning som ligger bakom rapporterad jakt, såsom uppgifter om jaktinsats (exempelvis antal mantimmar). Modellen som utvecklades i uppdraget skattar variation i jaktintensitet, vilket kan tolkas som det jakttryck som ett vildsvin utsätts för. Figur 2.7 visar att jaktintensiteten var som högst 2019 och 2020, sannolikt som en effekt av nya regler kring mörkersikten m.m. som infördes 2019. Detta sammanfaller med ett trendbrott med en utplaning eller en temporär nedgång av populationens storlek (Figur 2.5). Från och med 2021 har jaktintensiteten sjunkit igen, och stammens storlek har fortsatt att öka. Även om det BaHAREHH-skattade antalet skjutna vildsvin under jaktåret 2024 är i paritet med de tidigare rekordåren 2019 och 2020 så är jaktintensiteten fortsatt för låg för att reducera den nu större populationen.

Figur 2.7 visar hur takten med vilken ett vildsvin i populationen är inblandat i en viltolycka förändras över tid. Olycksrisken (för ett enskilt vildsvin) samvarierar till del med förändringen i trafikmängd (Figur 2.2), men analysen inkluderar också spatiotemporal slumpvariation. Risken uppskattas vara högre för adulta vildsvin än för juveniler, vilket avspeglar antagandet att 21 % av olyckorna sker med juveniler. Vi har undersökt andra antaganden om fördelningen mellan juveniler och aduler i viltolyckor, och dessa påverkar den relativa skillnaden mellan åldersklassernas risk för viltolyckor men har minimal effekt på populationsuppskattningarna.



Figur 2.7. Åldersklass-specifik jaktintensitet, definierat som hastigheten med vilken ett vildsvin dör på grund av jakt, representerad med medel (färgade linjer) och 95 % trovärdighetsintervall (band).



Figur 2.8. Åldersklass-specifik intensitet med vilket ett vildsvin är inblandat i en viltolycka, representerad med medel (färgade linjer) och 95 % trovärdighetsintervall (band).

2.4 Begränsningar och vidareutvecklingar

Det bör understrykas att de resultat som presenteras i denna rapport är baserade på hur långt ramverket är utvecklat idag. Modellen gör flera förenklande antaganden som successivt kan testas och modifieras över tid. Nedan redovisas prioriterade områden för vidare modellutveckling.

2.4.1 Den biologiska modellen

Den biologiska process som specificerats här fångar de grundläggande dragen i vildsvinens biologi, men vi ser flera möjliga utvecklingar som kan öka analysens tillförlitlighet. Här lyfter vi fram några som bedöms särskilt prioriterade.

I modellen antas i nuläget att hälften av populationen är honor, men i verkligheten skiljer sig könen åt med avseende på mortalitet (Keuling et al. 2013). Jakttrycket varierar också mellan könen eftersom suggor som åtföljs av kultingar inte får skjutas. Att explicit modellera kön som separata klasser skulle därför kunna höja precisionen i populationsskattningen. Detta stöds av preliminära analyser av SLU Grimsös fältdata.

Det kan också behövas ytterligare åldersklasser, förslagsvis med en åldersklass för subadulter 1–2 år, vars reproduktion och överlevnad kan antas skilja sig från äldre individers. Preliminära analyser av fältdata stödjer även detta. Det är en komplicerande faktor att jaktdata inte är tillgängligt för mer än två åldersklasser, men det bör vara möjligt att estimerar andelen av den BaHAREHH-skattade jakten av vuxna vildsvin som hör ur subadulter respektive adulter.

I det statistiska ramverket inkluderas (autokorrelerad) slumpvariation i tid och rum i de demografiska parametrarna, vilket tillåter reproduktion och överlevnad att fluktuera över tid men utan explicita antaganden om vad som driver eventuell variation. En vidareutveckling av modellen kan inkludera förklarande faktorer som påverkar demografiska parametrar. Specifikt bör inomartskonkurrens inkluderas. Det är oklart i vilken utsträckning tillgång på föda påverkar vildsvinens utveckling. Vi identifierade ingen tydlig signal för en reducerad överlevnad över tid, trots att populationen växt väsentligt, men om populationen tillåts fortsätta växa kommer tillgång på föda förr eller senare att bli en begränsande faktor. Att inkludera inomartskonkurrens som en funktion av miljövariabler kan bidra till bättre prediktioner. År med hög tillgång på föda, till exempel under ollonår, förväntas ge högre överlevnad och snabb ökning av populationen (Touzot et al. 2023).

2.4.2 Modell för jakt

Modellen inkluderar även slumpvariation i jaktintensiteten, och resultaten indikerar betydande år-till-år-variation (Figur 2.7). Även här kan modellen utvecklas för att inkludera effekten av specifika faktorer såsom förändrad lagstiftning eller tekniska hjälpmedel. Tidigare i rapporten anges att den höga jaktintensiteten 2019 och 2020 sannolikt är en effekt av ny jaktlagstiftning. För att testa en sådan hypotes bör effekten av ny lagstiftning eller liknande förändringar av förvaltningen inkluderas explicit som en förklarande variabel.

Det finns också anledning att inkludera icke-linjära interaktioner mellan jaktintensitet och viltpopulationens densitet, vilket påvisats i andra system (Kahlert et al. 2015). Riktningen på interaktionen är svår att förutsäga i förväg. Å ena sidan

kan antalet jakttimmar öka i takt med att populationen tillväxer i ett medvetet försök att kontrollera populationen. Å andra sidan är det möjligt att jaktuttaget planar av även om populationen växer om det saknas incitament att fortsätta jaga när, till exempel, frysen är full. Både sub- och superlinjär respons är alltså plausibel. Att explicit inkludera interaktionen mellan populationsdensitet och jaktintensitet i analysen kan ge både bättre uppskattning av populationstätheten och insikt om jaktens potential att begränsa populationen.

Skattningar av jakt med BaHAREHH inkluderar ett osäkerhetsintervall, och för att bedöma populationsskattningarnas känslighet för osäkerhet i antalet fällda djur analyserade vi även data baserat på det lägre och högre spannet. Det resulterade i en minskning av den skattade populationen på ca 8 % respektive en ökning på ca 3 %. Osäkerheten i skattad jakt är alltså en faktor som ytterligare ökar osäkerheten i den skattade populationen, en osäkerhetsfaktor som skulle reduceras med ökad rapporteringsgrad. Vidareutvecklingar av SSM-ramverket bör inkludera osäkerhet i jaktuttag. Det statistiskt mest robusta tillvägagångssättet vore att integrera BaHAREHH i SSM-ramverket. Det kommer dock att avsevärt öka beräkningstiden, och en mer pragmatisk lösning baserat på integrering över *a priori* BaHAREHH-skattad osäkerhet kan vara nödvändig.

2.4.3 Modell för trafikolyckor

Även trafikmängd kan förväntas uppvisa icke-linjära interaktioner med vildsvinspopulationen. Studier har visat att vilt undviker områden med hög trafikintensitet (Mayer et al. 2021). Viltolyckor är inte den faktor som främst driver populationsdynamiken, men de utgör en viktig observationsprocess. Explicit modellering av icke-linjära samband mellan trafikmängd och populationstäthet kan förbättra precisionen i populationsskattningarna.

Ytterligare information om trafik och vägnät kan också tas in i modellen. I uppdraget har trafikmängd på statliga vägar utan viltstängsel använts som proxy för trafikmängdens påverkan på olycksrisken. Övriga faktorer har fått fångas av variation mellan län samt av modellens slumpvariabler. En vidareutveckling kan med fördel inkludera till exempel hastighetsbegränsningar och infrastruktur såsom viltstängsel, vägtyp eller korsningspunkter.

2.4.4 Rumslig upplösning och autokorrelation

I uppdraget har vi utvecklat en modell som uppskattar vildsvinspopulationen på länsnivå men i en hierarkisk modell där de länsspecifika parametrarna lånar styrka av angränsande län. Det möjliggör skattning av populationen även i län med lite data. Vi använde generellt vaga priors för hur den hierarkiska strukturen ser ut, men vi ser att en utveckling framåt kan inkludera mer avvägda antaganden för vilka parametrar som kan förväntas vara mer eller mindre stabila i tid och rum och testa dessa antaganden med modellselektion.

En hierarkisk modell med partiell poolning möjliggör skattningar av populationsstäthet med högre rumslig upplösning utan kraftigt ökad osäkerhet. Ett första steg mot ökad upplösning bör vara jaktvårdskretsar, vilket är den lägsta nivå på vilken jaktuttaget skattas. Ett problem är att jaktvårdskretsar ändras över tid, vilket innebär en försvårande, men inte omöjlig, omständighet att ta hänsyn till i ramverket.

2.4.5 Ytterligare datakällor

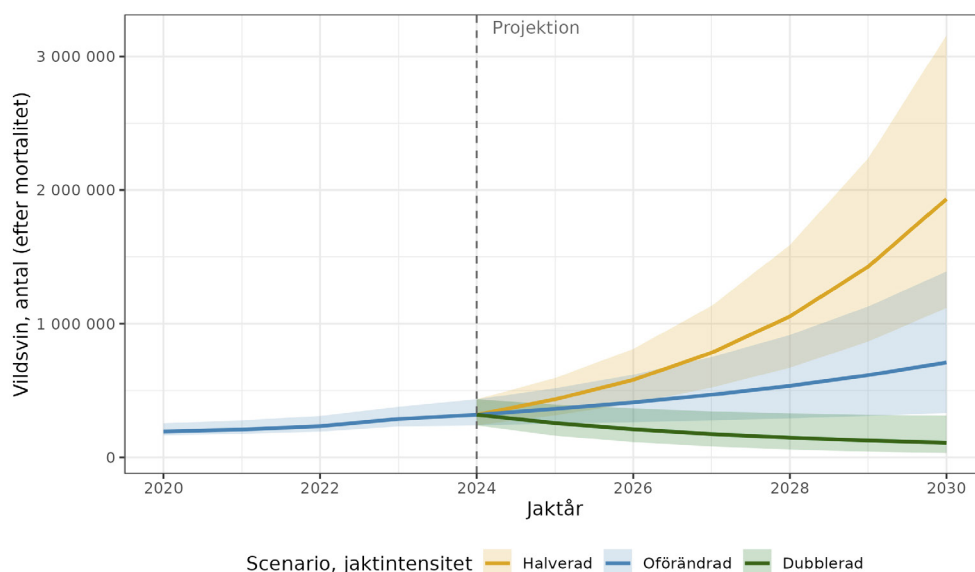
I uppdraget ingick att samarbeta med SLU för att utreda möjligheterna att förena metodiken med datamaterialet och metoderna som tillhandahålls inom projektet Viltbild. Ett sådant projekt skulle ge stora möjligheter att förbättra populationsuppskattningarna. På kort sikt identifieras två prioriterade utvecklingsspår.

