

Skattning av populationstätheter för vildsvin med viltkameror - teknisk rapport

Magali Frauendorf, Fredrik Widemo & Tim Hofmeester

Institutionen för vilt, fisk & miljö

Sveriges lantbruksuniversitet

2025-12-05



Förord

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att under 2024-25 ta fram en statistisk modell för att bestämma vildsvinspopulationens storlek för olika geografiska skalor (nationellt, länsvis och lokalt). Modellen ska använda bilder insamlade genom viltkameror som primär datakälla. Modellen ska även förberedas att vid behov kunna integreras med andra modeller, samt ta in data från andra datakällor.

Föreliggande rapport utgör en första avrapportering till Naturvårdsverket av teknisk natur, och kommer följas av en slutrapport under första kvartalet 2026.

Innehållsförteckning

Populärvetenskaplig sammanfattning	4
Summary	5
Introduktion	6
Metoder	8
Datainsamling och bearbetning	8
Bildbearbetning	9
Modellbeskrivning	10
Avståndsmodell (CTDS)	11
Förekomstmodell	11
Gemensamt ekologiskt lager	12
Prediktorer	12
Prediktorer för detektion av vildsvin	12
Prediktorer för vildsvinsnärvaro	13
Resultat	14
Slutsatser och diskussion	19
Tack	20
Referenser	21
Bilagor	24

Populärvetenskaplig sammanfattning

De senaste åren har olika metoder utvecklats för att uppskatta populationstäthet av vilda djur med hjälp av bilder från viltkameror, som kombinerar en digital kamera med en rörelsesensor. Dessa metoder utgår ifrån idén att antalet djur som fotograferas av viltkameror är beroende av antalet djur som finns i området, hur aktiva de är, och hur bra kameran är på att upptäcka djuren (detekteringsgraden). Om man kan mäta djurens aktivitet och detekteringsgraden, kan antalet observationer korrigeras och användas för att uppskatta populationstätheten. Denna metodik har testats för många olika djurarter i olika miljöer och ger ett värdefullt komplement till andra inventeringsmetoder. Den största nackdelen är att de områden som kan övervakas är relativt små och att det krävs att kamerorna sätts upp på ett strukturerat sätt (till exempel i ett rutnät eller på slumpmässiga platser) för att metodiken ska fungera. Därmed krävs en riktad insats av forskare eller viltförvaltare för att få den information som behövs för tillförlitliga skattningar.

Samtidigt finns det många viltkameror ute i naturen, som placerats på åtelplatser eller viltstigar av jägare som vill följa var och när viltet finns på deras jaktmarker, samt för att följa specifika individer. Bilder och data enbart från sådana viltkameror kan inte användas för att skatta vilttätheter; eftersom kamerorna främst är placerade på platser där viltet förväntas röra sig skulle metoden överskatta tätheten. Samtidigt är det möjligt att använda resultaten från kameror som satts ut på ett kontrollerat sätt för att kalibrera resultaten från jägarnas kameror.

SLU har på uppdrag av Naturvårdsverket tagit fram en metod för skattning av populationstätheter och rumslig fördelning hos vildsvin. Metoden bygger på att integrera data från två kompletterande källor till bilder från viltkameror, och har utvärderats med empiriska data från fem svenska län från våren 2025.

Här visar vi att det är möjligt att ge täthetsuppskattningar för vildsvin i större områden (upp till ungefär 200 000 hektar), genom att kombinera strukturerade data från referensområden med ostrukturerade data från jägarkameror som satts ut i större, delvis överlappande områden. Metoden genererar 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.

Preliminära resultat visade på en genomsnittlig täthet på 24 individer per 1000 ha över alla fem referensområdena. De högsta tätheterna observerades i Christinehof (Skåne) följt av Alster (Värmland), medan studieområdena i Öster Malma (Södermanland), Grimsö (Örebro) och Boxholm (Östergötland) hade betydligt lägre tätheter. Miljöer som erbjuder skydd åt vildsvin, liksom avstånd till vägar och bebyggelse, 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 och slumpmässiga effekter i rummet. Kvalitativ validering och finjustering av modellen återstår, och kommer redovisas i slutrapporten.

Rapporten avslutas med att beskriva möjlig metodutveckling av modellen. Vi diskuterar där att ta fram resultat på olika rumsliga skalor för att öka sannolikheten att referens- och jägarkameror hamnar inom samma analysceller, förbättrade habitatmått såsom information om val av gröda på åkermark, att inkludera data på förekomst av utfodring, samt att gå mot en fullt integrerad populationsmodell som kan koppla uppskattade tätheter till demografiska parametrar och avskjutningsstatistik för långsiktig förvaltning. Vår metod är utvecklad för vildsvin, men det är möjligt att tillämpa samma principer och anpassa modellen även för annat klövvilt.

Summary

This report presents a modelling framework that integrates two complementary sources of camera-trap data to estimate wild boar density and spatial distribution across five Swedish regions. Systematically deployed cameras provide unbiased information for distance-sampling-based density estimation, while hunter-managed cameras contribute broader information on daily presence across much larger areas. By linking both datasets within a shared hierarchical model that separately describes observation and detection processes as well as habitat relationships, the approach yields spatially explicit density estimates at a 1×1 km resolution.

Preliminary results show an average density of 24 individuals per 1000 ha across all five study areas. The highest densities were observed in the study regions in Skåne followed by Värmland, whereas the study areas in Södermanland, Örebro and Östergötland had considerably lower densities. Habitats that provide shelter to wild boar, distance to roads, and distance to settlements were consistent predictors of wild boar density. The model captured fine-scale hotspots and could extrapolate density to parts of the landscape without camera traps using landscape covariates and spatial random effects.

The report concludes by outlining the need for qualitative validation and methodological refinements, including exploring larger grid cells to increase overlap between monitoring methods, improving habitat metrics such as crop-type information and feeding-site data, and moving towards a full integrated population model that could link estimated densities to demographic rates and harvest statistics for long-term management.

Introduktion

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.

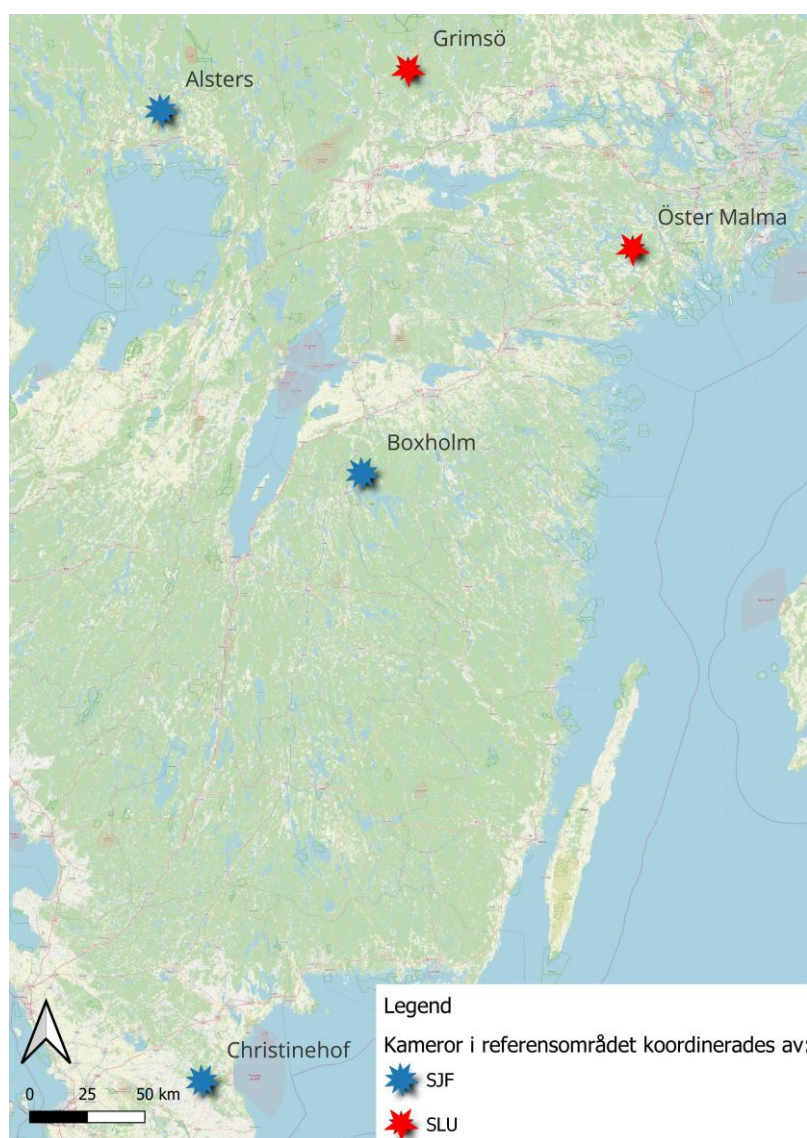
Den senaste utvecklingen inom avstånds-baserad datainsamling och hierarkisk modellering visar att individtäthet och detektion kan integreras i ett sammanhållet ramverk, vilket möjliggör

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.

