



UPPSALA  
UNIVERSITET

# Effekter av luktbaserat bete på detekterbarheten hos olika däggdjur vid automatisk kameraövervakning

Hanna Chavez Pacheco

---

Degree project in biology, Bachelor of science, 2025

Examensarbete i biologi 15 hp till kandidatexamen, 2025

Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet, och Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad

Handledare: Fredrik Dalerum



## Sammanfattning

Automatiska viltkameror är kameror som kan användas för att fånga vilda djurs aktivitet genom bilder och videor. De fungerar genom att automatiskt ta bilder eller korta videoklipp när djur rör sig framför dem. Man kan sedan identifiera vad det är för djur som befunnit sig vid viltkameran och använda informationen till att undersöka allt från hur djurens miljö påverkar dem till interaktioner mellan olika arter. Viltkameror har använts för att övervaka djur sedan tidigt 1900-tal och är populära idag då de inte är lika dyra, tidskrävande och störande för djuren som andra sätt för att samla information om vilda djurs aktivitet.

Kamerorna gör det möjligt att studera vilda djur i deras naturliga miljö utan att påverka deras beteende och behöver ingen mänsklig närvaro. Metoden har dock nackdelar. Till exempel att kameran inte hinner ta en bild om ett djur rör sig för snabbt framför den. Man måste också underhålla kamerorna och det kan vara något som både är tidskrävande och dyrt.

Användning av bete vid viltkameror ökar sannolikheten att djuren rör sig framför dem, och också att djuret stannar framför kameran tillräckligt länge för att en bild kan tas som är användbar för att identifiera vilket djur det är. Luktbaserat bete är ett sätt för att på detta sätt få en bättre insamling av information. Dock är det fortfarande oklart hur olika typer av beten påverkar olika arter. I denna studie har jag testat om lukten av ruttet fisk påverkar hur olika många gånger som grävling, kronhjort, mård, rådjur, räv och vildsvin registrerats vid viltkameror utplacerade i fem olika områden i provinsen Kantabrien, norra Spanien. Studien gick till på så vis att jag satte upp 20 viltkameror i fem olika områden. Hälften av dessa hade bete som bestod av ett spad av ruttet fisk och den andra hälften kameror hade inget bete. Kamerorna utan bete var utplacerade inom 500 meter från någon kamera med bete.

Studien gav resultatet att viltkameror med bete inte hade fler antal djurobservationer än dem utan bete. Dock var det färre registrerade observationer av grävling vid kameror utan än vid kameror med bete, vilket tyder på att olika arter kan reagera olika på luktbaserat bete. För att få en bättre förståelse över hur bete kan användas med viltkameror kan därför fler studier behövas. I sådana studier kan det vara en bra idé att ha en längre period där man samlar in data så att man har mer data att analysera men man kan också ha olika typer av bete för att se hur djuren reagerar.

*Nyckelord:* Viltkameror, viltövervakning, observation, abundansuppskattning, däggdjur, bete.



## **Abstract**

Estimating the distribution and abundance of species is an important part of biodiversity conservation. Automatic camera traps have emerged as one of the most promising methods for making such estimates. Despite many advantages of these cameras, there are also disadvantages, such as problems of getting animals to stay in front of the camera long enough to get identifiable images. One method to reduce this problem is to apply odor-based bait in front of the cameras. Although previous studies have shown that baits can improve detection rates for some species, there is a limited knowledge of how baits influence detection rates of many other species. The aim of this study is to evaluate how the odor of rotted fish affects the effectiveness of camera traps, and whether a possible effect differs among mammal species. The study was conducted in the province of Cantabria, northern Spain in five regions with varying habitat types. The experiment consisted of 20 camera traps; 10 with bait and 10 without bait. The mammals included in the analysis had at least 10 observations: badger, red deer, marten, roe deer, fox and wild boar. The use of bait did not increase the number of observations, but the effect of baiting may vary between species. Badgers were observed more frequently at cameras without bait than at cameras with bait. Limitations of the study such as the time of data collection may have affected the results, and therefore a longer data collection period would have been of interest in future studies. Different kinds of bait could also have been included. More studies are needed to gain a better understanding of how baiting can be used to optimize data collection with camera traps in ecology and conservation biology.