En första möjlighet är att använda viltkameror som ytterligare datakälla i en SSM. På samma sätt som observationer från standardrutterna är data från viltkameror en ren observationsprocess som inte påverkar den underliggande populationsprocessen. Men till skillnad från ruttobservationer, som främst tillför information om den relativa densiteten i olika områden, har data från viltkameror potentialen att ge information om den faktiska densiteten, i alla fall när kameror placerats systematiskt för att undvika bias. Genom att jämföra densitetsuppskattningar från kontrollerade experiment med de data som frivilligt laddas upp från jägares viltkameror, ofta vid åtel, går det att indirekt informera populationsdensiteten i större områden. State-space-modellering är flexibel och kan inkludera bias i opportunistiska viltkameror i observationsmodellen.

På längre sikt bör modellerna integreras ytterligare för att möjliggöra en biologisk modell med finare rumslig upplösning, där kameradata kan komma att bli en särskilt viktig datakälla. Den finaste upplösningen på vilken jaktdata rapporteras är jaktvårdskrets nivå (oftast en eller flera kommuner), och även om viltolyckor kan kopplas geografiskt till godtycklig rumslig upplösning så kan det låga antalet olyckor i små områden leda till mycket brus och lite signal (även om hierarkisk modellering kan lösa delar av det problemet), framför allt i områden med lite trafik. Här skulle data från viltkameror kunna ge värdefull information. Eftersom projektet Viltbild fortfarande är i sin linda kommer det att dröja innan det finns tillräckligt långa tidsserier med kameradata för att anpassa en biologisk modell till denna datakälla allena. Men, som vi visat i uppdraget här, går det att kombinera datakällor med varierande temporal täckning (jaktdata från och med 2003, viltolyckor från och med 2010 och standardrutter från och med 2011).

Genom att kombinera flera datakällor bedöms det möjligt att successivt förbättra den rumsliga upplösningen, även om detta potentiellt medför betydande beräkningsmässiga krav. Samtidigt förväntas beräkningsrelaterade begränsningar minska i takt med teknikutvecklingen, vilket successivt vidgar den kvarvarande flaskhalsen. Det finns alltså goda förutsättningar för såväl vidareutveckling som löpande tillämpning inom viltförvaltningen.

En fördel med Bayesiansk SSM är metodikens flexibilitet, och ytterligare datakällor bedöms kunna minska osäkerheten i modellen. Exempelvis skulle en vidareutveckling av SSM-metodiken även kunna inkludera trikintester, drönarinventeringar, klövbobs (enligt samma protokoll som älgobs utförs idag), spillningsinventering, med flera. Individuellt har de flesta datakällorna brister, men när de integreras i ett gemensamt statistiskt ramverk kan de ställas i relation till varandra och ge en mer heltäckande och robust beskrivning av populationens storlek och utveckling.



Figur 2.9. Uppskattad vildsvinspopulation för Sverige jaktåren 2020–2024, samt förväntad vildsvinspopulation givet olika antaganden om jaktintensitet. Specifik visas prognoser för scenarios där jaktintensiteten följer samma medelvärde och spatiotemporala variation som uppvisats de senaste 21 åren (blå projektion) samt halverad (gul) och dubblerad (grön) jaktintensitet. Fördelningarna representeras av medel och 95 % trovärdighetsintervall.

2.5 Ytterligare tillämpningar

Syftet med uppdraget var att utveckla en metodik som skattar vildsvinspopulationens storlek. Vi vill även lyfta fram några ytterligare användningsområden av ramverket som kan vara av betydelse för viltförvaltning och som framtida beslutsunderlag.

En fördel med att anpassa en biologisk processmodell i det statistiska ramverket är att den kan användas för prediktion, till exempel av framtida populationer. Med Bayesiansk state-space-modellering kan osäkerhet kring både den nuvarande populationens storlek och parametrar som styr dynamiken integreras i prognosen. Figur 2.9 visar förväntad populationsutveckling (post-mortalitet) för Sverige från 2020 tillsammans med olika scenarios kring jakttryck. Om jaktintensiteten fortgår som den gjort hittills kan population mer än dubblas till 2030. En dubbling av jaktintensiteten förväntas leda till en markant minskning av stammen. En halvering av jaktintensiteten bedöms leda till en markant ökning av populationens tillväxttakt. Exemplet är förenklat, och det finns flera osäkerheter kring hur demografiska parametrar och jakttryck påverkas av densiteten. Men exemplet illustrerar hur det statistiska ramverket kan vidareutvecklas till ett verktyg som kan ge stöd för policybeslut och kommunikation kring vildsvin och andra viltstammar.

Ramverket kan även vidareutvecklas för att utvärdera effekter av olika policybeslut. Om exempelvis nya jaktregler inkluderas som en faktor i analysen är det möjligt att göra in silico-prognoser av populationsutvecklingen för ett alternativt scenario där faktorn exkluderas. På motsvarande sätt kan ramverket användas för att utvärdera åtgärder som syftar till att minska viltolyckor.

Ramverket kan även anpassas för andra viltslag, framför allt för arter med motsvarande datatillgång. Rådjur och dovhjort omfattas av allmän jakt enligt jaktförordningens bilaga 1 och samma regelverk för viltolyckor som gäller för vild-

svin. Arterna registreras även vid inventering av standardrutterna. Dessutom är dessa arter välstuderade, och det finns god *a priori*-kunskap om deras biologi. Med begränsade justeringar bedöms det därmed möjligt att skatta och prognostisera populationsutvecklingen även för dessa arter.

2.6 Slutsatser och rekommendationer om SSM

I uppdraget har vi utvecklat en state-space-modell, för den typer av data som finns tillgängliga i Sverige. Vi uppskattar vildsvinspopulationens storlek för jaktåret 2024/2025 före och efter mortalitet till 570 000 [469 000, 719 000] respektive 318 000 [239 000, 434 000] individer. Resultaten är preliminära och osäkerheten kan minskas genom vidareutvecklingar av det statistiska ramverket. Vår rekommendation är att metoden successivt förbättras för att reducera osäkerheten i skattningarna av viltstammens storlek.

Metoden bedöms vara ett relevant verktyg för att stödja vildsvinsförvaltningen, både för att uppskatta populationens storlek och för att prognostisera populationsutvecklingen under olika scenarier. Vi gör inga rekommendationer om specifika förvaltningsåtgärder men noterar att populationskurvan pekar uppåt. Prognoser för populationsutvecklingen visar en markant ökning av vildsvinsstammen under oförändrat jakttryck.

2.7 Tack

Tack till Tim Hofmeester och Magali Frauendorf vid SLU Vilt, fisk och miljö och Petter Kjellander och Moa Kukkonen vid SLU Grimsö forskningsstation för insiktsfulla och givande diskussioner under projektet. Också tack till Erik Stigell, Jens Andersson, Erica Stigblom och Anders Broby på Naturvårdsverket, viltförvaltningsenheten, för input från myndighetsperspektiv. Tack till Svenska Jägarförbundet och de jägare som rapporterat i Viltdata för jaktdata, trafikanter och Polisen för data på viltolyckor, och Svensk fågeltaxering och för inventeringsdata från standardrutterna. Tack till NAISS och NSC för beräkningsinfrastruktur.

3. Skattning av populationstätheter för vildsvin med viltkameror

Antalet vildsvin har ökat markant i Europa under de senaste decennierna, och i Sverige har både en långvarig populationsökning och en spridning norrut observerats (Massei m.fl., 2015; Widemo m.fl., 2019). I och med att vildsvin numera förekommer i större delen av södra och mellersta Sverige (Svenska Jägareförbundet, 2025; Widemo, 2023) finns ett ökat behov av tillförlitliga uppskattningar av populationstäthet på skalor relevanta för viltförvaltningen. Detta behov uppstår eftersom vildsvin orsakar betydande jordbruksskador (Rutten m.fl., 2020), påverkar ekologiska processer och spelar en viktig roll i sjukdomsdynamik, inklusive afrikansk svinpest (Sauter-Louis m.fl., 2021). Samtidigt utgör vildsvin en värdefull jaktlig resurs (Widemo m.fl., 2019).

Jakt är en utbredd aktivitet i Sverige och täcker större arealer än andra former av markanvändning (Neumann m.fl., 2022). Viltkameror (kallas även för åtelkameror eller kamerafällor och kombinerar en digital kamera med en rörelsesensor) har blivit ett centralt övervakningsverktyg inom viltförvaltning och jakt, eftersom de ger icke-invasiva, kostnadseffektiva och kontinuerliga data över viltförekomst i olika habitat oavsett årstid. Den objektiva informationen från dessa verktyg har revolutionerat vår förståelse av viltbeteenden och viltarters utbredning (Wearn & Glover-Kapfer, 2019), och används i allt högre grad för olika ändamål.

Mer än 100 000 jägare uppskattas använda viltkameror för att övervaka vilt lokalt på sina jaktmarker. Detta ger omfattande men ostrukturerade data, som även har stor potential för övervakning av vilt i form av medborgarforskning på regional och nationell nivå. Med den nyutvecklade plattformen viltbild.se kan dessa jägarproducerade data nu samlas in, standardiseras och bearbetas centralt, vilket ökar deras potentiella värde för ekologiska analyser avsevärt (Frauendorf m.fl., 2025). Värdet av dessa data är dock beroende av om det finns statistiska modeller som kan översätta heterogena detektionsmönster till tolkningsbara uppskattningar av populationsstorlek.

Även om användandet av jägarkameror inte är utformat som formella inventeringar ger de bred rumslig och tidsmässig täckning och kan, när de analyseras inom ett lämpligt hierarkiskt ramverk, bidra meningsfullt till populationsbedömningar. För detta krävs dock kalibrering genom data från kameror som till skillnad från jägarkamerorna placeras slumpmässigt i förhållande till var man förväntar sig att fånga vilt på bild. Här används begreppet ”referenskameror” för kameror som placeras strukturerat på landskapsnivå inom referensområden, medan kameror som placeras vid åtlar, foderplatser eller viltstigar med särskilt hög sannolikhet att fånga vilt på bild benämns ”jägarkameror”.