Metoder

Datainsamling och bearbetning

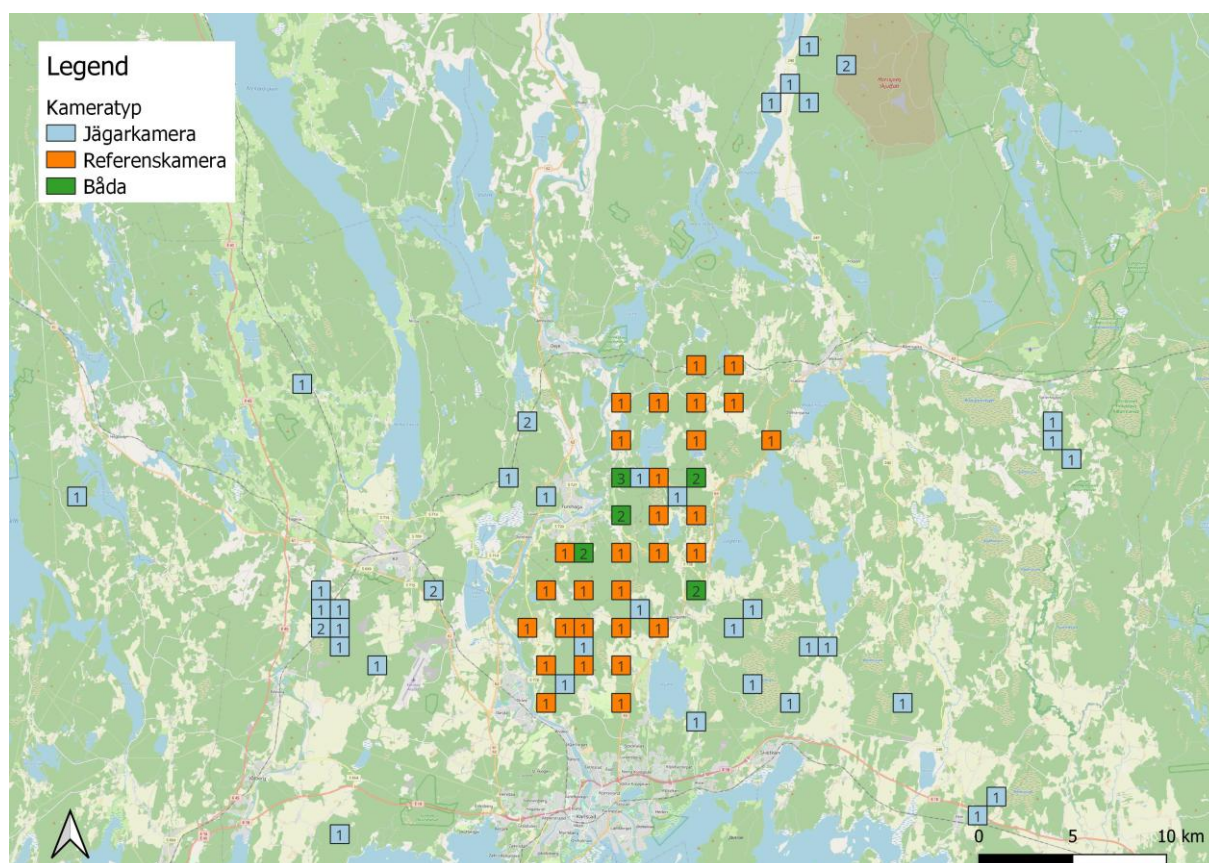
Bilder samlades in under en två månader lång fältperiod från 1 april till 31 maj 2025 i fem separata *studieområden* i följande län: Östergötland, Örebro, Skåne, Södermanland och Värmland (Figur 1). I varje område placerades kameror ut på två olika sätt, vilket speglade två olika typer av information 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 1).



Figur 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 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.

De två kamerasystemen överlappade inom varje studieområde (Figur 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. Tillsammans utgör dessa kompletterande datakällor indata till den integrerade modellen, som kopplar täthetsuppskattningarna från referenskameror och förekomstmönster från jägarkameror genom gemensam miljöinformation på en rumslig skala om 1×1 km. Sådana rutor refereras till som "analysceller" nedan.



Figur 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. För en översikt över alla områden, se Figur S1. Bakgrundskarta: © OpenStreetMap contributors. Tiles courtesy of OpenStreetMap.

Bildbearbetning

Kamerabilder bearbetades antingen genom Viltbild eller Trapper CS (Frauendorf m.fl., 2025), beroende på dataägare (SLU respektive Svenska Jägareförbundet). Alla bilder passerade först

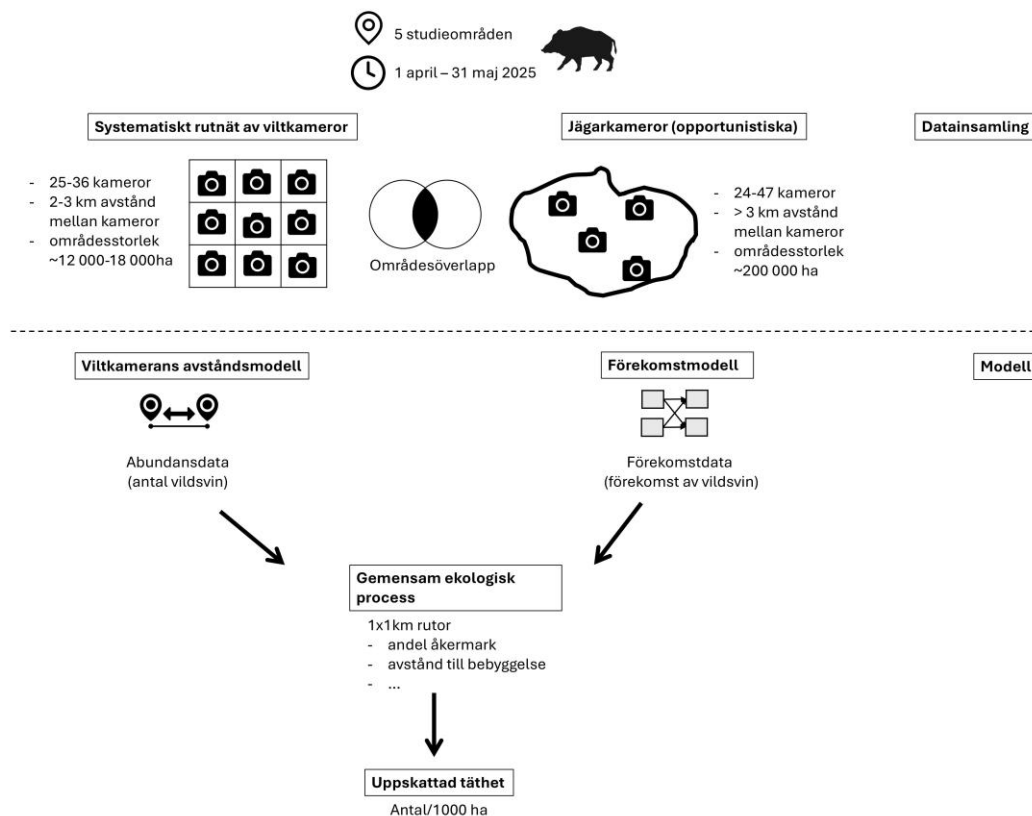
genom ett AI-flöde med Megadetector (Beery m.fl., 2019), som sorterade bort tomma bilder från bilder med djur eller människor. Därefter artbestämdes djuren med AI-modellen DeepFaune (Rigoudy m.fl., 2023), och alla resultat kontrollerades manuellt av granskare.

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 96 platser och semi-automatiskt vid 58 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 (figur S2).

Den centrala parametern för förekomstmodellen är om vildsvin detekteras eller inte en viss dag, dvs variabeln är binär (ja/nej) inom varje observationsdag (figur S3). Tabell S1 ger en översikt över totalt antal platser per område, antal platser där vildsvin detekterats, samt antal bilder och observationer.

Modellbeskrivning

Vårt Bayesianska modellramverk kombinerar två kompletterande 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: de systematiska kamerorna ger tillförlitlig information om antal, medan jägarkamerorna visar var vildsvin finns i ett område (Figur 3).



Figur 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.

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 abundans. Den första är dygnsaktivitet: endast djur som är aktiva och rör sig kan trigga kameran. Modellen inkluderar därför en aktivitetsprofil som anger den andel av dygnet då vildsvin är detekteringsbara (figur S4 & S8).

Den andra är kamerans återställningstid, det vill säga den tid kameran behöver för att återgå till standby efter en bildsekvens (medel = 14 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 högkvalitativ 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 en dag då de faktiskt är närvarande.

Observationsprocessen kan påverkas av flera faktorer på kameranivå. Detektionssannolikheten 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 1 × 1 km-ruta karakteriseras av miljövariabler (t.ex. andel skyddande vegetation, avstånd till väg) som påverkar var vildsvin sannolikt förekommer. 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 tre variabler som beskriver slumpmässiga effekter på olika rumsliga skalor: storskalig områdesnivå, landskapsnivå inom områden och småskaligt 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 förfinas 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.

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 eller inget foder (figur S5). Dessutom inkluderades variabeln jakt, definierad som a) före eller under insamlingsperioden (jakt skedde innan kamerorna placerades ut eller pågick medan kameran var aktiv), b) ingen jakt (varken före eller under kamerans drift), eller c) "okänd" när jägaren lämnade fältet utan uppgift (figur S6). 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 (figur S7-S8), 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 1 × 1 km-ruta runt kameraplaceringens GPS-koordinater. För varje ruta extraherades sedan miljövariabler från den nationella marktäckedatabasen (NMD, 2023), där högupplösta rasterlager användes för att beräkna andelen av rutan som täcktes av olika habitattyper.

Det är avgörande för robusta förekomstst uppskattningar 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). Se tabell S2 för detaljer om klassnumren

- a. Andel öppen mark (inkluderar alla typer av åkermark/våtmark/fastmark och myr)
- b. Andel åkermark (åkermark)
- c. Andel skogsmark (all löv- och barrskog)
- d. Andel födobärande skog (ädellövskog, triviallövskog)
- e. Andel skog som skydd (barrblandskog, lövblandad barrskog)
- f. Andel kombinerade födoresurser (åkermark + födobärande skog)
- g. Avstånd till närmaste väg
- h. Avstånd till närmaste bebyggelse

Avstånden beräknades i meter från rutans center till närmaste relevanta landskapselement.

Eftersom flera variabler uppvisade tydlig multikollinearitet (se figur S9), behölls endast avstånd till väg, avstånd till bebyggelse och andel skog som skydd i den slutliga modellen.