## Innehållsförteckning

1. INTRODUKTION	
1.1 Viltkamerors och deras användning.....	1
1.2 Viltkamerors för-och nackdelar.....	1
1.3 Lösningar.....	2
1.4 Syfte.....	3
1.5 Hypoteser.....	3
2. MATERIAL OCH METOD	
2.1 Studieområde.....	4
2.2 Kameror (lokaler) och experimentutställning.....	5
2.3 Bearbetning av insamlade data.....	7
2.4 Analys av bearbetat data.....	7
3. RESULTAT.....	9
4. DISKUSSION.....	11
5. TACK.....	14
6. REFERENSER.....	15
7. BILAGA .....	18





# 1. Introduktion

## 1.1 Viltkameror och deras användning

För att förstå arters utbredning i naturen och bevara biologisk mångfald kan man behöva uppskatta hur många djur av varje art som finns, var dessa djur rör sig och vilka beteenden dom har. Vissa metoder lämpar sig bättre än andra när man vill studera arter som är skygga eller ovanliga, såsom rovdjur (Bahaa-el-din *et al.* 2016). Viltövervakning med automatiska kameror är en av de mest lovande metoderna för att studera djur i deras naturliga miljö (Carbone & Davies, 2008). Genom denna metod kan man samla in data för flera arter och med hjälp av dessa kameror kan man exempelvis kartlägga utbredningen för olika arter (Ahumada *et al.* 2011). Dessa kameror kan även kallas för viltkameror och deras data möjliggör inte bara forskning om djurens miljö utan även forskning om interaktioner mellan arter (Gompper *et al.* 2006). De kan även hjälpa oss att förstå hur människor och vilda djur, men även boskap, interagerar med varandra (WWF-UK, 2017). Med viltkameror kan man effektivt övervaka djur utan att påverka deras beteende. De är därför inte bara viktiga för att utvärdera bevarandestatusen för hotade arter (WWF-UK, 2017), utan också för att få förståelse för rumsliga beteenden och sammansättning av artsamhällen (Carbone & Davies, 2008). Viltövervakning med kameror är dessutom mindre tids- och energiförbrukande än många andra metoder (Kays *et al.* 2009).

## 1.2 Viltkamerors för-och nackdelar

Viltkameror har använts i syfte att övervaka vilda djur sedan tidigt 1900-tal (Wearn & Glover-Kapfer, 2017). Tidigare i historien har direkta observationer, spårning och fällor varit vanliga metoder, men dessa har varit kostsamma, tidskrävande och i vissa fall störande för djuren (Wearn & Glover-Kapfer, 2017; Gompper *et al.* 2006). Viltkameror har fördelen att de kan arbeta kontinuerligt utan mänsklig närvaro, och detta minskar störningar på djuren och ökar insamlingen av tillförlitliga data (Carbone & Davies, 2008). Viltkameror kan se olika ut och det finns många olika varianter. Tekniken har utvecklats avsevärt de senaste åren och kamerorna är idag mer pålitliga och effektiva tack vare förbättringar i upplösning, lagring och rörelsedetektering (Carbone & Davies, 2008). Då dessa typer av kameror visat sig vara en effektiv metod för insamling av data för arter som både är vanliga och sällsynta, har deras användning ökat avsevärt under det senaste årtiondet (Ahumada *et al.* 2011).

Trots fördelarna med viltkameror finns det också nackdelar. Djuren som rör sig framför kameran kanske inte triggas av kameran så att en bild blir tagen, och om bilder tas på djuret så

kan kvaliteten vara så dålig att djuret inte går att identifiera (Findlay *et al.* 2020). Det man observerar kan dessutom antingen kan vara för långt borta eller röra sig för snabbt för att kunna identifieras (Meek *et al.* 2015). Kamerorna kan även vara dyra vilket kan leda till att de blir stulna och dessutom är underhållandet av dem krävande (O'Connor *et al.* 2017). Det sistnämnda kan särskilt vara ett problem i områden med extrema temperaturer eller hög luftfuktighet där elektronik och batterier kan försämrats snabbare (Rovero *et al.* 2013). Vissa arter kan dessutom reagera på kamerornas ljud eller infraröda blixtrar och därmed förändrar dessa djur på deras rörelsemönster (Sollmann *et al.* 2013). Djur kan även förstöra kamerorna genom att exempelvis bita eller klösa på dem, vilket kan påverka datainsamlingen (Meek *et al.* 2015).