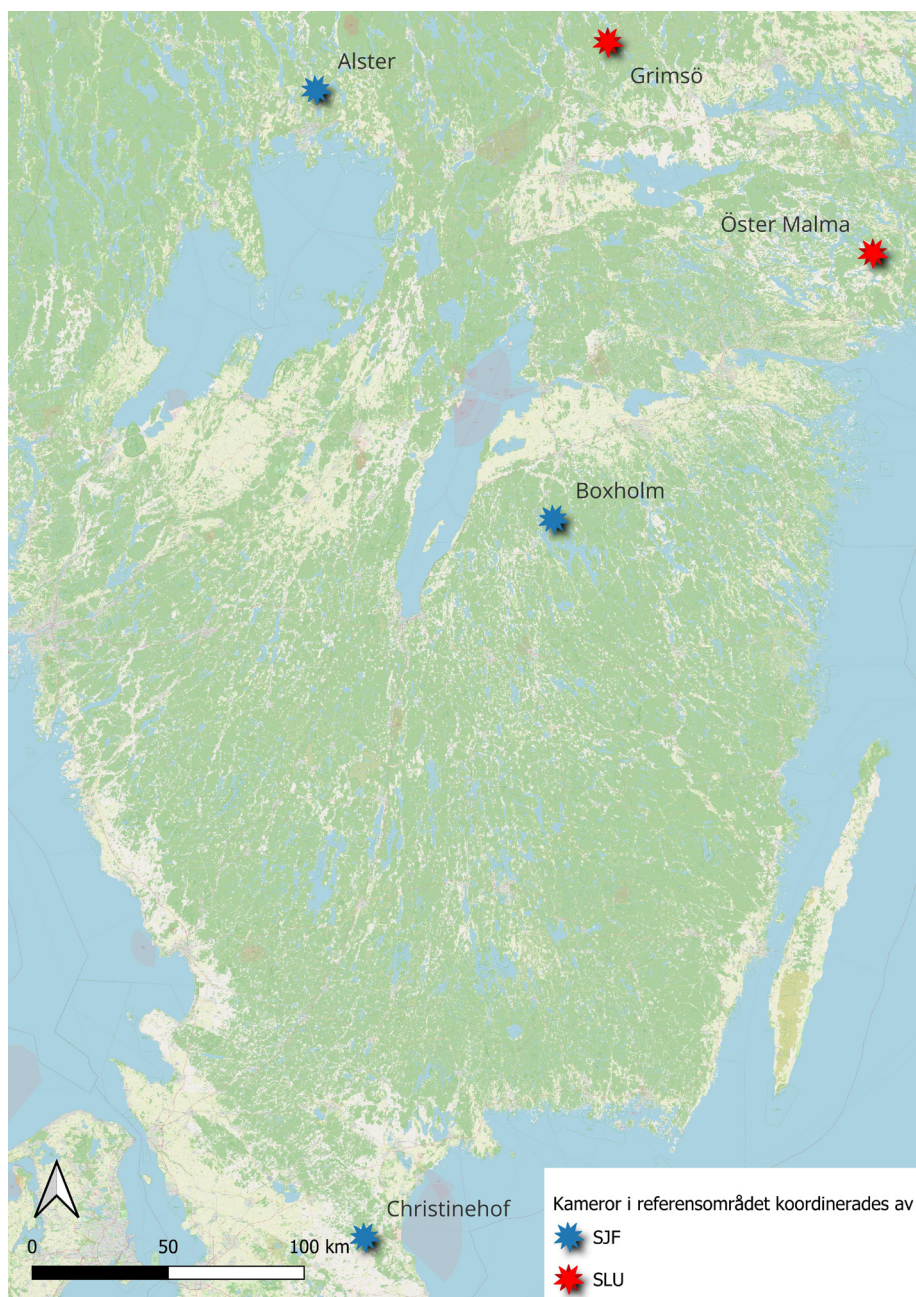
Etablerade ramverk för analys av bilder från viltkameror, som Random Encounter Models (REM), kräver att både avstånd och vinkel till det fotograferade djuret uppskattas. Den alternativa metoden Camera Trap Distance Sampling (CTDS; sv: avståndsskattning av viltätheter med viltkameror) ställer däremot endast krav på avståndsskattning (Howe m.fl., 2017), och uppvisar ändå liknande prestanda (Palencia m.fl., 2021; Zampetti m.fl., 2024). Befintliga metoder analyserar vanligtvis CTDS-data respektive förekomstdata ("Occupancy data") var för sig, vilket begränsar möjligheten att dra nytta av den kompletterande information som varje datatyp erbjuder.

Den senaste utvecklingen inom avståndsbaserad datainsamling och hierarkisk modellering visar att individtäthet och detektion kan integreras i ett sammanhållet ramverk, vilket möjliggör gemensam inferens från en kombination av strukturerade och ostrukturerade datakällor (Bowler m.fl., 2019). Med utgångspunkt i dessa framsteg kombinerar modellen som utvecklats i denna rapport CTDS-räkningar från referenslokaler med dagliga detektion/icke-detektionsdata från jägarkameror. Vi benämner de två delmodellerna "avståndsmodell" respektive "förekomstmodell" nedan. En sådan integrering har potential att öka precisionen, minska risken att heterogen provtagning leder till icke-representativa resultat och harmonisera information insamlad med olika fältprotokoll eller metoder. Genom att utnyttja landskapets rumsliga struktur kopplar modellen lokala observationer till underliggande populationsprocesser och genererar täthetsuppskattningar som explicit tar hänsyn till ofullständig detektion. Modellresultaten utgörs av detaljerade uppskattningar av vildsvinstäthet med 1×1 km upplösning, vilket ger en praktisk grund för beslutsfattande inom den lokala viltförvaltningen och samtidigt möjliggör jämförelser mellan län.

3.1 Metoder

3.1.1 Datainsamling och bearbetning

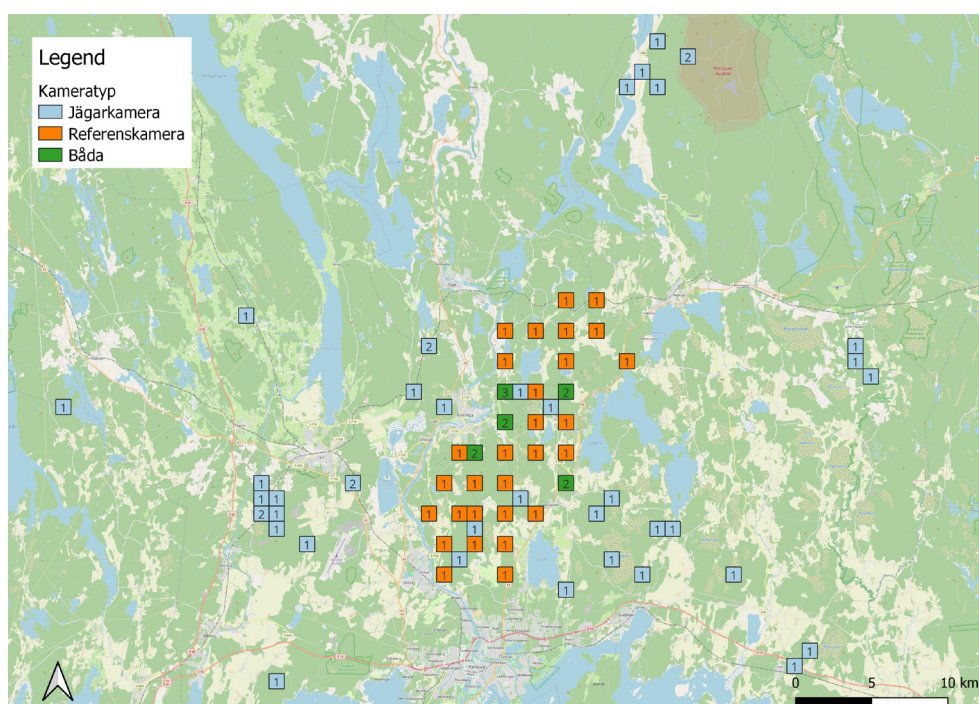
Bilder samlades in under en två månader lång fältperiod från 1 april till 31 maj 2025 i fem separata studieområden i följande län: Östergötland, Örebro, Skåne, Södermanland och Värmland (Figur 3.1). I varje område placerades kameror ut på två olika sätt, vilket speglade två olika typer av information som modellen senare kombinerade. Ett systematiskt "referensrutnät" etablerades genom att cirka 30 kameror placerades ut på slumpmässigt valda punkter i referensområden, med cirka 2–3 km avstånd mellan kamerorna. Denna utformning gav ett obundet stickprov av vildsvinsaktivitet och utgjorde grunden för täthetsuppskattningar via viltkameror baserade på avståndsprovtagning. Uppsättande av kameror och insamling av bilder i referensområdena koordinerades av SLU i två av de fem områdena, och i de övriga tre av Svenska Jägareförbundet (Figur 3.1).



Figur 3.1. Översiktskarta över de fem studieområdena i Sverige. Bakgrundskarta: © OpenStreetMap contributors. Tiles courtesy of OpenStreetMap.

I studieområdena, som delvis överlappade med referensområdena, bidrog jägare med bilder från kameror som placerats på platser med särskilt hög besöksfrekvens av vildsvin, vanligtvis vid åtlar eller utfodringsplatser. Antalet jägarkameror varierade mellan områdena, från 24 till 47 enheter. Jämfört med referensrutnätet var jägarkamerorna glesare placerade (i genomsnitt omkring 3 km mellan kamerorna) och täckte ett större totalt område. Deras placering speglade var jägarna förväntade sig att vildsvin skulle vistas, vilket gav rik information om förekomst i större landskap. Insamlingen av bilder från jägarkameror koordinerades av Svenska Jägareförbundet i alla studieområdena.

För att skydda eventuellt känslig information om kameraplatserna angavs kamera-placeringen som antalet kameror i rutor på 1 km². De två kamerasystemen överlappade inom varje studieområde (Figur 3.2), vilket innebär att vissa rutor innehöll både referens- och jägarkameror, medan andra endast innehöll en kameratyp. Sådana överlapp är en viktig del av studiedesignen: det systematiska rutnätet ger tillförlitliga täthetsuppskattningar, och nätverket av jägarkameror fyller i var vildsvin förekommer utanför rutnätet. Men genom att koppla ihop information från kameror inom en ruta kan vi utföra en kalibrering som möjliggör omvandling av förekomst till täthet. För att testa hur storleken på rutorna och antalet överlappande rutor påverkar skattningarna analyserade vi två olika rumsliga skalor: 1×1 km och 3×3 km. Sådana rutor refereras till som “analysceller” nedan.



Figur 3.2. Övervakade 1×1 km-rutor i studieområdet i Värmland (ett av de fem studieområdena). Blå rutor visar att en 1×1 km-ruta övervakades med minst en jägarkamera, orange rutor visar att rutan övervakades med minst en referenskamera och gröna rutor visar rutor där både jägar- och referenskameror fanns placerade. Siffrorna i varje ruta anger antalet kameror som placerades i rutan. Bakgrundskarta: © OpenStreetMap contributors. Tiles courtesy of OpenStreetMap.

3.1.2 Bildbearbetning

Kamerabilder bearbetades antingen genom Viltbild eller Trapper CS (Frauendorf m.fl., 2025), beroende på dataägare (SLU respektive Svenska Jägareförbundet). Alla bilder passerade först genom ett AI-flöde med Megadetector (Beery m.fl., 2019), som sorterade bort tomma bilder från bilder med djur eller människor. Därefter artbestämdes djuren med AI-modellen DeepFaune (Rigoudy m.fl., 2023), och alla resultat kontrollerades manuellt av granskare.

Avståndet från kameran till djuret är en nyckelparameter för avståndsmodellen och sannolikheten att ett djur detekteras. För varje observation av vildsvin mättes avståndet mellan djur och kamera manuellt i tre av studieområdena (Värmland,

Skåne, Östergötland), medan avstånden i de två återstående områdena (Örebro och Södermanland) uppskattades genom en kombination av manuella mätningar och semiautomatiska verktyg i Agouti (ENETWILD Consortium m.fl., 2022). Totalt uppskattades avstånd manuellt vid 135 platser och semi-automatiskt vid 24 platser. Avstånden klassificerades i intervall om 2 meter från 0 till 16 meter, vilket exempelvis innebär att ett djur som passerade 3,5 meter framför kameran hänfördes till intervallet 2–4 meter. Alla djur som passerade längre bort än 16 meter placerades i klassen >16 m.