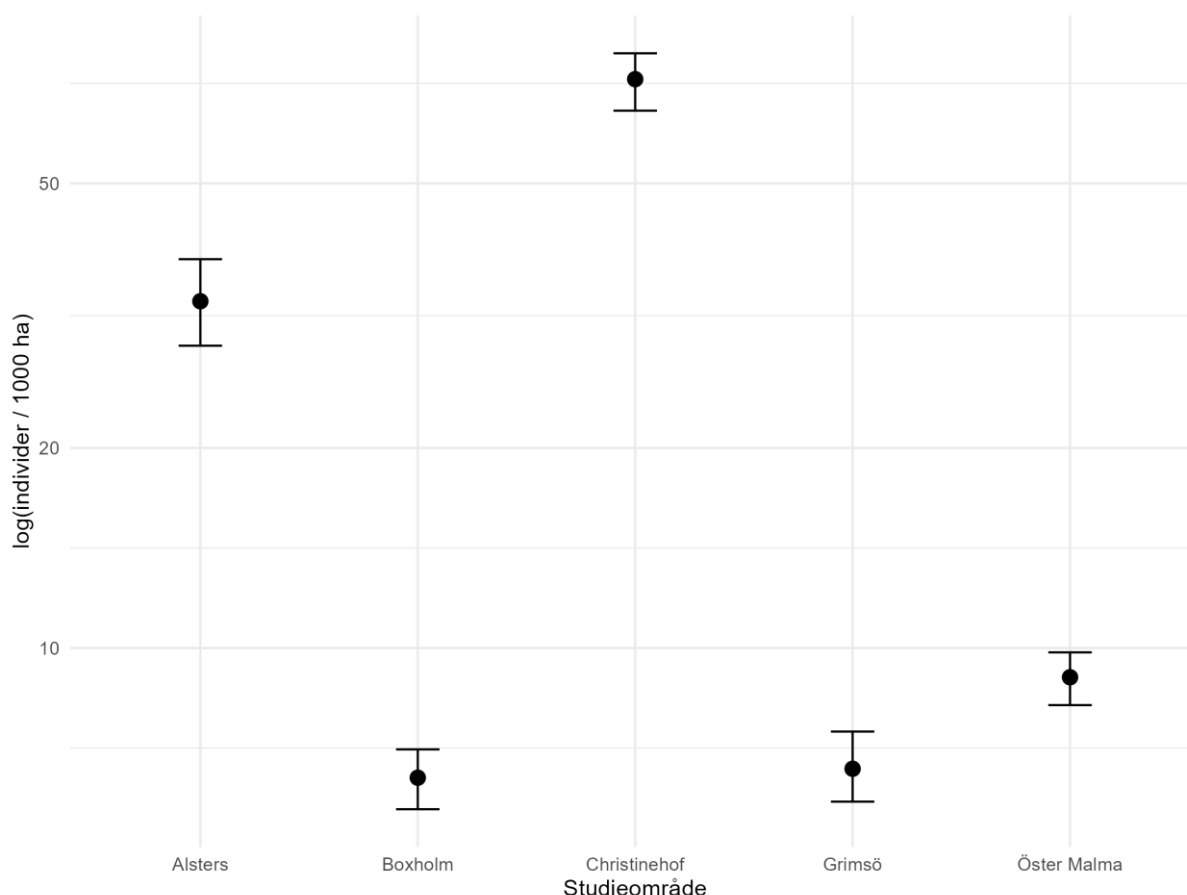
Resultat

Totalt övervakades 291 unika 1 × 1 km-rutor (med minst en kamera). Vi hade 154 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. Tolv rutor innehöll både jägar- och referenskameror. Se tabell S3 för en översikt per område.

Den genomsnittliga tätheten av vildsvin över alla områden var 24 individer per 1000 ha, med ett nedre och övre 95 % Bayesianskt konfidensintervall på 22 respektive 26.

Enligt de preliminära resultaten från den första integrerade modellen uppvisade studieområdena i Skåne och Värmland de högsta tätheterna med 72 respektive 33 individer per 1000 ha, medan områdena i Örebro och Östergötland hade de lägsta tätheterna med 7 respektive 6. Studieområdet i Södermanland hade en täthet på 9 vildsvin per 1000 ha (Figur 4).

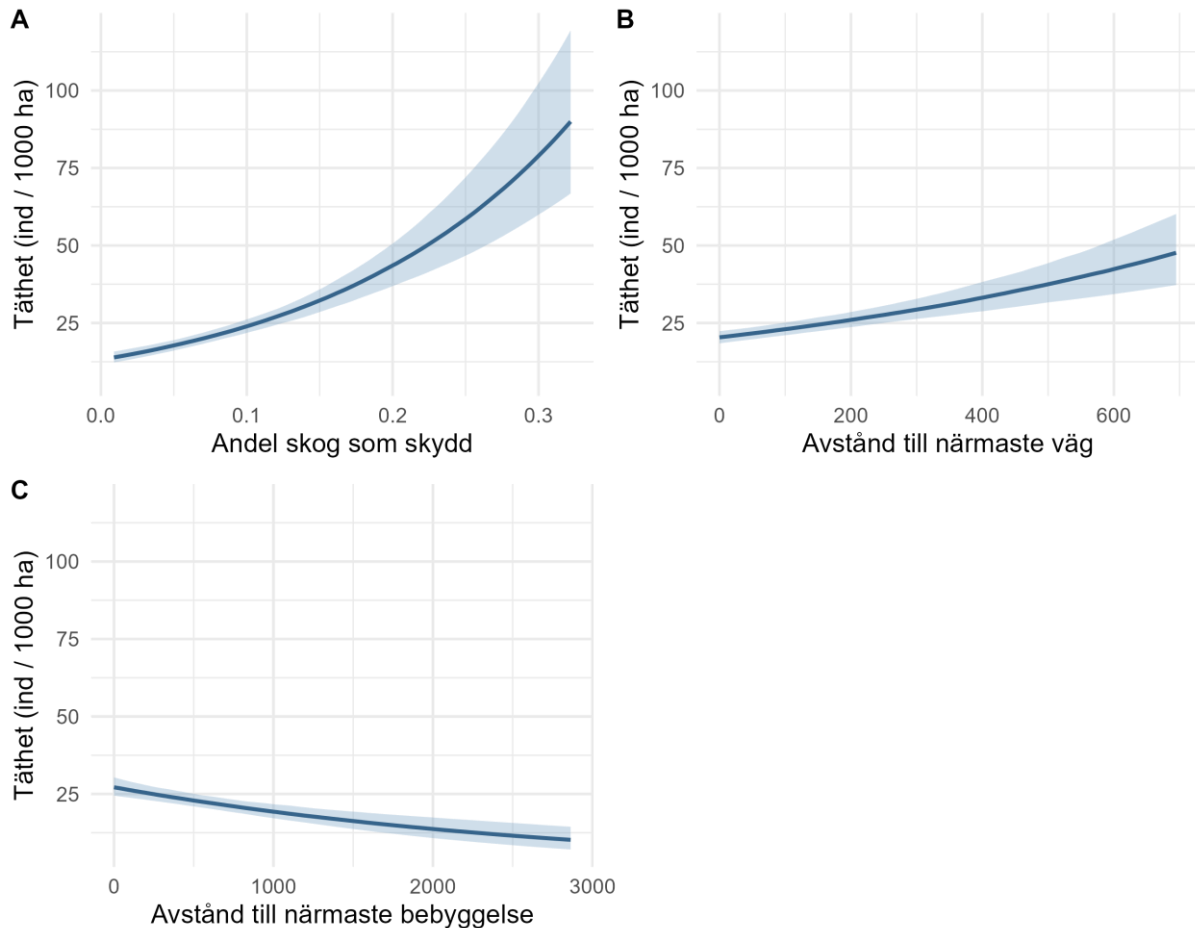
Det är viktigt att inte se dessa tätheter som slutgiltiga resultat; de är istället de första resultaten från en modell som fungerar på en kvalitativ nivå. Nu påbörjar vi arbetet med att "skruva" på modellen för att få kvalitativt korrekta resultat, vilket kommer levereras i slutrapporten. Nedan diskuterar vi även hur integrering med en modell som inkluderar avskjutningsdata kommer ge bättre skattningar.



Figur 4: Medeltäthet och 95 % Bayesianskt konfidensintervall per studieområde (på log-skala).

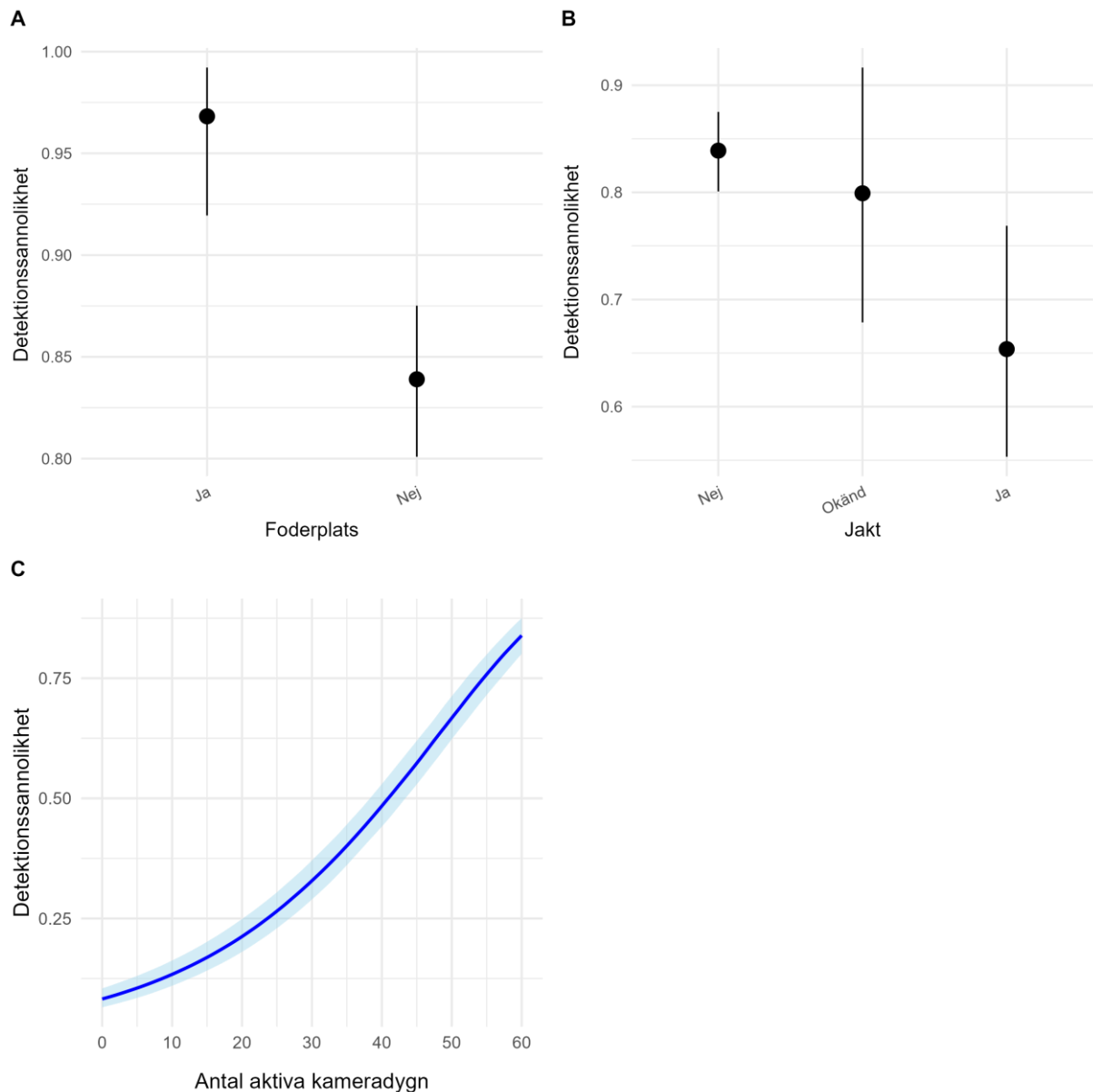
Miljövariabeln "skydd" var starkast korrelerad till tätheten av vildsvin. Med ökande andel skyddande skogsmark (klassificerad som relativt unga blandskogar: barrblandskog och

lövblandad barrskog) ökade tätheten (Figur 5c). Tätheten ökade också med ökande avstånd till väg (Figur 5a), medan den minskade med ökande avstånd till bebyggelse (Figur 5b).