### **1.3 Lösningar**

Dessa problem kan lösas genom att placera många kameror på platser där djur sannolikt passerar och prioritera att placera kamerorna på områden där förekomsten av de arter man vill detektera är hög (Allan *et al.* 2018). Genom att placera kameror på svåråtkomliga platser kan förekomsten av stöld och skadegörelse minimeras, och när det gäller kostnaderna av kameror kan man använda energieffektiva batterier och kameror med lång livslängd. För att lösa problemet med att djur inte närmar sig tillräckligt nära kameran för att den ska kunna ta en bild, finns lösningen att använda bete. Luktbaserat bete är ett ytterligare sätt för att maximera datainsamlingen från viltkameror (Allan *et al.* 2018).

Användning av bete kan öka sannolikheten att djuren rör sig framför kamerorna och få dem att stanna tillräckligt länge för att få en bild som kan användas för identifiering. Användning av bete är särskilt effektivt för rovdjur då bete ökar detektionsgraden för arter med låg registreringsfrekvens, vilket rovdjur har (Mills *et al.* 2019, Schlexer, 2008). Bete kan även vara mer kostnadseffektivt än att placera flera viltkameror (Suárez- Tangil & Rodriguez, 2017) och förbättra identifiering och bildkvalitet (Rocha *et al.* 2016, Ferreira-Rodriguez & Pombal 2019, Mills *et al.* 2019). Ett vanligt bete för viltkameror är rutten fisk, vilket attraherar många kattdjur (Gilbert *et al.* 2021; Heinelein *et al.* 2020), men det är fortfarande oklart hur beten påverkar andra typer av däggdjur. Sådan information är framför allt viktig vid studier av hela djursamhällen, då data från viltkameror analyseras för flera arter samtidigt (Rocha *et al.* 2016, Ferreira-Rodriguez & Pombal, 2019).

### **1.4 Syfte**

Syftet med denna studie är att utvärdera hur luktbaserat bete i form av rutten fisk påverkar hur effektiva viltkameror är i att observera vilda däggdjur, och om effekten av betet skiljer sig åt

mellan olika däggdjursarter. Studien genomfördes i provinsen Kantabrien, norra Spanien, i ett område som är känt för sin rika biologiska mångfald och har en stor miljövariation som inkluderar betesmark, skogar och bergsområden (Palomo *et al.* 2007). Kantabrien har en varierande topografi som består av både kust och berg. Områdets höga nederbörd och medeltemperatur under året gör att vegetationen är varierande och påverkar även artfördelningen i regionen (Ancell Trueba & Célis Diaz, 2012). Studieområdet är hem åt flera däggdjursarter såsom brunbjörn (*Ursus arctos*), varg (*Canis lupus*), rådjur (*Capreolus capreolus*), och kronhjort (*Cervus elaphus*) (Palomo *et al.* 2007). Detta gör området till en utmärkt plats för att undersöka hur luktbaserat bete påverkar viltkamerors effektivitet (Ancell Trueba & Célis Diaz, 2012).