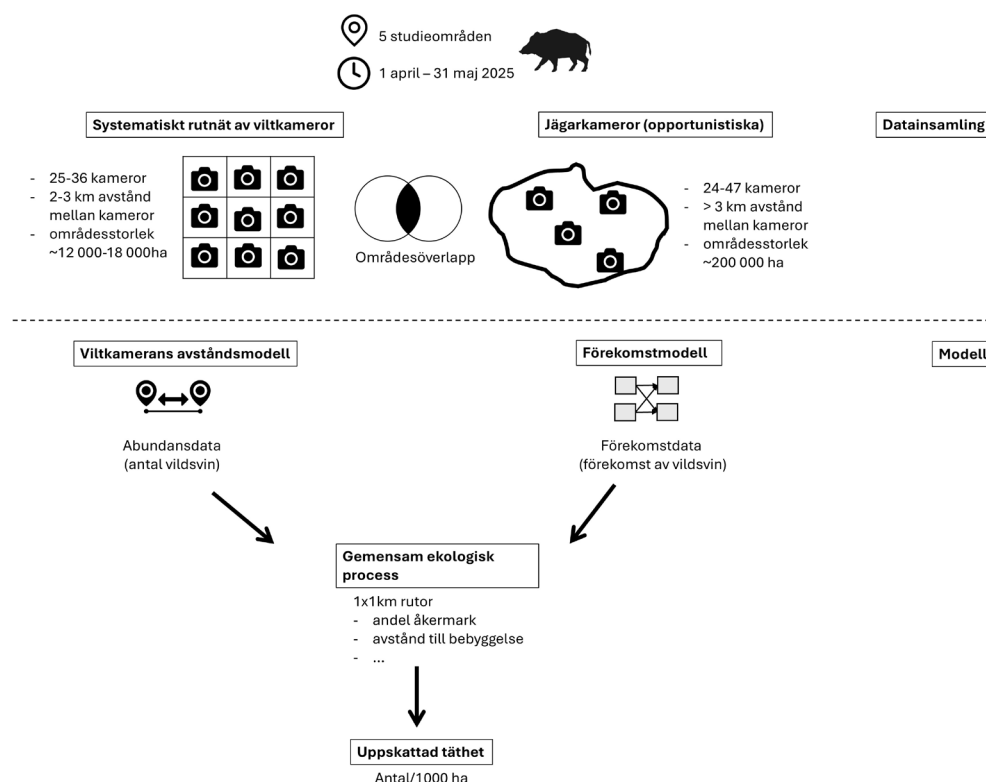
Den centrala parametern för förekomstmodellen är om vildsvin detekteras eller inte ett visst dygn, dvs. variabeln är binär (ja/nej) inom varje observationsdygn. Tabell 3.1 ger en översikt över totalt antal platser per område, antal platser där vildsvin detekterats, samt antal bilder och observationer.

Tabell 3.1. Översikt över antalet bilder med minst ett vildsvin, totalt antal vildsvinsobservationer, antalet platser där vildsvin observerades och det totala antalet platser med någon typ av kamera, uppdelat per område och delmodell.

Område	Bilder med vildsvin	Vildsvin observationer	Platser med vildsvin	Totalt antal kameror
Referenskameror				
Alster (Värmland)	816	2 336	9	35
Christinehof (Skåne)	3 761	9 117	19	28
Boxholm (Östergötland)	369	664	20	36
Öster Malma (Södermanland)	2 178	4 230	18	29
Grimsö (Örebro)	254	277	9	31
Jägarkameror				
Alster (Värmland)	24 615	54 791	37	47
Christinehof (Skåne)	13 218	39 299	20	26
Boxholm (Östergötland)	15 424	34 294	28	37
Öster Malma (Södermanland)	67 189	177 271	33	38
Grimsö (Örebro)	22 048	44 328	19	24

3.1.3 Modellbeskrivning

Vårt Bayesianska modellramverk kombinerar två typer av information från viltkameror för att beskriva hur många vildsvin som finns i ett område och var de förekommer. Dessa två datakällor kompletterar varandra: referenskamerorna ger tillförlitlig information om antal, medan jägarkamerorna visar var vildsvin finns i ett område. Genom att kombinera dem kan vi skatta täthet utanför området där vi har haft referenskameror via relationerna mellan täthet, förekomst och landskapsvariabler i en gemensam ekologisk process (Figur 3.3).



Figur 3.3. Konceptuell figur av datainsamlingen och modellstrukturen.

AVSTÅNDSMODELL (CTDS)

Avståndsmodellen (CTDS) utgör grunden för att uppskatta hur många vildsvin som finns på en plats inom det systematiska referensrutnätet. Metoden bygger på en detektionsfunktion, som beskriver hur detektionssannolikheten för ett passerande vildsvin minskar med ökande avstånd till kameran (Howe m.fl., 2017). Här används en halvnormal avtagandefunktion, vilket innebär att djur nära kameran upptäcks säkert, medan de längre bort har lägre sannolikhet att registreras. Modellen utvecklades så att detektionsfunktionen var specifika för varje område.

Förutom avståndsminskningen beror det förväntade antalet detektioner vid varje kamera på kamerans effektiva provtagningsyta (beroende på kamerans synfält) och hur länge kameran varit aktiv (medel = 60 dagar, min = 11 dagar, max = 61 dagar). Dessutom kan det finnas skillnader i det uppskattade effektiva detektionsområdet när avståndsmätningarna gjorts manuellt eller automatiskt.

Två ytterligare komponenter är nödvändiga för att översätta detektioner till täthet. Den första är dygnsaktivitet: endast djur som är aktiva och rör sig kan trigga kameran. Modellen inkluderar därför en aktivitetsprofil som beskriver sannolikheten att vildsvin detekteras under olika delar av dygnet baserat på vildsvins tidsbudget.

Den andra är kamerans återställningstid, det vill säga tiden kameran behöver för att återgå till standby efter en bildsekvens (medel = 10 sekunder). Under denna återställningsperiod kan inga nya djur registreras (Kühl m.fl., 2023).

Genom att korrigera för aktivitet, återställningstid och provtagningsperiod säkerställs att de förväntade detektionsnivåerna speglar verkliga passeringsfrekvenser och inte kamerabegränsningar.

Tillsammans gör dessa komponenter att referenskamerorna – som är placerade systematiskt och slumpmässigt i förhållande till djurens rörelser och därför ger hög-kvalitativ information – kan leverera tillförlitliga uppskattningar av lokal abundans.

FÖREKOMSTMODELL

För jägarkamerorna beskriver modellen var vildsvin förekommer snarare än hur många individer som passerar en kamera. Dessa kameror är oregelbundet utplacerade i landskapet, ofta vid åtlar eller andra platser som jägare valt. För att kunna utvinna användbar information från dem används en förekomstmodell (MacKenzie m.fl., 2006). Denna metod skattar två sammankopplade processer: sannolikheten att vildsvin använder en viss plats, och den villkorade sannolikheten att en kamera detekterar dem under ett dygn då de faktiskt är närvarande.

Observationsprocessen kan påverkas av flera faktorer på kameranivå. Detektions-sannolikheten kan bero på typ av plats, jaktaktivitet och daglig insats. Alla dessa variabler kan påverka om ett närvarande djur faktiskt registreras. Genom att modellera dessa effekter explicit skiljer modellen på variation som beror på verkliga skillnader i vildsvinens platsanvändning och variation som beror på skillnader i hur kameror fungerar.

Genom att separera observationsprocessen (platsanvändning) från detektionsprocessen (daglig kameradetektion) kan jägarkamerorna – trots sin icke-systematiska placering och sina heterogena inställningar – bidra med tillförlitlig information om rumsliga mönster i vildsvinens förekomst.

GEMENSAMT EKOLOGISKT LAGER

Både avstånds- och förekomstkomponenterna bygger på en gemensam ekologisk representation av landskapet (Bowler m.fl., 2019). Varje analyscell karakteriseras av miljövariabler (t.ex. vägtäthet eller andel av landskapet som är bebyggelse) som påverkar vildsvintäthet. Dessa habitatfaktorer kombineras med en övergripande grundnivå av abundans för att förutsäga hur många vildsvin som kan förväntas i varje ruta, vilket skapar en flexibel beskrivning av deras utbredning som båda delmodellerna använder konsekvent.

Eftersom sannolikheten för förekomst härleds från samma prediktor med en standardiserad transformation förblir täthet och förekomst direkt kopplade, vilket gör det möjligt att använda båda datakällorna för uppskattning av täthet även om de modelleras som olika parametrar i respektive delmodell.

För att ta hänsyn till rumslig struktur som inte fångas av de mätta prediktorerna innehåller den integrerade modellen även en variabel som beskriver slumpmässiga småskaliga effekter för enskilda analysceller inom områden. Dessa komponenter säkerställer att omätta eller okända rumsliga processer representeras enhetligt, i stället för som variation i orelaterade parametrar (Bowler m.fl. 2019, Nater m.fl., 2024).

Detta gemensamma ekologiska lager knyter samman de två datakällorna i ett enda hierarkiskt ramverk. De mer detaljerade men geografiskt begränsade CTDS-räkningarna informerar om hur tätheten varierar med landskapsfaktorer, medan de mer spridda jägarkamerorna ger information om var vildsvin finns över ett mycket större område. I sin tur hjälper förekomstinformationen till att förfina skattningarna i områden som saknar CTDS-täckning.

Genom att integrera båda dataseten via samma underliggande ekologiska struktur producerar modellen en sammanhängande skattning av vildsvinens utbredning och täthet.

3.1.4 Prediktorer

PREDIKTORER FÖR DETEKTION AV VILDSVIN

I båda delmodellerna kan parametrar som påverkar sannolikheten att ett vildsvin upptäcks av kameran inkluderas, och vi hänvisar till dessa som ”prediktorer”. I förekomstmodellen användes ”åtel/foderplats” som prediktor. Nivåerna för denna variabel var foder (111 kameraplatser) eller inget foder (61 kameraplatser). Dessutom inkluderades variabeln jakt, definierad som a) före eller under insamlingsperioden (jakt skedde innan kamerorna placerades ut eller pågick medan kameran var aktiv: 6 kameraplatser), b) ingen jakt (varken före eller under kamerans drift: 45 kameraplatser), eller c) ”okänd” när jägaren lämnade fältet utan uppgift (10 kameraplatser). Genom att kombinera dessa två prediktorer kan vi skilja mellan åtelplatser (platser med lockande foder och jakt) och utfodringsplatser (platser med utfodring utan jakt) under observationsperioden.

Förekomstmodellen konstruerades så att den även tog hänsyn till hur länge en kamera varit aktiv, eftersom kameror som är aktiva längre har större chans att upptäcka djur. I genomsnitt var kamerorna aktiva i 47 dagar.

I avståndsmodellen lade vi till prediktorn ”distanceMethod”. Denna variabel speglar att det kan finnas en skillnad i noggrannhet mellan manuellt och semi-automatiskt uppskattade avstånd.