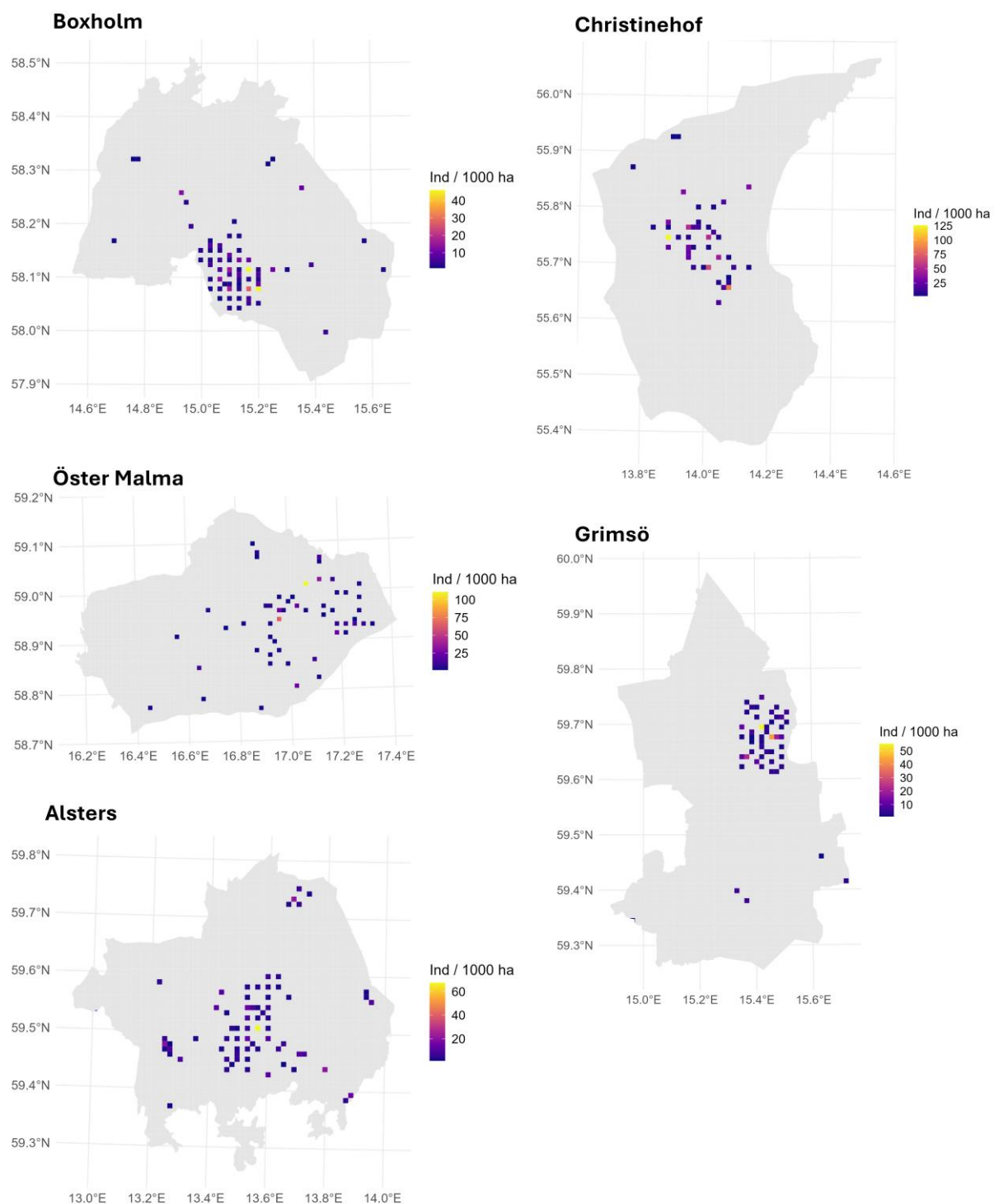
Figur 5: Effekten av habitatprediktorer på uppskattad vildsvinstäthet: (A) andel skog som skydd, (B) avstånd till närmaste väg i meter och (C) avstånd till närmaste bebyggelse i meter.

Sannolikheten att jägarkamerorna detekterade ett vildsvin på var högre för platser med foder än för platser utan foder (Figur 6a). Dessutom var detektionssannolikheten högre när ingen jakt ägde rum på platsen (Figur 6b). Där jakt ägde rum under eller före kamerans installation var detektionssannolikheten avsevärt lägre än vid övriga platser. Detektionssannolikheten ökade kraftigt under de första dagarna som en kamera var aktiv (Figur 6c), vilket tyder på en generellt mycket hög detektionssannolikhet och att vildsvin ofta besökte platserna med jägarkameror.



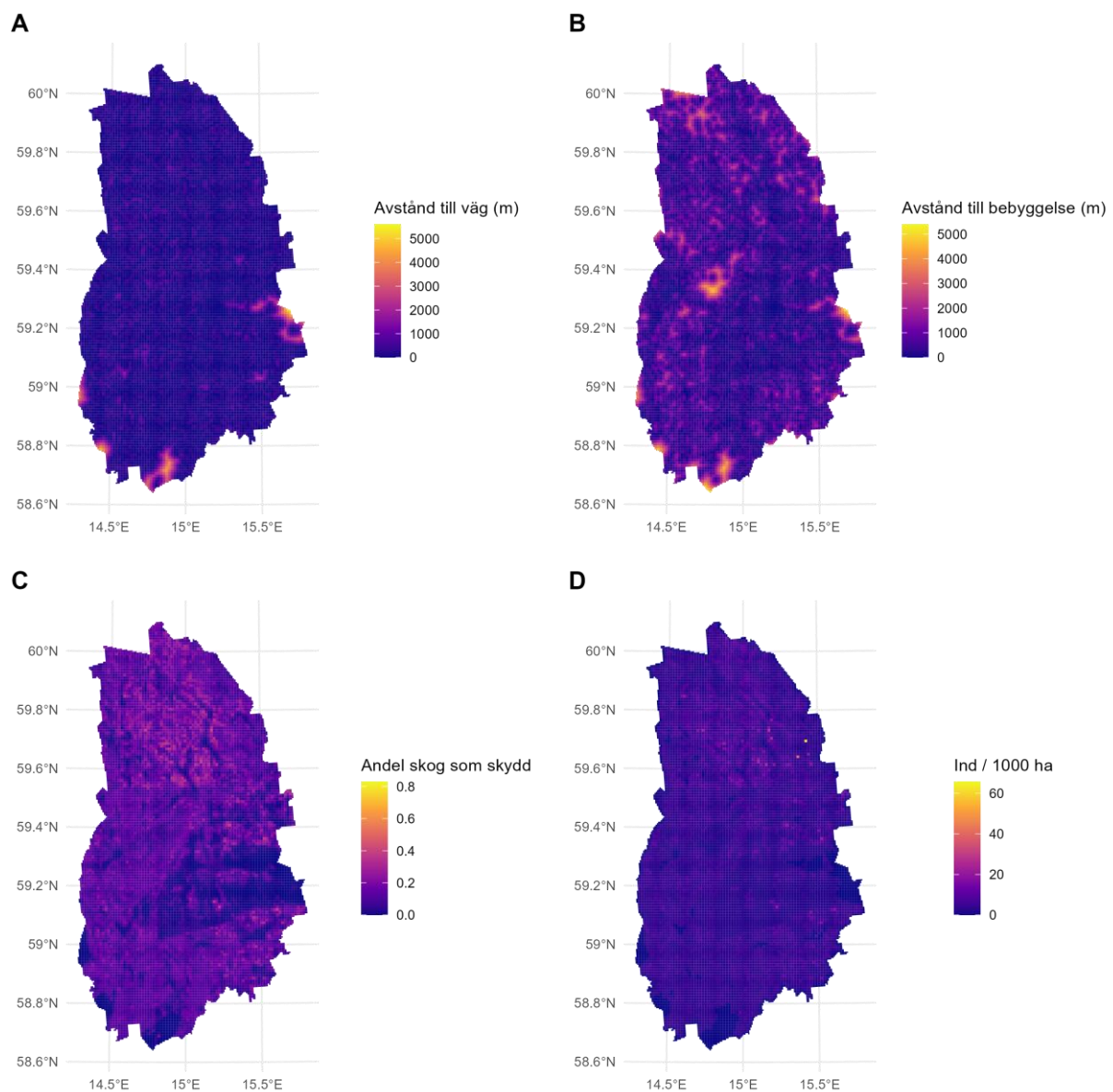
Figur 6: Effekten av prediktorer på detektionssannolikhet: (A) foder, (B) jakt och (C) insats i antal aktiva kameradygn.