### **1.5 Hypoteser**

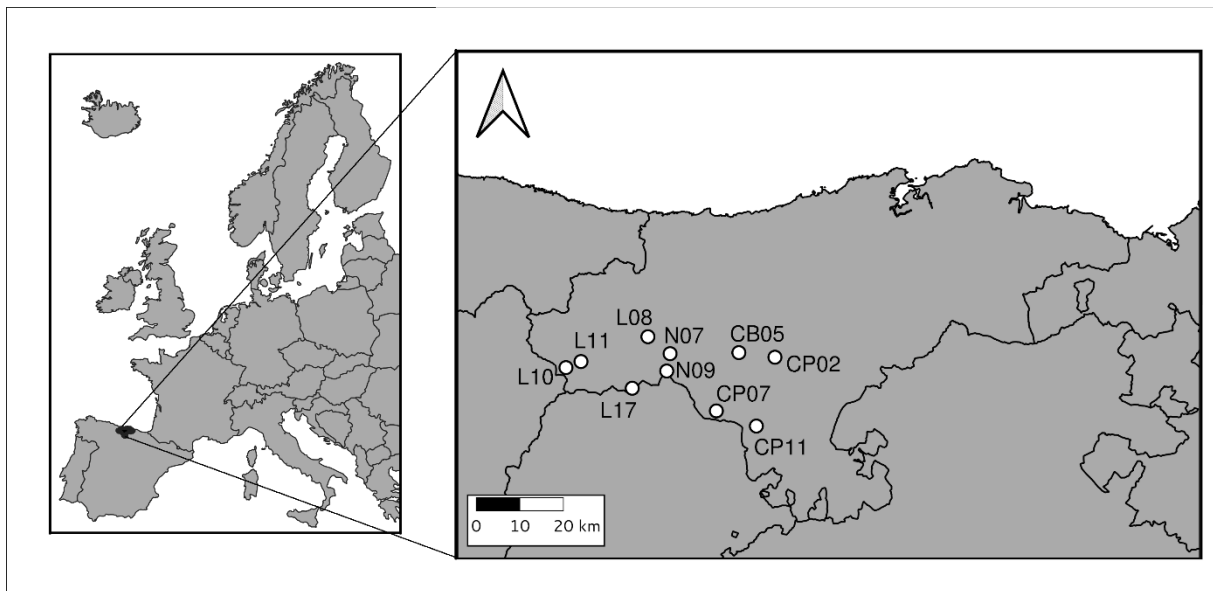
I studien testar jag två hypoteser. Den första är att kameror med bete kommer att ha fler observationer av däggdjur jämfört med kameror utan bete. Den andra hypotesen är att effekten av bete kommer att variera mellan olika arter. För att testa hypoteserna användes 20 viltkameror i studieområdet, där hälften av kamerorna hade ett luktbaserat bete i form av ruttan fisk som hälldes på ett träd 5 meter framför kameran. Den andra hälften hade inget bete. Kamerorna var placerade i lokaler som var så representativa som möjligt för det undersökta området (Imatec Innovación S.L., 2020) och i miljöer som förväntades ha en hög sannolikhet för däggdjursaktivitet baserat på områdets ekologi samt tidigare studier (Palomo *et al.* 2007; Ancell Trueba & Célis Diaz, 2012). Djur på insamlade observationer i form av både videor och bilder artidentifierades, och sedan organiserades data på ett lämpligt sätt för att göra statistiska analyser över jämförelser mellan kameror med och utan bete.

Studien bidrar till en ökad förståelse för hur viltkameror och luktbaserade beten kan användas vid automatisk kameraövervakning av däggdjur. Automatisk kameraövervakning kan ha en viktig betydelse inom forskningen av bevarandebiologi i både Kantabrien och i andra områden där viltkameror används. Förbättringar i studien kan även bidra till effektivare metoder för att studera och bevara djurpopulationer. I framtiden kan denna typ av forskning alltså spela en viktig roll i ekologiska studier och i strategier för bevarande av arter.

## 2. Material och metod

### 2.1 Studieområde

Studien utfördes i Spanien, i den sydvästra delen av Kantabrien, i regionerna Cabuérniga, Campoo, Liébana och Nansa (Fig. 1). Delar av studieområdet befinner sig i skyddade områden såsom Parque Nacional de los Picos de Europa, Parque Natural Saja-Besaya och Zepa Liebana och sträcker sig cirka 1,000 km<sup>2</sup>. Den största andelen av befolkningen i Kantabrien är bosatta i städerna Santander och Torrelavega, där antalet bosatta är cirka 180,000 respektive 60,000 av 600,000. Den genomsnittliga befolkningstätheten är 109 personer per km<sup>2</sup> (Instituto Nacional de Estadística, 2024).



**Figur 1.** Karta över studieområdet i Kantabrien, norra Spanien, som visar på där viltkamerorna placerades ut. Lokalerna representerar strategiskt utvalda platser för insamling av data om viltpopulationer, med syftet att jämföra viltkameror med och utan bete.