PREDIKTORER FÖR VILDSVINSNÄRVARO

För att karakterisera landskapet kring kameraplatserna tilldelades varje kamera en analyscell runt kameraplaceringens GPS-koordinater. För varje cell extraherades sedan miljövariabler från den nationella marktäckedatabasen (NMD, 2023), där hög-upplösta rasterlager användes för att beräkna andelen av cellen som täcktes av olika habitattyper. Detta gjordes för både rumsliga skalor (1×1 och 3×3 km).

Det är avgörande för robusta förekomstuppskattningar att identifiera viktiga prediktorer (Barton m.fl., 2025), och valet av variabler baserades på publicerade studier om faktorer som påverkar vildsvinsförekomst (Augustsson, 2024; Colomer m.fl., 2024; Rutten m.fl., 2019; Zakharova m.fl., 2025).

Baserat på detta härleddes följande variabler från NMD:s marktäckekarta 2023 (Basskikt version 2.0).

- Kantzonstäthet (antal meter kantzon mellan skog och öppen mark per km^2)
- Avstånd till närmaste väg
- Avstånd till närmaste bebyggelse
- Vägtäthet (antal meter väg per km^2)
- Bebyggelsetäthet (antal m^2 inom en ruta)

Avstånden beräknades i meter från rutans center till närmaste relevanta landskapselement. Eftersom flera variabler uppvisade tydlig multikollinearitet, behölls endast några prediktorer i de testade modellerna. Så var till exempel andel skyddande skog eller andel öppen mark (som skulle kunna vara viktiga prediktorer för vildsvins-

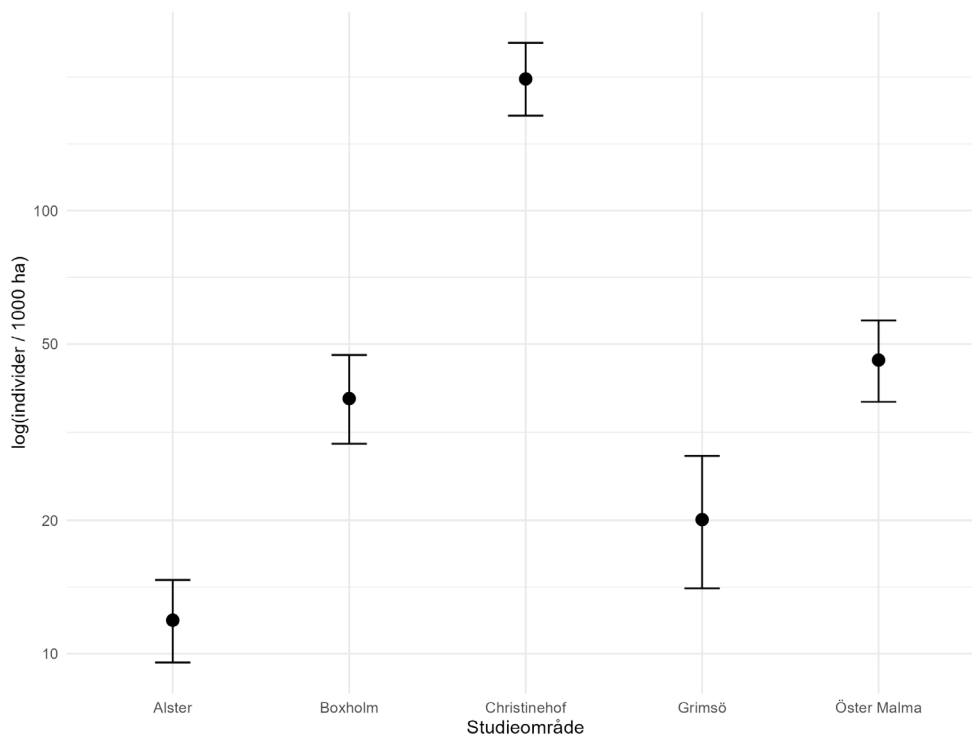
täthet) korrelerade med kantzonstäthet. Som förväntat var också avstånd till närmaste väg och vägtäthet korrelerade, samt avstånd till närmaste bebyggelse och bebyggelsetäthet. Till slut valde vi fyra modeller, som inkluderade en kombination av kantzonstäthet, och variabler relaterade till vägar och bebyggelse i olika kombinationer. För att avgöra vilka prediktorer som skulle ingå i den slutgiltiga modellen jämfördes dessa modeller med Watanabe-Akaike Informationkriterium (WAIC).

3.2 Resultat

Totalt övervakades 295 unika 1 × 1 km-rutor (med minst en kamera). Vi hade 159 rutor täckta av exakt en referenskamera, och 149 rutor övervakades med minst en jägarkamera. Totalt placerade jägare ut 172 kameror, vilket innebär att det fanns mer än en jägarkamera i 23 rutor. Tretton rutor innehöll både jägar- och referenskameror. Eftersom resultaten för modellerna med en rumslig skala av 3 × 3 km var väldigt lika presenteras bara resultaten för modellen med 1 × 1 km skala.

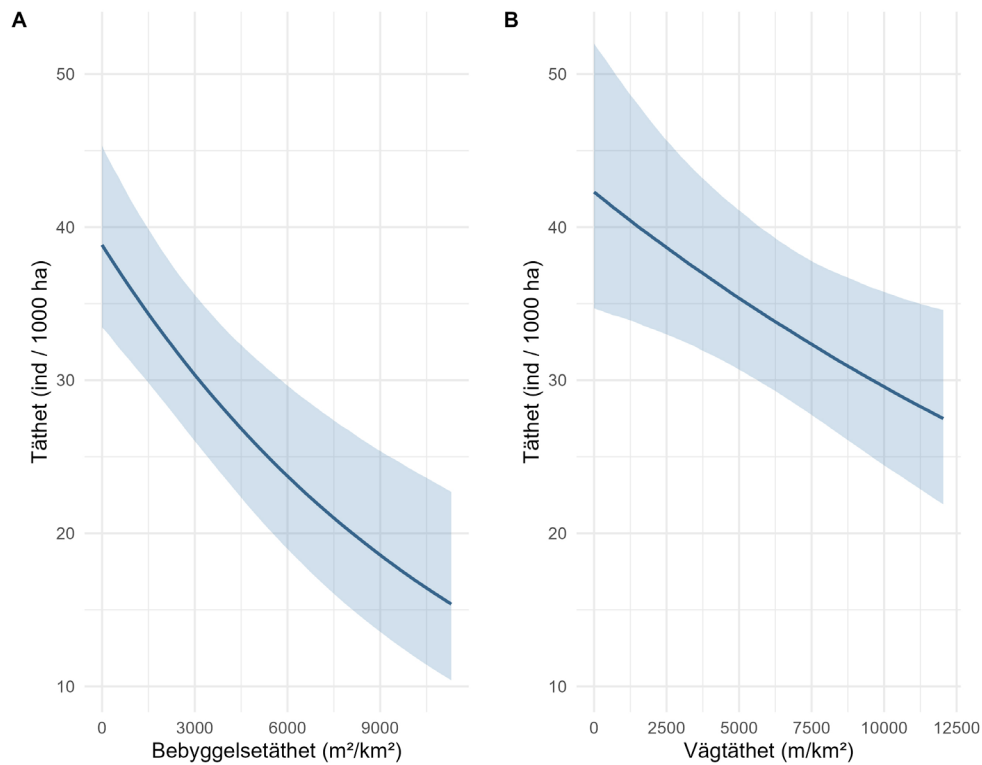
Den genomsnittliga tätheten av vildsvin över alla områden var 57 individer per 1000 ha, med ett nedre och övre 95 % trovärdighetsintervall på 50 respektive 64.

Enligt resultaten från den integrerade modellen uppvisade Christinehof och Öster Malma de högsta tätheterna med 198 [164, 239] respektive 46 [37, 56] individer per 1000 ha, medan Grimsö och Alster hade de lägsta tätheterna med 20 [14, 28] respektive 12 [10, 15]. Boxholm hade en täthet på 38 [30, 47] vildsvin per 1000 ha (Figur 3.4).



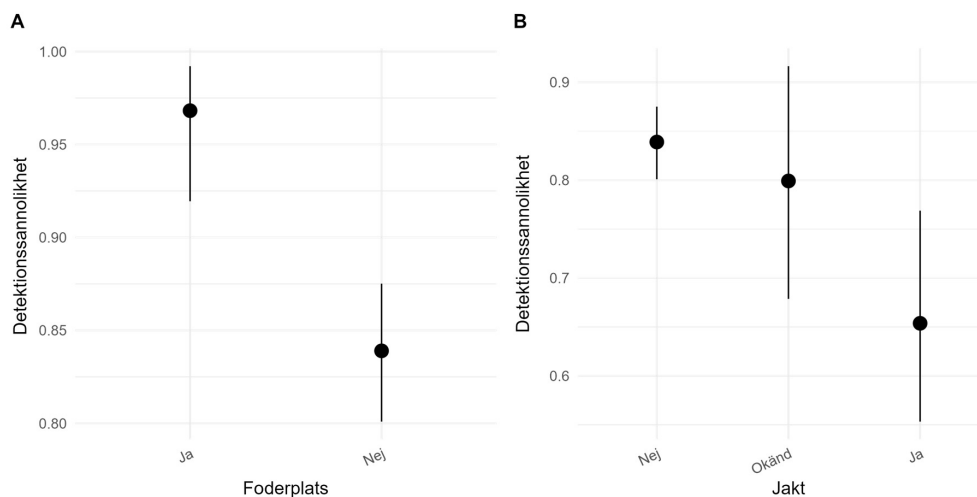
Figur 3.4. Medeltäthet och 95 % trovärdighetsintervall per studieområde (på log-skala).

Miljövariabeln bebyggelsestäthet var starkast korrelerad till tätheten av vildsvin. Med ökande bebyggelsestäthet minskade tätheten (Figur 3.5a). Tätheten minskade också med vägtäthet (Figur 3.5b).