Medan Figur 4 ger en översikt över den genomsnittliga vildsvinstätheten över hela landskapet (per område), visar Figur 7 den lokala tätheten per 1x1 km ruta. Denna är mycket varierande och avspeglar lokala täthetstoppar, vilket gör den känslig för kamerans exakta placering. Resultaten från Skåne, med högst genomsnittlig täthet, drivs av flera "hotspots" med höga tätheter. Värmland har måttlig täthet totalt sett, med en stark hotspot. Södermanland, Örebro och Östergötland hade låg total täthet, även om några rutor visar måttliga tätheter.



Figur 7: Den rumsliga fördelningen av vildsvinstätheten per område. Den grå bakgrundskartan visar 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 exemplet Örebro län (Figur 8). Genom att addera det skattade antalet vildsvin per analyscell för hela Örebro län erhöles en total populationsstorlek på 4160 vildsvin (95 % Bayesianskt konfidensintervall: 3419 – 4990) under perioden april-maj 2025. I den här extrapoleringen har vi maskerat alla rutor som täcks av vatten samt öar där det är osannolikt att dessa rutor används av vildsvin.



Figur 8: Uppskattad täthet av vildsvin i hela Örebro län (D) baserad på en extrapolering till rutor som inte övervakades med hjälp av habitatprediktorer (A-C).

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. Vi har så långt byggt en integrerad modell som kvantitativt sett fungerar; fortfarande återstår dock finjusteringar som kommer att påverka de kvantitativa resultaten, samt att validera dem.

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 könsskisser, 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.

En utvidgning av det nuvarande ramverket skulle kunna inkludera avskjutningsstatistik, vilket ger information på länsnivå och utgör en bredare rumslig skala än de för närvarande använda 1 x 1 km cellerna. Eftersom Tom Lindström och hans grupp på Linköpingsuniversitet (LiU) arbetar med en Bayesiansk tillståndsmoell där årlig dödlighet, avskjutning och rekrytering gemensamt bestämmer den latenta populationsstorleken, finns det olika möjligheter att integrera dessa två modeller. Den enklaste versionen är att köra modellerna separat, och använda resultat från täthetsmodellen baserad på avskjutningsstatistik, viltolyckor och standardrutter (utvecklats av LiU) som extra information i den kamerabaserade modellen. Alternativt kan modellerna kopplas samman. Eftersom den kamerabaserade modellen redan ger rumsligt explicita täthetsuppskattningar som formas av habitatvariabler och rumsliga slumpmässiga effekter, kan den fungera som det finupplösta lagret inom en struktur med flera spatiala och temporala skalor.

En tänkbar metod vore att införa en hierarkisk koppling mellan tätheten i analysceller från kameradata och på länsnivå baserat på avskjutningsdata, där de senare kan informera den övergripande populationsnivån medan kameradata bestämmer fördelningen mer finskaligt inom länet. Kameradata kan även användas för att skatta tätheter vid olika tidpunkter under året. En mer ambitiös utvidgning skulle behandla avskjutningen som individer som tas bort från samma population som genererar kameradetektionerna, vilket möjliggör en dynamisk modell för populationsförändringar inom och mellan år. Dessa tillvägagångssätt skiljer sig åt i komplexitet, men bygger på samma ekologiska idé: kameradata informerar om lokala täthetsmönster, medan avskjutningsstatistik stabiliserar regionala beståndsuppskattningar och fyller rumsliga luckor i

övervakningen. En sådan integrerad flerskalig modell skulle öka både precision och tolkbarhet och ge en starkare grund för förvaltningsbeslut.

En rutnätssupplösning på 1×1 km användes i detta skede. Även om finskaliga rumsliga upplösningar kan fånga detaljerad variation, gav de endast 12 celler där de båda övervakningsmetoderna överlappade. Evidens från landskapsekologiska 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). Därför kan det vara lämpligt att gå över till större rutceller (t.ex. 3×3 km), eftersom detta ökar överlappet mellan referens- och jägarkameror samtidigt som det utvidgar de rumsliga skalor som utvärderas på ett biologiskt försvarbart sätt. Denna justering kommer att implementeras i slutrapporten.

Modellens detaljnivå kan också utvecklas ytterligare. Till exempel användes för närvarande en enda detektionsfunktion för att beskriva detekteringen av vildsvin vid alla kameraplatser. Det är dock troligt att detekteringssannolikheten kan variera mellan studieområden och till och med mellan kameror inom studieområden. Därför strävar vi efter att lägga till åtminstone studieområdesspecifika och potentiellt kameraspecifika uppskattningar av detekteringssannolikheten i en framtida iteration av modellen.

Dessutom kommer vissa justeringar att göras avseende habitatprediktorer. För närvarande används cellens mittpunkt för att beräkna avstånd till närmaste bebyggelse eller väg. Andel yta täckt av bebyggelse och väg i varje ruta kan dock också vara informativ och kanske visa ännu starkare samband med vildsvinstäthet. Vissa prediktorer gav ganska kontraintuitiva effekter, särskilt för åkermark och skogsmark, vilket kan spegla begränsningar i den tematiska upplösningen hos NMD-kartorna snarare än de ekologiska responserna i sig. Data om specifika grödor, såsom majs, skulle till exempel kunna spegla vildsvinens fördelning bättre än ett generellt lager för åkermark eller åkermark sådd med spannmål.

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.

Att förbättra det ekologiska lagret är avgörande eftersom det ligger till grund för både CTDS- och förekomstkomponenterna i modellen. Genom att förfina habitatmått och utvärdera flera rumsliga skalor kommer det integrerade ramverket att vara bättre rustat att beskriva verkliga samband mellan habitat och täthet och därmed fungera som en mer pålitlig indata för populationsmodellering och förvaltning.

Tack

Författarna vill tacka Filip Ånöstam och Svenska Jägareförbundet för arbetet med att koordinera utsättande av jägarkameror och insamling 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.

Referenser

- 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, Liefing, 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., Watejko, Ł., Crowsigt, 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/10.32942/X2G35W>
- Frauendorf, M., Ånöstam, F., Henrich, M., Crowsigt, 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>
- 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>
- 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>
- 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.

- Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorný, B., Rosell, C., & Náhlík, A. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*, 71(4), 492–500. <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
- 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>
- Neumann, W., Levers, C., Widemo, F., Singh, N., Cromsigt, J., & Kuemmerle, T. (2022). Hunting as land use: Understanding the spatial associations among hunting, agriculture, and forestry. *Ecology and Society*, 27(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12882-270102>
- 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>
- Palencia, P., Rowcliffe, J. M., Vicente, J., & Acevedo, P. (2021). Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1583–1592. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13913>
- 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., ... Chamailié-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>
- Rutten, A., Casaer, J., Strubbe, D., & Leirs, H. (2020). Agricultural and landscape factors related to increasing wild boar agricultural damage in a highly anthropogenic landscape. *Wildlife Biology*, 2020(1), wlb.00634. <https://doi.org/10.2981/wlb.00634>
- 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>
- Sauter-Louis, C., Conraths, F. J., Probst, C., Blohm, U., Schulz, K., Sehl, J., Fischer, M., Forth, J. H., Zani, L., Depner, K., Mettenleiter, T. C., Beer, M., & Blome, S. (2021). African Swine Fever in Wild Boar in Europe—A Review. *Viruses*, 13(9), 1717. <https://doi.org/10.3390/v13091717>
- Svenska Jägareförbundet. (2025). *Svensk viltövervakning*. Viltdata. <https://www.viltdata.se/>
- Wearn, O. R., & Glover-Kapfer, P. (2019). Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. *Royal Society Open Science*, 6(3). <https://doi.org/10.1098/rsos.181748>
- Widemo, F. (2023). *Svenska jägares och lantbrukares attityder till vildsvin, åteljakt och utfodring av vilt*. (Naturvårdsverket rapportserie Nr 7094). Naturvårdsverket. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1757922/FULLTEXT01.pdf>
- Widemo, F., Elmhagen, B., & Liljebäck, N. (2019). *Viltets ekosystemtjänster. En kunskapssammanställning* (Nr 6889). Naturvårdsverket; ISBN 978-91-620-6889-9.
- 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>

Zampetti, A., Mirante, D., Palencia, P., & Santini, L. (2024). Towards an automated protocol for wildlife density estimation using camera-traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 15(12), 2276–2288. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14450>

Bilagor

Tabell S1: 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.