Kantabrien sträcker sig från den Kantabriska kusten till de Kantabriska bergen, mellan provinserna Asturien i väst och Baskien i öst. Det bergiga landskapet består delvis av höga toppar som Pena Vieja (2617 meter) och Torre Blanca (2619 meter). Områdets kust består av gröna dalar och stränder där vegetationen varierar. Nederbörden är cirka 1,000 mm per år och den lägsta medeltemperaturen under vintern är 9 °C medan den högsta medeltemperaturen under sommaren är 20 °C (Ancell Trueba och Célis Diaz 2012).

Studieområdet består delvis av betesmark men också av lövskog. Gemensamt för alla regioner är att det finns mycket bok (*Fagus sylvatica*), järnek (*Ilex aquifolium*), björk (*Betula sp.*),

hassel (*Corylys avellana*), rönn (*Sorbus aucuparia*), ljung (*Calluna vulgaris*) (European Environment Agency, 2025) samt ormbunkar och klängväxter. Däggdjursarter man kan hitta i studieområdet är varg, brunbjörn, kronhjort, rådjur, vildsvin (*Sus scrofa*) grävling (*Meles meles*), räv (*Vulpes vulpes*) och hare (*Lepus europaeus*). Mer sällsynta arter är vildkatt (*Felis silvestris*) och alpget (*Capra ibex*) (Palomo *et al.* 2007),

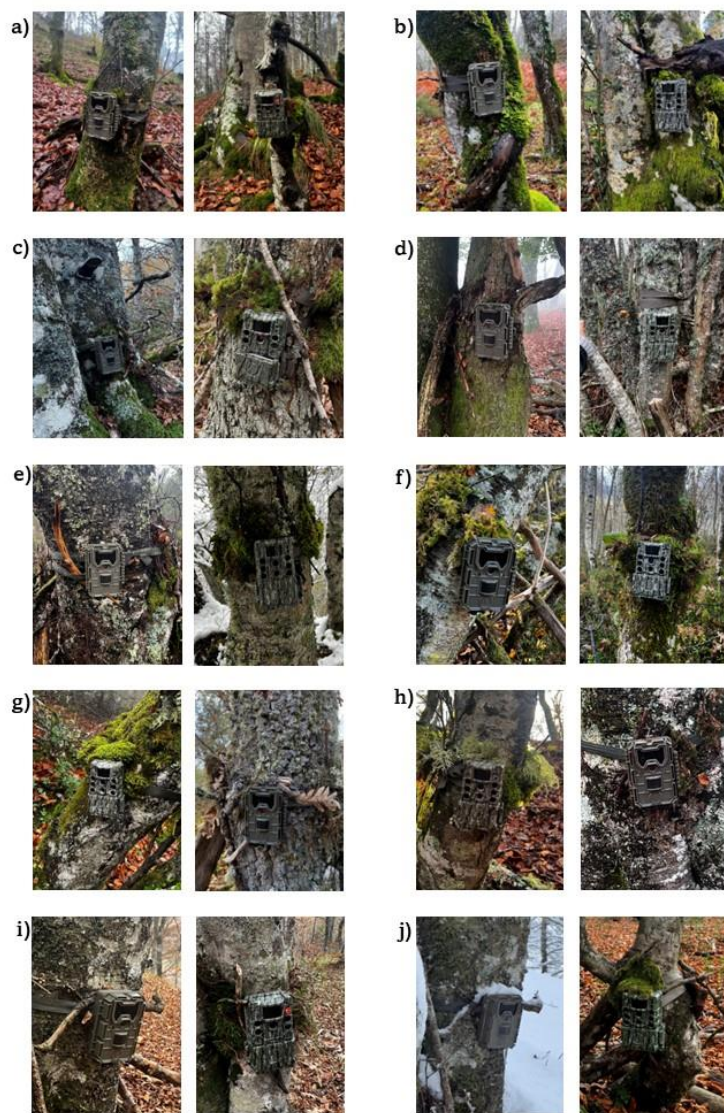
Cabuérniga kännetecknas av många branta sluttningar vilket resulterat i flera vattenfall och här finns de största populationerna av hjortar i hela Kantabrien. Områdets olika typer av vegetation utgör lämpliga habitat för många djurarter (Frochoso, Gonzales y Lucio, 2002). Campoområdet är cirka 50 km<sup>2</sup> stort och nästan hälften av naturreservatet Parque Natural Saja-Besaya är beläget i området. Området består delvis av klockljung (*Erica tetralix*) och tofsljung (*Erica ciliaris*) samt sura bokskogar med järnek och idegran (*Taxus*). Liébana området är 43 km<sup>2</sup> stort och cirka 35% av nationalparken Parque Nacional Picos de Europa är beläget i området. I området dominerar ofta gedelbuske (*Genista*) och här finns även järnek och ibland idegran. I Nansaområdet dominerar vanlig ek (*Quercus robur*) och bergek (*Quercus petraea*) men också avenbok (*Carpinion betuli*) (European Environment Agency, 2025).