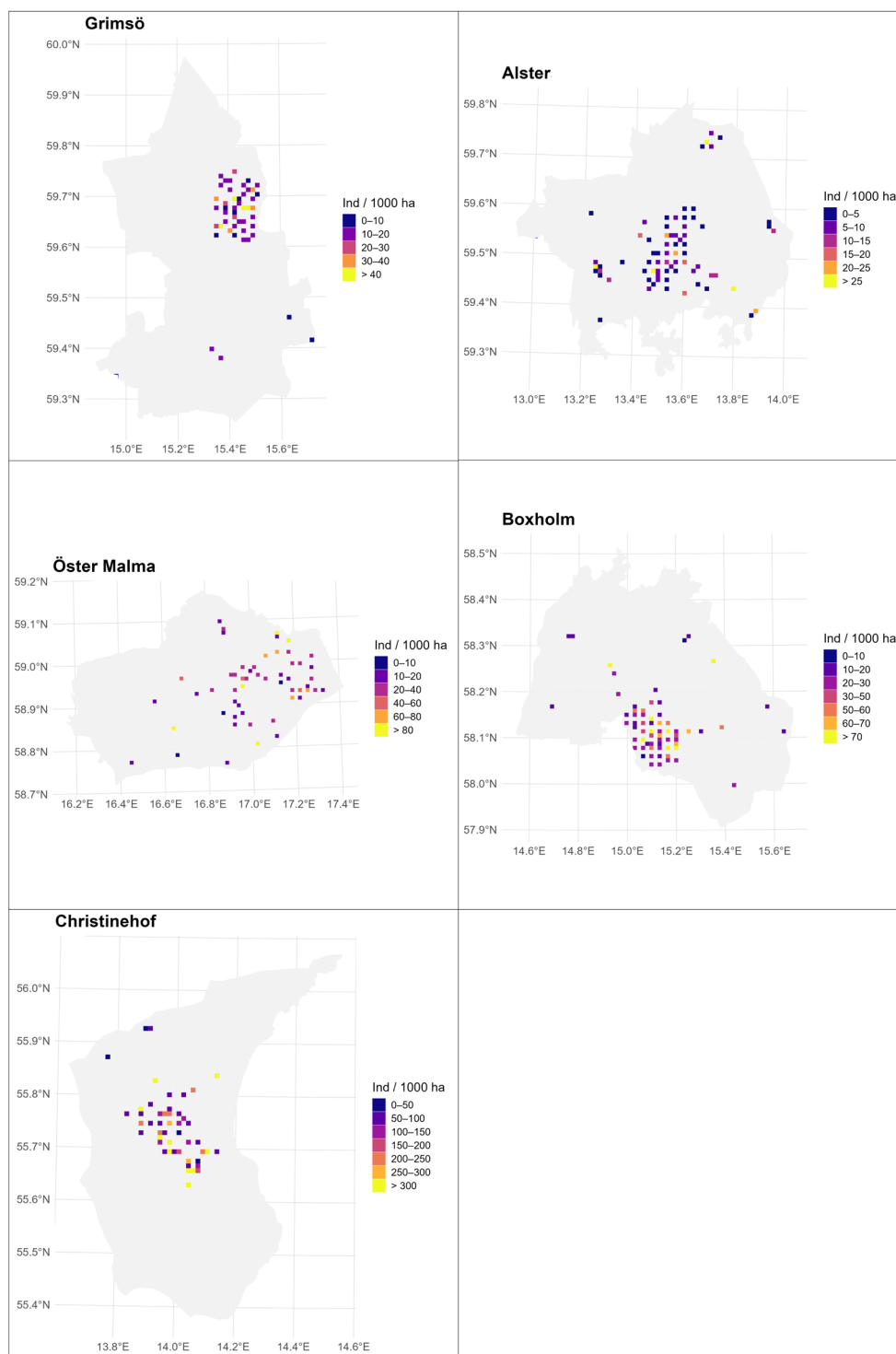
Figur 3.5. Effekten av habitatprediktorer på uppskattad vildsvinstäthet: (A) bebyggelsestäthet och (B) vägtäthet i kvadratmeter per kvadratkilometer. De gråa banden visar trovärdighetsintervallen.

Sannolikheten att jägarkamerorna detekterade ett vildsvin var högre för platser med foder än för platser utan foder (Figur 3.6a). Dessutom var detektionssannolikheten högre när ingen jakt ägde rum på platsen (Figur 3.6b). Där jakt ägde rum under eller före kamerans installation var detektionssannolikheten avsevärt lägre än vid övriga platser.



Figur 3.6. Effekten av prediktorer på detektionssannolikhet: (A) foder och (B) jakt.

Medan Figur 3.4 ger en översikt över den genomsnittliga vildsvinstätheten över hela landskapet (per område), visar Figur 3.7 den lokala tätheten per 1×1 km ruta. Denna är mycket varierande och avspeglar lokala täthetstoppar, vilket gör den känslig för kamerans exakta placering. Tätheterna i Christinehof, Öster Malma och Boxholm visade mest variation mellan kameraplatser, med flera "hotspots" med höga tätheter. I områdena med lägre tätheter, Grimsö och Alster, var tätheten mer jämnt fördelad.



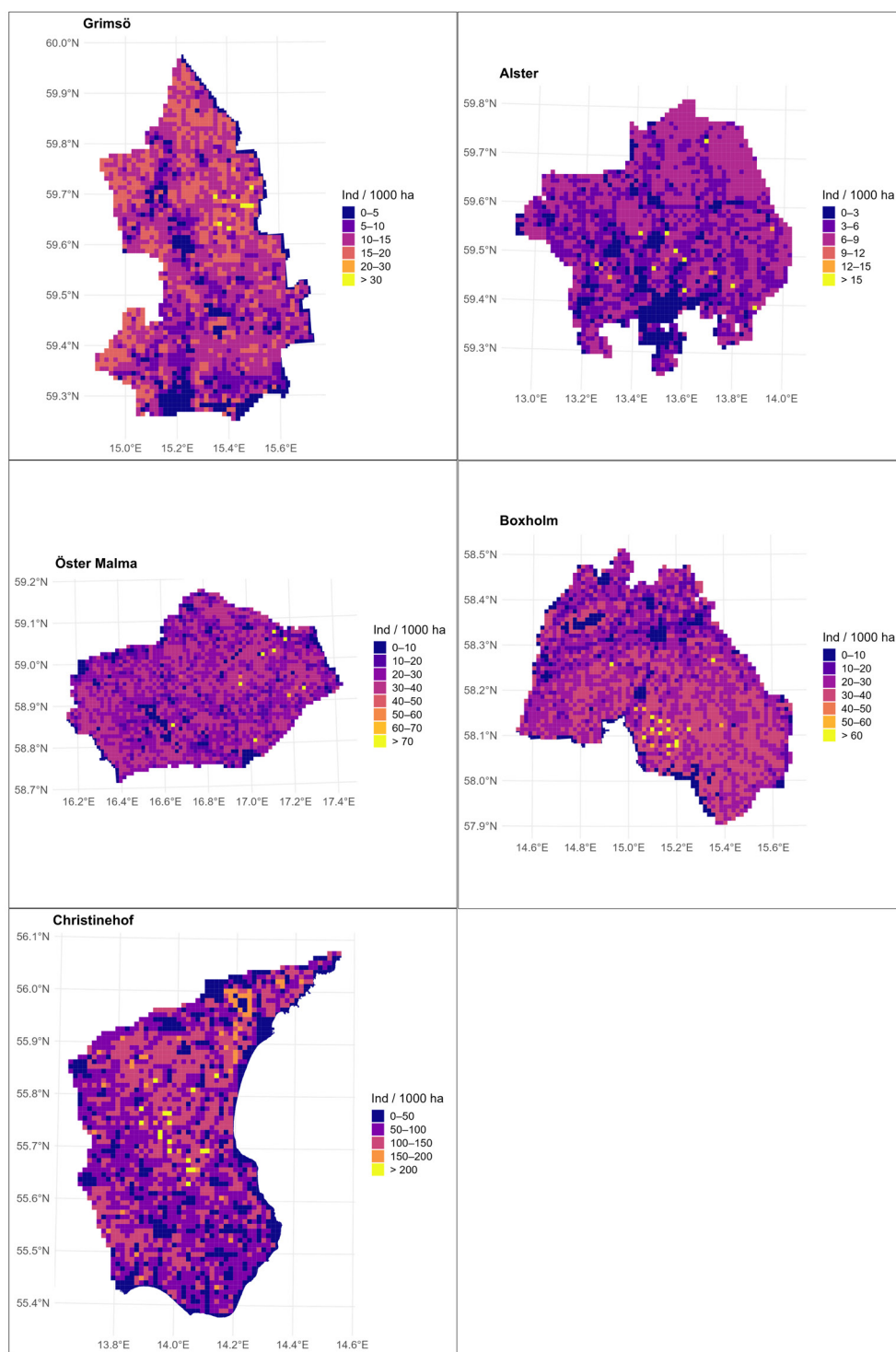
Figur 3.7. Den rumsliga fördelningen av vildsvinstätheten per område. Varje ruta representerar en del av landskapet inom 1×1 km där en eller fler kameror var placerade. Den grå bakgrunds-kartan visar regionerna (jägarområdena, där jägare ombads bidra) eftersom det skulle vara svårt att tydligt visa hela länet med de övervakade rutorna.

Baserat på sambanden med de miljövariabler som ingår i modellen, och som påverkar fördelningen och tätheten av vildsvin, kan vi förutsäga tätheten för rutor som inte övervakats. Vi illustrerar detta med skattningar för de fem regionerna som inventerats (Figur 3.8). I de här extrapoleringarna har vi maskerat alla rutor som täcks av vatten samt öar där det är osannolikt att dessa rutor används av vildsvin. När vi uppskattar populationsstorleken för dessa regioner utifrån extrapoleringarna får vi antal djur som ligger inom det förväntade spannet, ofta lite lägre än skattningarna för de övervakade rutorna (Tabell 3.2).

Tabell 3.2. Populationsstorlek och täthetsuppskattningar för de fem regionerna som övervakades med viltkameror. Uppskattningarna är extrapoleringar till hela regionen utifrån de landskapsvariabler som inkluderades i modellerna. Den rumsliga fördelningen av vildsvin inom varje region visas i figur 3.8. Antalet vildsvin och tätheten ges inklusive 95 % trovärdighetsintervall.

Region	Storlek (ha)	Antal vildsvin	Täthet
Öster Malma	202 301,3	5 412 (4 043 – 7 121)	26,8 (20,0 – 35,2)
Grimsö	206 994,7	2 473 (1 643 – 3 552)	11,9 (7,9 – 17,2)
Boxholm	235 206,7	6 095 (4 509 – 7 993)	25,9 (19,2 – 34,0)
Alster	201 029,7	1 133 (841 – 1 500)	5,6 (4,2 – 7,5)
Christinehof	231 357,1	19 111 (14 244 – 25 290)	82,6 (61,6 – 109,3)

För att få uppskattningar som är genomförbara med modellen i kapitel 2 har vi även extrapolerat skattningarna till länsnivå för samtliga län. Dessa skattningar behöver ses som indikationer snarare än exakta skattningar. Den högsta tätheten uppskattade vi i Skåne med 81 djur/1000 ha, medan Södermanland och Östergötland hade lägre tätheter med 29 respektive 27 djur/1000 ha. De lägsta tätheterna uppskattades i Örebro och Värmland med 13 respektive 7 djur/1000 ha.



Figur 3.8. Uppskattad täthet av vildsvin i de fem regionerna som övervakades med viltkameror baserad på en extrapolering till rutor som inte övervakades med hjälp av habitatprediktorer. Eftersom områdena hade olika storlekar är skalorna på de olika kartorna olika.

3.3 Slutsatser och diskussion

Denna studie kombinerar kameraövervakning med avståndssampling från kameror utsatta i systematiska rutnät med detektionsdata från kameror utsatta av jägare på platser med hög sannolikhet att besökas av vildsvin. Modellen genererar rumsligt explicita beräkningar av vildsvinstätheter med en upplösning på en kvadratkilometer, genom ett gemensamt ekologiskt lager och explicit modellering av detektions- och habitatprediktorer. Täthetsuppskattningarna från en färdig modell kommer att kunna användas för förvaltningsplanering, såsom att identifiera lokala områden med höga populationstätheter, jämföra tätheter mellan län och vägleda riktad jakt. Det nuvarande ramverket ger detaljerade rumsliga uppskattningar som kan användas direkt som finskaliga indata för senare populationsskattningar, samtidigt som det etablerar en strukturell grund för en mer omfattande integrerad populationsmodell.