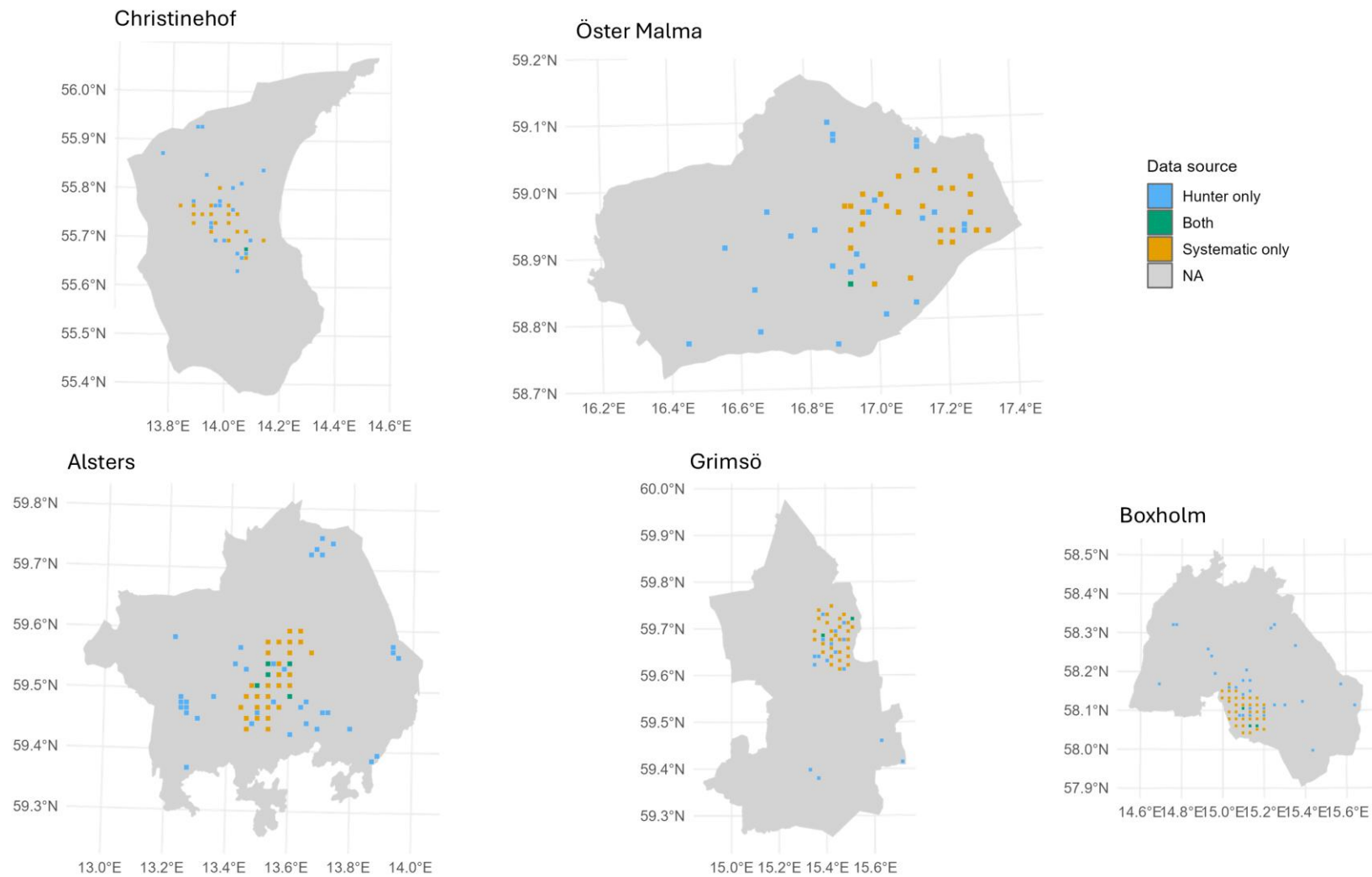
Area	Systematic cameras				Opportunistic cameras			
	# images with wild boar	# wild boar observations	# locations with wild boar	Total # locations	# images with wild boar	# wild boar observations	# locations with wild boar	Total # locations
Värmland (Alsters)	816	2337	9	35	24615	54791	37	47
Skåne (Christinehof)	3766	7667	17	25	13218	39299	20	26
Östergötland (Boxholm)	369	665	20	36	15424	34294	28	37
Södermanland (Öster Malma)	806	1074	18	29	67189	177271	33	38
Örebro (Grimsö)	254	278	9	31	22048	44328	19	24

Tabell S2: Variabler och klassnummer på NMD:s marktäckekarta.

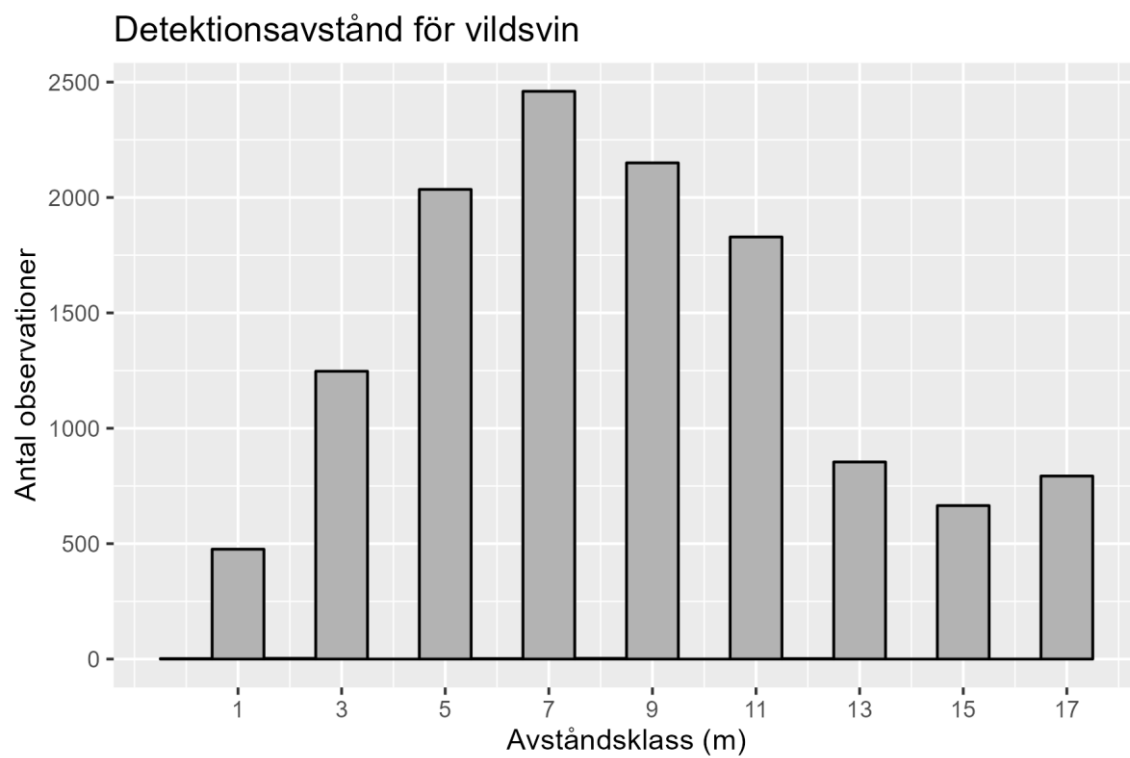
Variabler	Klassnummer på NMD:s marktäckekarta 2023
Andel öppen mark	3, 23, 43, 200, 211–218, 221–228, 230, 411–413, 4211, 412, 4213, 4221–4223, 4231–4233
Andel åkermark	3
Andel skogsmark	111-118
Andel födobärande skog	116, 117
Andel skog som skydd	113, 114
Avstånd till närmaste väg	53
Avstånd till närmaste bebyggelse	51

Table S1: Översikt över antalet kvadratkilometerrutor med referenskameror, jägarkameror eller både referens- och jägarkameror. Referenskameror definierades som kameror som sattes ut strukturerart i ett rutnät, medan jägarkameror främst satts ut på platser med hög besöksfrekvens av vildsvin.

Område	Antal rutor med någon kamera	Antal rutor med referenskamera	Antal rutor med jägarkamera	Antal rutor med referens- och jägarkameror
Boxholm (Östergötland)	65	36	32	3
Grimsö (Örebro)	49	31	20	2
Christinehof (Skåne)	47	25	23	1
Öster Malma (Södermanland)	59	28	32	1
Alsters (Värmland)	71	34	42	5

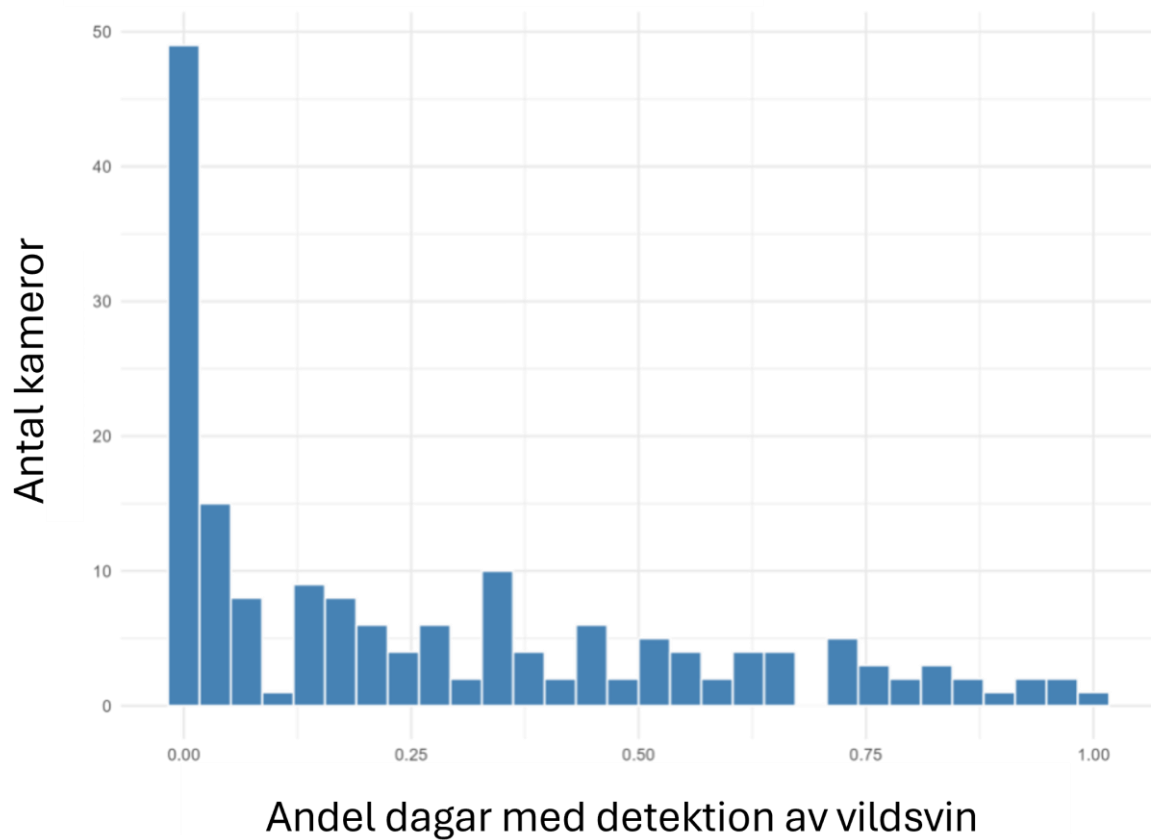


Figur S1: Datakällor för varje kvadratkilomterruta i studieområdena. Den grå bakgrunden visar storleken på området runt referensområdet, där jägare ombads bidra med bilder från jägarkameror.