## **2.2 Kameror (lokaler) och experimentutställning**

Kameraövervakningen bestod av automatiska kameror av modellen Bushnell 30 MP CORE 4KS Tree Bark Camo No Glow (Bushnell Co, Overland Park, Kansas, USA), som har följande karaktäristik: synvinkel 35°, detektering upp till 20 meter samt detekteringsvinkel på 43,9° (Imatec Innovación S.L., 2020).

Kamerorna med bete var en del i ett större nätverk av 45 kameror som startades 2016 för att övervaka viltstammarna i Kantabrien (Gobierno de Cantabria 2021). Kamerorna var placerade i ett nät av 5x5 km rutor, med en kamera i varje ruta. Den exakta platsen där viltkamerorna installerats har bestämts med hänsyn till hur representativ lokalen är inom 5x5 km rutan. Representativiteten var baserad på en territoriell analys som inkluderade habitat, lutning, orografi och orientering. Kamerorna var utplacerade på platser som man kan nå under en stor del av året men för att undvika stöld är de utplacerade så undanskymda som möjligt och kamouflerade med hjälp av det som finns tillgängligt i närheten (mossa, pinnar, växter, etc.) (Fig. 2). För att säkerställa homogenitet i fördelningen har kamerorna med bete blivit utplacerade minst 3,5 kilometer ifrån varandra (Imatec Innovación S.L., 2020). För att attrahera framför allt brunbjörn till kamerorna hålls ett luktbete i form av ruttet fiskspad över ett träd cirka 5 meter ifrån där kameran installeras en gång i månaden.

För detta experiment valdes kameror vid lokaler i tio 5x5 km rutor ut. Dessa tio lokaler valdes ut baserat på tidigare aktivitet av så många olika däggdjursarter som möjligt. Vid varje av dessa lokaler installerades en ny kamera 200-300 meter ifrån kameran med bete, där inget fiskspad hölls ut. Experimentet bestod därmed av 20 viltkameror, 10 med bete och resterande 10 utan bete (Fig. 2). De utvalda kamerorna var utplacerade i följande områden; 4 lokaler i Liébana, 2 lokaler i Nansa, 1 lokal i Cabuérniga och 3 lokaler i Campoo. Kamerorna placerades på de platser som var lämpligast att ta sig till och som hade bäst representation av området bland andra kriterier baserat på den territoriella analysen som gjordes.



**Figur 2.** Bilderna illustrerar monteringen av viltkameror i studieområdet. Bilderna visar på kamerornas placering och den omgivande miljön vid installationstillfället. a) och b) är lokalerna i Cabuérniga, c) och d) lokaler i Campoo, e)-h) lokaler i Liébana, i) och j) lokaler i Nansa. För varje lokal visar den vänstra bilden en viltkamera med bete och den högra bilden visar viltkameran utan bete.

Alla kameror för experimentet blev utplacerade i november 2024 och återbesökta i december då bilder laddades ner från SD-korten för artidentifiering och följande data-bearbetning och analys (Tabell B1). Kamerorna installerades med nya batterier, ett nyformaterat SD-kort samt följande kamerainställningar: foto + videoläge (30 sekunder), intervall mellan fångster 0,5 sekunder, led kontrollhöjd (mörkerseende upp till 20 m, nattvideor på 15 sekunder), sensornivå hög, NV-slutare auto, prioriterad belysning, tidsstämpel GMT +2 samt 32 GB SD-minneskort klass 10.