När täthetsskattningarna från den integrerade modellen jämförs med jaktstatistiken och en grov bedömning av den förväntade tätheten inom respektive jaktområde, framstår resultaten för Öster Malma och Boxholm som väl i linje med de nivåer som kan förväntas. I Christinehof och Alster är skattningarna något högre än vad avskjutningsstatistiken indikerar, medan skattningen för Grimsö är mer än dubbelt så hög som den förväntade tätheten. De mindre överskattningarna kan delvis förklaras av att en lägre andel av vildsvinspopulationen kan ha fällt än den uppskattade tredjedelen till hälften som vanligen antas. Den tydligt större överskattningen i Grimsö bedöms dock i första hand bero på modellens konstruktion. Samtliga områdens tätheter skattades samtidigt för att möjliggöra en gemensam uppskattning av vissa parametrar. Detta kan leda till att områden med fler observationer får ett oproportionerligt stort inflytande på skattningen i områden med ett begränsat datamaterial, såsom i fallet Grimsö.

Täthetsskattningar extrapolerades till större områden (region och även län) gav resultat som stämde relativt bra överens med skattningar baserade på avskjutningsstatistiken, samt skattningarna som presenteras i kapitel 2. På regionalnivå anses dessa skattningar pålitliga. På länsnivå är det dock sannolikt att referensområdena inte var representativa för hela länet, till exempel för att de ligger i vilttäta områden (Christinehof, Boxholm och Öster Malma). Därför är det sannolikt att dessa extrapoleringar är överskattningar. För extrapolering till länsnivå behövs ytterligare information av åtminstone jägarkameror i ett större område för att få bättre spridning av data över hela länet. Att skattningarna ligger nära det som skulle förväntas med alla begränsningar i de aktuella modellerna är positivt för framtida utvecklingar.

En fullständig integrerad populationsmodell är ett självklart steg efter finjusteringarna (Connor m.fl., 2025; Gamelon m.fl., 2021). En sådan utvidgning skulle kunna koppla lokala täthetsuppskattningar till vitala parametrar som överlevnad, reproduktion och avskjutning över flera år. Modellen skulle kunna inkludera ålders- och könsskiffer, avskjutningsstatistik och kompletterande habitatindikatorer, vilket skulle möjliggöra en mer direkt koppling mellan demografiska slutsatser och miljövariation. Specifikt kan kamerabilder från jägare bidra med ålders- och könsspecifik information, som i allt högre grad kan extraheras pålitligt med hjälp av AI (Frauendorf m.fl., in prep), och dessa data kan användas för att härleda den demografiska strukturen. Ytterligare index, såsom spillningsräkningar eller drönarinventering, kan fungera som kompletterande datakällor.

Analyser med rumslig upplösning på 1×1 km respektive 3×3 km jämfördes. Även om finskaliga rumsliga upplösningar kan fånga detaljerad variation, gav de endast

13 celler där de båda övervakningsmetoderna överlappade på den 1 × 1 km-skalan. Användning av större celler ökade överlappen mellan referens- och jägarkameror (34 celler). Detta ledde dock inte till ett förbättrat resultat. Detta beror sannolikt på att landskapsvariationen var större och kunde därför förklara en större andel av variationen i vildsvinsobservationerna på den mindre skalan. Evidens från landskaps-ekologiska bedömningar visar att många studier utvärderar art-landskapsrelationer på biologiskt icke-informativa skalor, vilket gör att man ofta missar den skala där den ekologiska signalen är starkast (Jackson & Fahrig, 2015). I detta fall verkar det som att den mindre skalan bättre speglar hur vildsvin använder landskapet.

Landskapsvariabler är väldigt viktiga för att koppla de olika datakällorna i den integrerade modellen. Prediktorerna som användes var de som var tillgängliga för alla områden och har tidigare visats vara betydelsefulla för vildsvin. Det är dock sannolikt att andra variabler har en starkare koppling till vildsvintäthet. Data om specifika grödor, såsom majs, skulle till exempel kunna spegla vildsvinens fördelning bättre än ett generellt lager för åkermark eller åkermark sådd med andra spannmål. Bättre kartor, helst specifika för varje år och kopplade till kartor över jordarter, skulle kunna förbättra skattningarna avsevärt. Vi anser dessutom att information om olika former av utfodring kan vara en stark prediktor för hur vildsvin är rumsligt fördelade. Information om exakta utfodringsplatser och helst utfodringsintensitet skulle vara särskilt värdefulla prediktorer, eftersom de påverkar både detekterbarheten och lokal aggregering. Sådan information är dock för närvarande inte tillgänglig. Även bättre information om jakttryck inom olika delar av områdena skulle kunna användas som prediktor i modellerna.

Det kräver en stor insats att samla in all data från både de strukturerade kamerorna och jägarkamerorna. Det är därför viktigt att få bättre förståelse om hur många kameror som behövs för att få högkvalitativa täthetsskattningarna, samt hur stort överlapp som behövs mellan de två olika typerna av kameradata. En simuleringsstudie baserad på de insamlade data inom detta projekt skulle kunna användas för att få bättre förståelse för vad som skulle behövas för att kunna använda den integrerade modellen för olika arter och områden.

En jämförelse mellan olika datakällor och modeller i den integrerade modellen skulle behövas för att bättre förstå hur informationen från de olika datakällorna påverkar täthetsskattningarna. Detta skulle kunna göras genom att jämföra täthetsskattningarna av bara CT-DS modellen och referenskamerorna med skattningarna från den integrerade modellen. Dessutom skulle en jämförelse med bara data från jägarkamerorna vara väldigt värdefull. Detta skulle kunna visa vilka parametrar som är viktiga för förvaltning av vildsvin (till exempel trender i populationsstorlek eller föryngring) och som skulle kunna skattas utifrån data från bara jägarkameror. Detta skulle kunna utöka nyttan av att samla in data från jägarkameror för större delen av landet.

Vi ser stor potential för att vidareutveckla den integrerade modellen för att uppskatta täthet av andra klövviltarter och trender i populationstäthet över tid. Den stora potentialen ligger i att viltkameror observerar fler arter samtidigt, så data över alla klövviltarter finns redan. Dessutom skulle generella mönster i hur storlek och rörelsemönster påverkar kameradetektion av vilt kunna användas för att förenkla skattningarna av detektionssannolikhet. Detta skulle kunna leda till högupplösta täthetsskattningar för alla klövviltarter på lokal och regional nivå.

3.4 Tack

Författarna vill tacka Filip Ånöstam och Svenska Jägarförbundet för arbetet med att koordinera utsättandet av jägarkameror och insamlingen av bilder inom referensområdena samt alla markägare som givit oss tillstånd att sätta upp referenskameror. Vidare vill vi tacka alla jägare som bidragit med bilder från jägarkameror inom studieområdena. Också ett tack till Tom Lindström och teamet på LiU för inspel under projektet och till Erik Stigell, Jens Andersson, Erica Stigblom och Anders Broby på Naturvårdsverket för input från ert perspektiv.

4. Generella slutsatser och steg framåt

Modellerna som presenteras i kapitel 2 och 3 fungerar i dagsläget på två tydligt avgränsade rumsliga skalor, från nationell till länsnivå (kapitel 2) och från lokal till regional nivå (kapitel 3). För att dra nytta av informationen i båda ändar av detta rumsliga spektrum vore det önskvärt att framöver kombinera de två angreppssätten. Vi ser för närvarande flera steg där denna integration skulle kunna genomföras, presenterade från relativt kortsiktiga till mer långsiktiga alternativ.

Det första steget vore att köra modellerna separat och använda resultat från state-space-modellen (SSM) som beskrivs i kapitel 2 som priorinformation i den kamerabaserade modellen som beskrivs i kapitel 3. Ett möjligt tillvägagångssätt vore att införa en hierarkisk koppling mellan tätheten i analysceller baserade på viltkameradata och länsnivåns täthet baserad på SSM. Den senare skulle då kunna informera den övergripande populationsnivån, medan viltkameradata bestämmer den mer finskaliga fördelningen inom länet. Detta skulle möjliggöra att täthetsuppskattningarna från den kamerabaserade modellen förankras i skattningar på en större skala, vilket minskar risken för orealistiskt höga eller låga täthetsvärden. Sådana avvikelser kan i vissa fall uppstå på grund av stokasticitet i provtagningsprocessen, vilket ofta är en utmaning för data från viltkameror. Till exempel kan det totala antalet djur i en region inte överstiga det totala antalet djur i ett län, vilket denna form av integration skulle kunna säkerställa.

Som ett andra steg skulle viltkameradata kunna fungera som en ytterligare källa till observationsdata (liknande avskjutningsstatistik, trafikdödade djur etc.) i SSM-skattningarna. I uppdraget användes inventering från fågeltaxeringens standardrutter som ett exempel på observationsdata som inte påverkar dynamiken (till skillnad från jakt och viltolyckor). Kameradata skulle kunna integreras på likande sätt men med två fördelar jämfört med standardrutterna. För det första är data från viltkameror potentiellt starkare eftersom varje kamera observerar populationen över lång tid istället för ett enstaka inventeringstillfälle per år, och redan idag finns det året-runt-inventering med 204 viltkameror i sex områden i Sverige i regi av Svenska Jägarförbundet i samarbete med SLU. Antalet kameror förväntas växa över tid, vilket kommer öka det informativa värdet i dessa data. För det andra går det att med en avståndsmodell (CTDS) ge en indikation på tätheten i området, inte bara ett index för populationsutvecklingen. Att den approach som viltkameradelen i uppdraget redan utvecklar metodiken i ett Bayesiansk ramverk underlättar integreringen ytterligare.

Som ett sista steg skulle modellerna kunna kopplas samman i ett integrerat ramverk. Eftersom den kamerabaserade modellen redan ger rumsligt explicita täthetsuppskattningar som formas av habitatvariabler, kan den fungera som det finupplösta lagret i en struktur som omfattar flera rumsliga och tidsmässiga skalor. Detta skulle kunna integreras med en SSM med ökad spatiotemporal upplösning. På den lokala skalan skulle viltkameradata från båda typerna av kameraplatser användas som den huvudsakliga observationsprocessen för att ge högupplöst information. Detta angreppssätt skulle bli särskilt användbart om mer nationellt täckande viltkameradata blir tillgängliga. Över tid skulle även andra lokala observa-

tionsdata, som till exempel täthetsuppskattningar baserade på drönarinventering och en associerad avståndsmodell, kunna integreras i en sådan modell. Ett antal beräkningsmässiga utmaningar måste dock först övervinnas för att implementera en sådan finskalig modell på nationell nivå med realistisk beräkningstid.