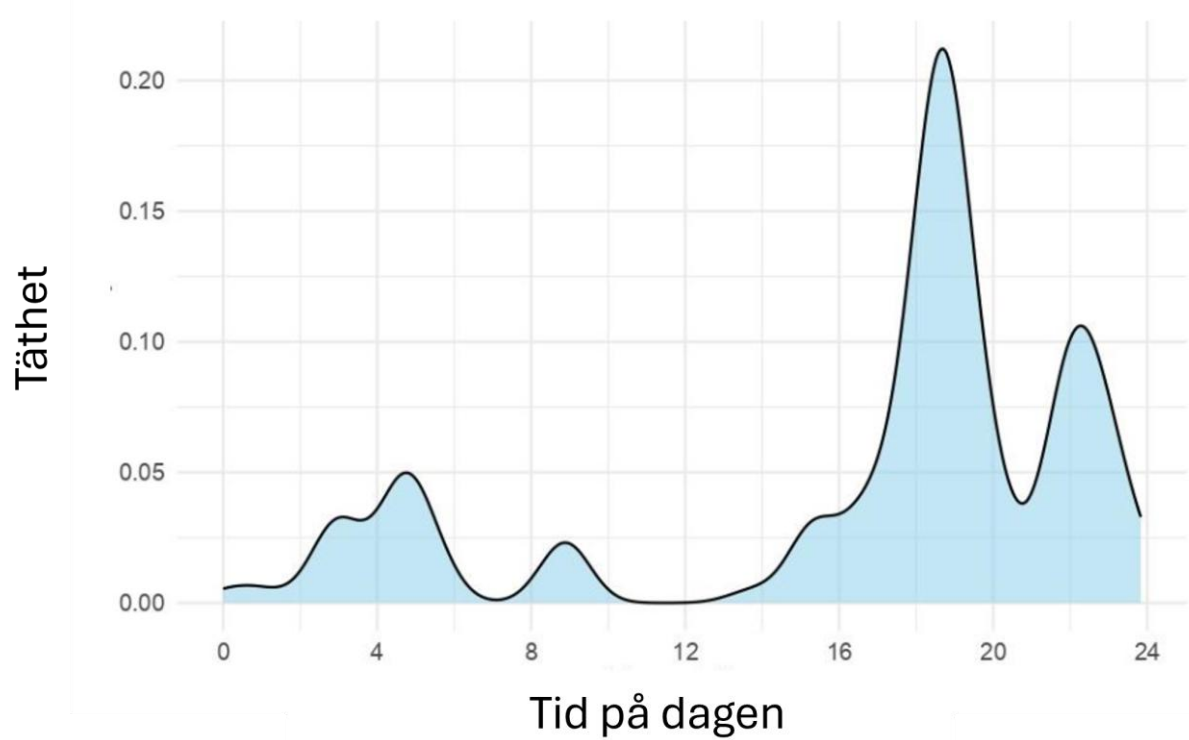
Figur 12: Fördelningen av uppskattade avstånd för bilder från referenskamerorna uppsatta i ett kontrollerat rutnät. Observera att avstånden klassades i tvåmetersintervall, så att ett vildsvin som passerade 3,5 meter från kameran exempelvis hänfördes till klass 3 (omfattande 2-4 meter).

Fördelningen av detektion av vildsvin per aktiv kameradag

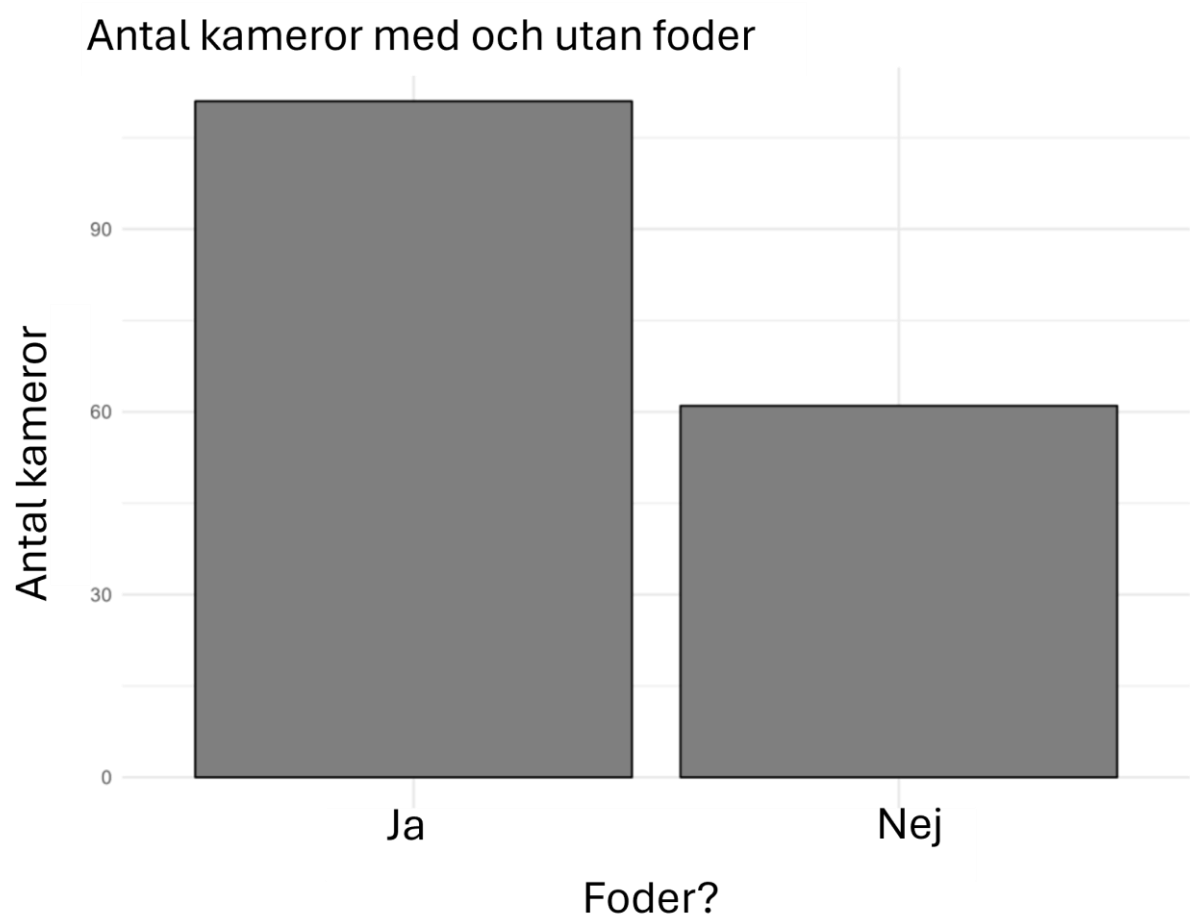


Figur 23: Fördelningen av sannolikheten för detektion, uttryckt som andelen dagar med observerade vildsvin av dagar som kameran varit aktiv.

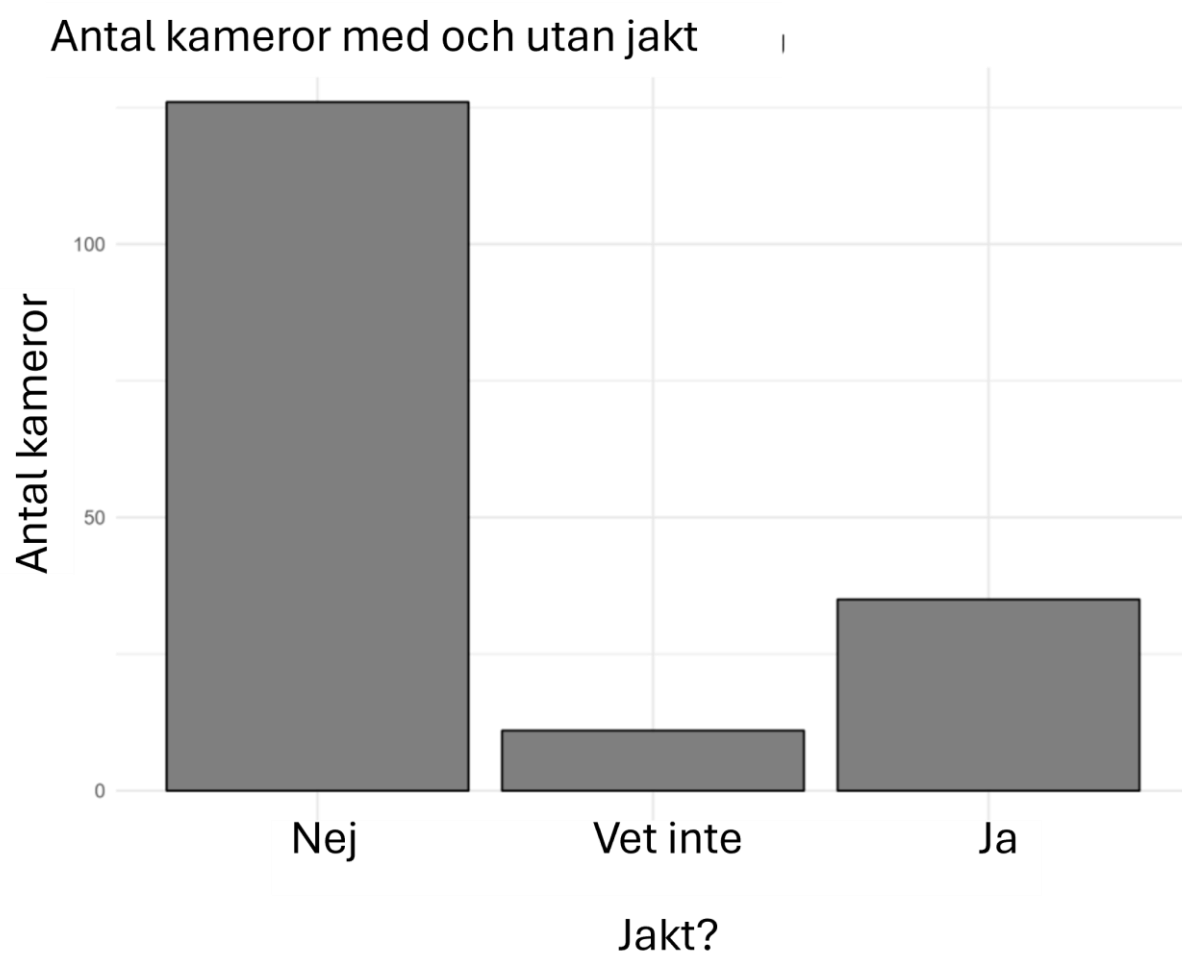
Aktivitetsmönster baserat på kameraobservationer