### **2.3 Bearbetning av insamlade data**

All data från kamerorna hanterades, bearbetades och klassificerades med hjälp av mjukvaran VisualTrap, som har utvecklats av företaget Imatec Innovación för att kunna hantera stora projekt för vilda djur (Imatec Innovación S.L., 2020). Första delen av bearbetningen av data är klassificeringen av filer. Datum, tid och namnet på kameran fylls i automatiskt från data från viltkameran. Bilder och videor går man igenom manuellt för att identifiera vilka filer som innehåller observationer av däggdjur samt en bestämning av vilka däggdjursarter som hade fångats på bild (Fig. 3). En viktig del av databearbetningen är klassificeringen av enskilda observationer. En enskild observation definieras som följande: alla bilder och videos av samma art tagna med samma kamera inom ett intervall på mindre än 30 minuter. De däggdjur som togs med i analysen var dem som hade minst 10 observationer efter denna definition vilka var grävling, kronhjort, mård, rådjur, räv och vildsvin.

### **2.4 Analys av bearbetat data**

Jag använde generaliserade linjära modeller för att undersöka om det fanns en signifikant skillnad i totalt antal observationer mellan kameror utan bete och med bete och för att undersöka hur antalet observationer varierade över tid och mellan kameror utan och med bete. Jag undersökte även om dessa skillnader varierade mellan olika arter. För att undersöka om antalet observationer skiljde sig mellan kameror utan och med bete och om denna skillnad varierade mellan arter använde jag en modell med antal observationer som responsvariabel och bete (en faktor med värden "med" och "utan"), art (en faktor med värden för varje artnamn) samt interaktionen mellan dessa två faktorer som prediktorer. För att ta hänsyn till att observationerna är grupperade per lokal, och därmed minska risken för falskt positiva resultat, angav jag en faktor med lokalkoder som en grupperande (slumpmässig)



**Figur 3.** Bilder fångade av viltkamerorna som monterats. Bilderna visar på de 6 däggdjursarter som användes i analysen. A) grävling (*Meles meles*), b) kronhjort (*Cervus elaphus*), c) mård (*Martes martes*), d) rådjur (*Capreolus capreolus*), e) räv (*Vulpes vulpes*), f) vildsvin (*Sus scrofa*).

prediktorvariabel. Jag inkluderade en offset-variabel för att justera för olika antal observationsnätter för dom lika kamerorna (Zuur *et al.* 2009).

För att undersöka om antal observationer varierade över tid använde jag en modell per art. Modellerna använde antal observationer som responsvariabel och inkluderade period (antal dagar sedan senaste kamerabesök i grupper om fem dygn), bete, samt interaktionen mellan dessa två faktorer som prediktorer (Bates *et al.* 2015). Observationerna grupperades över fem dygn för inte orsaka för många perioder utan observationer. För alla modeller testade jag antingen en Poisson-fördelning eller en negativ binomialfördelning av responsvariabeln (antal observationer), eftersom denna är var ett frekvensvärde men initiala analyser visade tecken på att variansen översteg det förväntade för en Poissonfördelning för vissa arter. För båda