Alla dessa angreppssätt skiljer sig åt i komplexitet men bygger på samma ekologiska princip: viltkameradata informerar om lokala täthetsmönster, medan avskjutningsstatistik och andra storskaliga datakällor stabiliserar regionala och nationella beståndsuppskattningar och fyller rumsliga luckor i övervakningen. En integrerad modell över flera skalor skulle öka både precision och tolkbarhet och ge en starkare grund för förvaltningsbeslut.

Sammanfattningsvis föreslår vi att metoderna i första skedet utvecklas separat för att förbättra respektive angreppssätt. Därefter bör metoderna successivt integreras med målsättningen att ett skapa robust och användbart verktyg för svensk viltförvaltning.

Källhänvisning

Auger-Méthé, M., Newman, K., Cole, D., Empacher, F., Gryba, R., King, A. A., Leosbarajas, V., Mills Flemming, J., Nielsen, A., Petris, G., Thomas, L., Newman, K., Cole, D., Empacher, F., Gryba, R., King, A. A., Leos-Barajas, V., Mills Flemming, J., Nielsen, A., Petris, G., & Thomas, L. (2021). A guide to state-space modeling of ecological time series. *Ecological Monographs*, 91(4):e01470. doi: 10.1002/ECM.1470

Augustsson, E. (2024). Boar feeding grounds : how wild boar populations affect localised landscapes and ecosystems [Swedish University of Agricultural Sciences]. <https://doi.org/10.54612/a.6geiu7s7u6>

Barton, O., Gerber, B. D., Cordes, L. S., Healey, J. R., & Shannon, G. (2025). Covariates influence optimal camera-trap survey design for occupancy modelling. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1002/rse2.70031>

Beery, S., Morris, D., & Yang, S. (2019). Efficient Pipeline for Camera Trap Image Review (arXiv:1907.06772). arXiv. <http://arxiv.org/abs/1907.06772>

Bowler, D. E., Nilsen, E. B., Bischof, R., O'Hara, R. B., Yu, T. T., Oo, T., Aung, M., & Linnell, J. D. C. (2019). Integrating data from different survey types for population monitoring of an endangered species: the case of the Eld's deer. *Scientific Reports*, 9(1), 7766. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44075-9>

Colomer, J., Massei, G., Roos, D., Rosell, C., & Rodríguez-Teijeiro, J. D. (2024). What drives wild boar density and population growth in Mediterranean environments? *Science of The Total Environment*, 931, 172739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172739>

Connor, T., Dheer, A., Dorcy-Ponce, J., Steinbeiser, C., Landers, R., Klip, M., & Furnas, B. (2025). Estimating wildlife populations and their dynamics using multiple data sources and a hierarchical integrated model: The case of California's black bears. *Ecological Solutions and Evidence*, 6(3), e70076. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.70076>

ENETWILD Consortium, Liefting, Y., Casaer, J., Desmet, P., Rowcliffe, J. m., & Jansen, P. a. (2022). Update on the development of the Agouti platform for collaborative science with camera traps and a tool for wildlife abundance estimation. *EFSA Supporting Publications*, 19(5), 7327E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2022.EN-7327>

Frauendorf, M., Bubnicki, J. W., Ånöstam, F., Tynecki, P., Wałęjko, Ł., Cromsigt, J. P. G. M., Widemo, F., & Hofmeester, T. R. (2025). Trapper Citizen Science: an open-source camera trap platform for citizen science in wildlife research and management. *EcoEvoRxiv*. <https://doi.org/https://doi.org/10.32942/X2G35W>

Frauendorf, M., Ånöstam, F., Henrich, M., Cromsigt, J. P. G. M., Widemo, F., Heurich, M., Fiderer, C., Rönitz, T., Peters, A., & Hofmeester, T. R. (in prep). From pixels to populations: Automating sex and age classification of cervids from camera trap images with computer vision.

- Gamelon, M., Nater, C. R., Baubet, É., Besnard, A., Touzot, L., Gaillard, J.-M., Lebreton, J.-D., & Gimenez, O. (2021). Efficient use of harvest data: a size-class-structured integrated population model for exploited populations. *Ecography*, 44(9), 1296–1310. <https://doi.org/10.1111/ecog.05738>
- García-Carreras, B. & Reuman, D. C. (2011). An empirical link between the spectral colour of climate and the spectral colour of field populations in the context of climate change. *Journal of Animal Ecology*, doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01833.x
- Howe, E. J., Buckland, S. T., Després-Einspenner, M.-L., & Kühl, H. S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1558–1565. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12790>
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52–63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>
- Kahlert, J., Fox, A. D., Heldbjerg, H., Asferg, T., & Sunde, P. (2015). Functional Responses of Human Hunters to Their Prey – Why Harvest Statistics may not Always Reflect Changes in Prey Population Abundance. *Wildlife Biology*, 21(6):294–302. doi: 10.2981/wlb.00106
- Keuling, O., Baubet, E., Duscher, A., Ebert, C., Fischer, C., Monaco, A., Podgórski, T., Prevot, C., Ronnenberg, K., Sodeikat, G., Stier, N., & Thurfjell, H. (2013). Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 59(6):805–814. doi: 10.1007/S10344-013-0733-8/FIGURES/3
- King, R. (2012). A review of Bayesian state-space modelling of capture–recapture–recovery data. *Interface Focus*, doi: 10.1098/rsfs.2011.0078
- Kühl, H. S., Buckland, S. T., Henrich, M., Howe, E., & Heurich, M. (2023). Estimating effective survey duration in camera trap distance sampling surveys. *Ecology and Evolution*, 13(10), e10599. <https://doi.org/10.1002/ece3.10599>
- Lindström, Å. & Green, M. (2025). Swedish Bird Survey: Fixed routes (Standardrutterna). Technical report.
- Lindström, T. & Bergqvist, G. (2022). Estimating harvest when hunting bag data are reported by area rather than individual hunters: A Bayesian autoregressive approach. *Ecological Indicators*, 141. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108960
- Lindström, T., Sisson, S. A., Håkansson, N., Bergman, K.-O., & Wennergren, U. (2012). A spectral and Bayesian approach for analysis of fluctuations and synchrony in ecological datasets. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6):1019–1027. doi: 10.1111/j.2041210X.2012.00240.x
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. (2nd edition). Academic Press.
- Mayer, M., Coleman Nielsen, J., Elmeros, M., & Sunde, P. (2021). Understanding spatiotemporal patterns of deer-vehicle collisions to improve roadkill mitigation. *Journal of Environmental Management*, 295. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113148
- Monnahan, C. C., Thorson, J. T., & Branch, T. A. (2017). Faster estimation of Bayesian models in ecology using Hamiltonian Monte Carlo. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(3):339–348. doi: 10.1111/2041-210X.12681

- Nater, C. R., Frassinelli, F., Martin, J. A., & Nilsen, E. B. (2024). Large-scale spatio-temporal variation in vital rates and population dynamics of an alpine bird. *Peer Community Journal*, 4. <https://doi.org/10.24072/pcjournal.494>
- NMD. (2023). National Land Cover Database (NMD). <https://www.naturvardsverket.se/en/services-and-permits/maps-and-map-services/national-land-cover-database/>
- OpenStreetMap contributors. (2025). OpenStreetMap. <https://www.openstreetmap.org>
- Pimm, S. L. & Redfearn, A. (1988). The variability of population densities. *Nature*, doi: 10.1038/334613a0
- Rigoudy, N., Dussert, G., Benyoub, A., Besnard, A., Birck, C., Boyer, J., Bollet, Y., Bunz, Y., Caussimont, G., Chetouane, E., Carriburu, J. C., Cornette, P., Delestrade, A., De Backer, N., Dispan, L., Le Barh, M., Duhayer, J., Elder, J.-F., Fanjul, J.-B., ... Chamaillé-Jammes, S. (2023). The DeepFaune initiative: a collaborative effort towards the automatic identification of European fauna in camera trap images. *European Journal of Wildlife Research*, 69(6), 113. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01742-7>
- Ruha, L. & Kunnasranta, M. (2023). Suomen villisikakanta tammikuussa 2023. Technical report, LUKE.
- Rutten, A., Casaer, J., Swinnen, K. R. R., Herremans, M., & Leirs, H. (2019). Future distribution of wild boar in a highly anthropogenic landscape: Models combining hunting bag and citizen science data. *Ecological Modelling*, 411, 108804. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108804>
- Touzot, L., Venner, S., Baubet, E., Rousset, C., Gaillard, J. M., & Gamelon, M. (2023). Amplified Cyclicity in Mast Seeding Dynamics Positively Influences the Dynamics of a Seed Consumer Species. *American Naturalist*, 201(1):38–51. <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/721905>
- Vasseur, D. A. & Yodzis, P. (2004). The color of environmental noise. *Ecology*, doi: 10.1890/02-3122
- Zakharova, O. I., Blokhin, A. A., Liskova, E. A., Gladkova, N. A., Jashin, I. V., & Korennoy, F. I. (2025). Environmental drivers influencing the relative abundance of wild boar population in Russia. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-7485754/v1>

Denna rapport har finansierats av Naturvårdsverket. De slutsatser och synpunkter som presenteras i rapporten är författarens/författarnas och överensstämmer inte nödvändigtvis med Naturvårdsverkets ställningstagande.

Metod för uppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige

Delredovisning av ett regeringsuppdrag om att ta fram en åtgärdsplan för effektiv vildsvinsförvaltning.

LI2023/00533 (delvis) LI2023/03398 (delvis) LI2024/00452

I denna rapport redovisas metod för uppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige. Rapporten är en utveckling av den sista leveransen i regeringsuppdraget ”Uppdrag att ta fram en åtgärdsplan för effektiv vildsvinsförvaltning”. Detta uppdrag bestod av fem delleveranser. Den femte och sista delleveransen var ”Ta fram en metod för populationsuppskattning av vildsvinspopulationen i Sverige”. Deluppdraget redovisades till Regeringskansliet i form av två tekniska rapporter den 18 december 2025 och har genomförts i samarbete med två forskargrupper; Sveriges lantbruksuniversitet i Umeå (SLU) och Linköpings universitet (LiU). Metoden som Naturvårdsverket levererade består av två olika modeller för populationsuppskattning som kan komplettera varandra och som fokuserar på något olika rumsliga skalor. I denna rapport redovisas de två olika modellerna och även forskargruppernas gemensamma syn på hur modellerna kan vidareutvecklas och hur de framgent kan integreras med varandra. Denna rapport är skriven på uppdrag av Naturvårdsverket och författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer. Det är Naturvårdsverkets förhoppning att den metod som använts för att få fram de resultat som redovisas i rapporten kan bidra till en mer effektiv vildsvinsförvaltning där förändringar i populationens storlek kan följas på ett systematiskt sätt och därmed underlätta för förvaltningen att vidta åtgärder vid rätt tidpunkt. Naturvårdsverket bedömer att objektiva och kvalitetssäkrade populationsuppskattningar kan bidra till en effektiv viltförvaltning samt att minimera konflikter och skador på grödor, öka livsmedelsproduktionen och samtidigt möjliggöra fortsatt brukande av viltet som resurs.

Arbetet har finansierats via viltvårdsfonden.