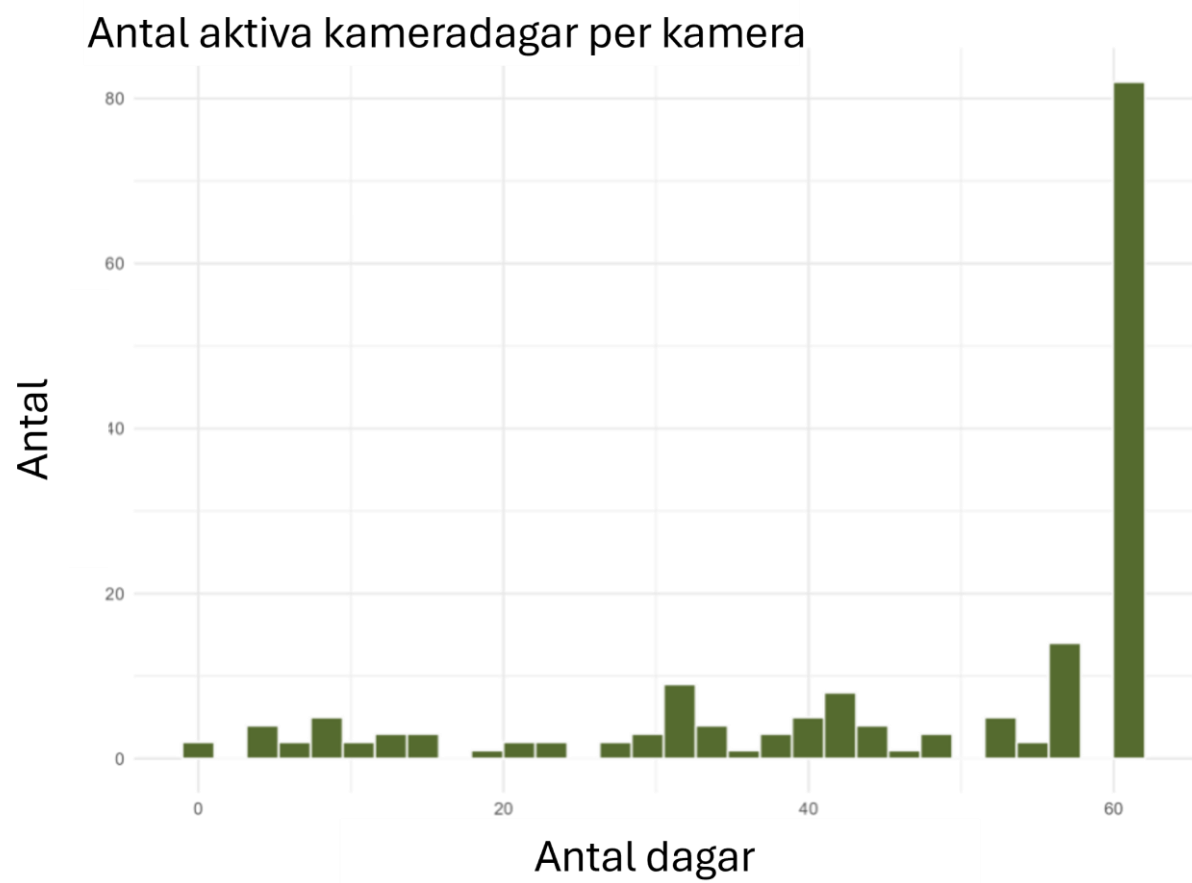
Figur 34: Aktivitetsmönstret för vildsvin uttryckt som täthet baserad på kameraobservationer för olika tipunkter under dagen. Mönstret används i avståndsmodellen för skattning av vildsvinstätheter.



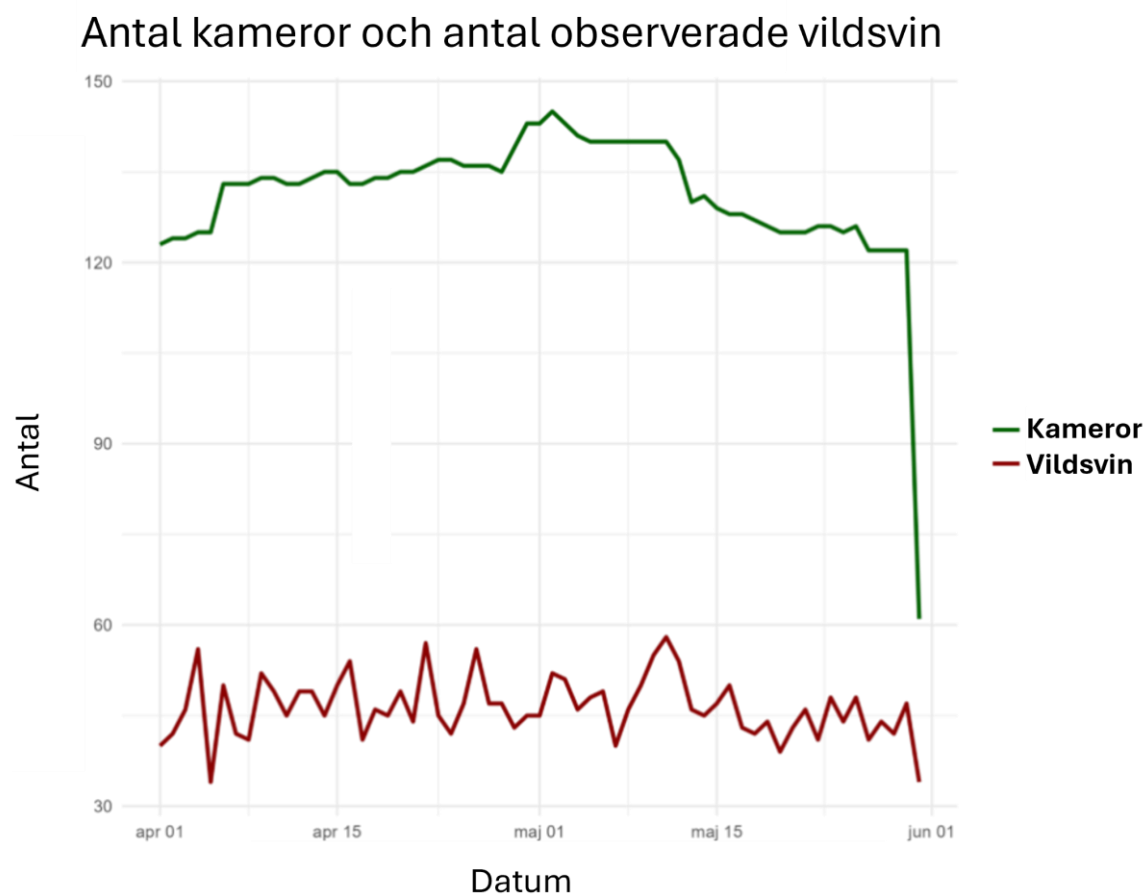
Figur S4: Antal kameraplatser med och utan foder.



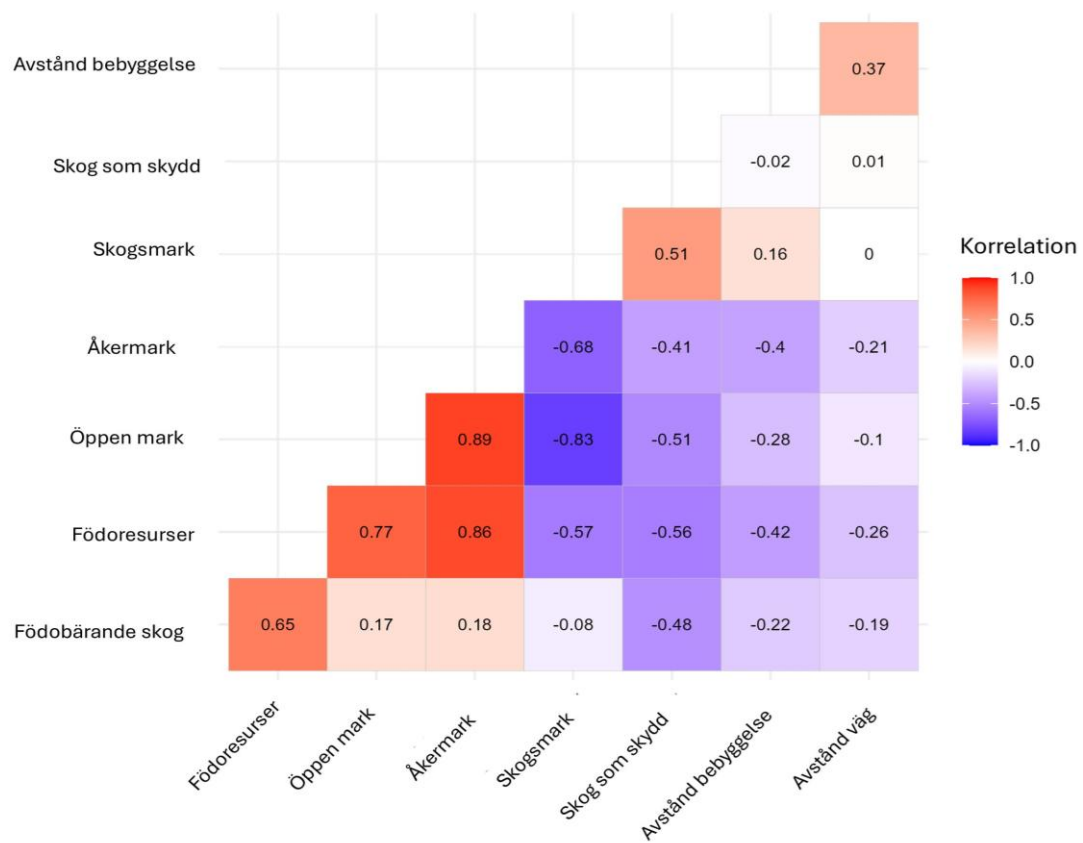
Figur S5: Number of cameras per hunting type. Yes - hunting takes/took place during or before the camera deployment; no – no hunting takes place; unknown – hunting type not filled in by the hunter.



Figur S6: Fördelningen av antalet aktiva kameradagar, uttryckt per kamera.



Figur 78: Fördelningen av antal observationer och antalet aktiva kameror under studieperioden.



Figur S9: Korrelationsmatris för de olika miljövariablerna.