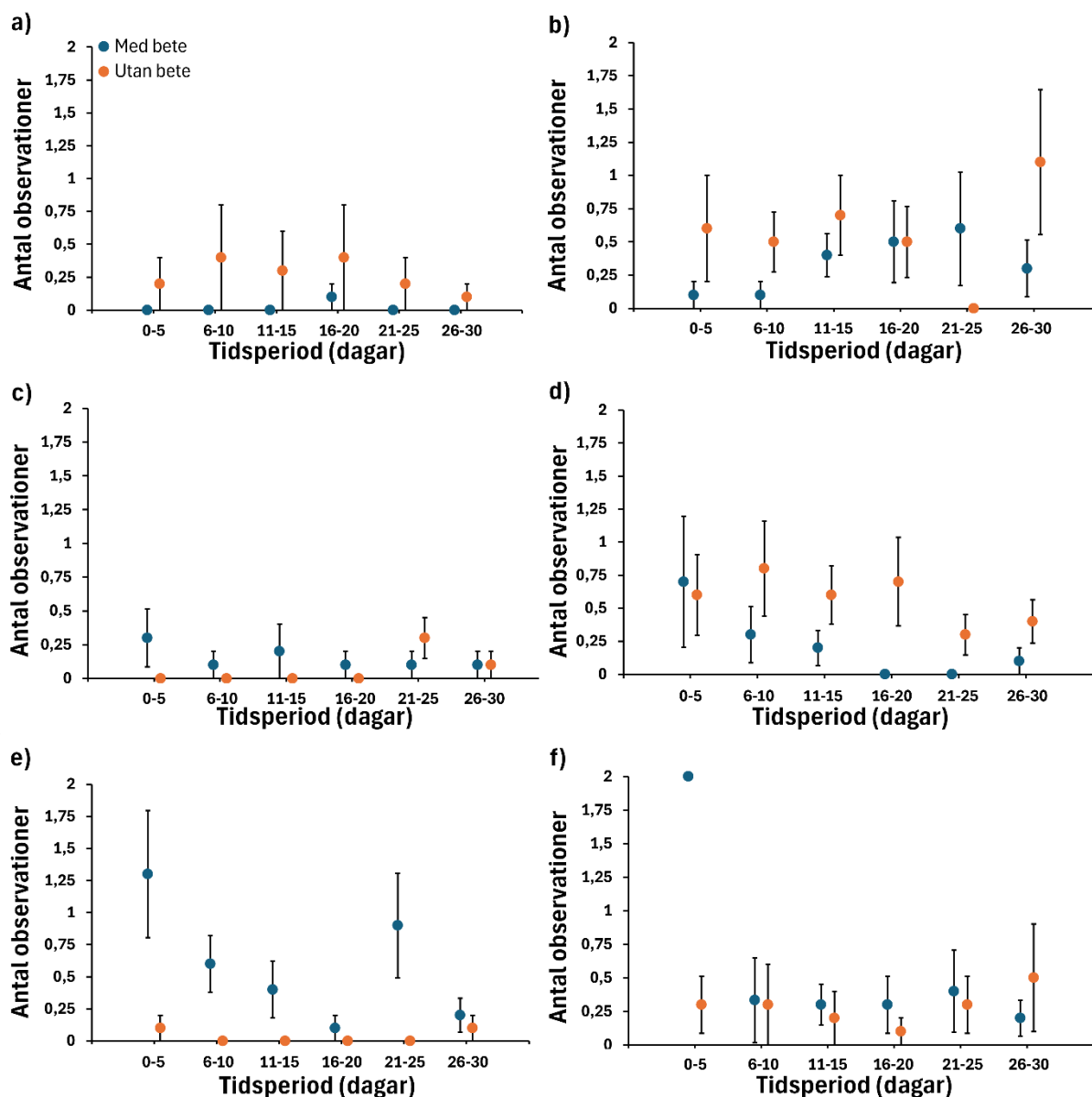


fördelningarna använde jag mig av en logaritmisk länkfunktion. Jag testade vilken fördelning som fungerade bäst med ett  $\chi^2$  test baserat på kvoten av sannolikhetsvärdena för modellerna med dom två fördelningarna. För modellen över totalt antal observationer var en Poissonfördelning lämpligast ( $\chi^2 < 0.01$ ,  $df=1$ ,  $p=0.953$ ). För modellerna över antalet observationer över tid var en Poissonfördelning lämpligast för grävling ( $\chi^2 < 0.01$ ,  $df=1$ ,  $p=0.950$ ), mård ( $\chi^2 < 0.01$ ,  $df=1$ ,  $p=0.992$ ), räva ( $\chi^2 = 0.13$ ,  $df=1$ ,  $p=0.715$ ) och vildsvin ( $\chi^2 = 0.03$ ,  $df=1$ ,  $p=0.868$ ), medan en negativ binomialfördelning var lämpligast för kronhjort ( $\chi^2 = 6.23$ ,  $df=1$ ,  $p=0.013$ ) och rådjur ( $\chi^2 = 3.90$ ,  $df=1$ ,  $p=0.048$ ).

All dataanalys utfördes med programmet R (version 4.4.2, <https://r-project.org>) via fönstermiljön R-studio (version, 2024.09.1, <https://posit.co/products/open-source/rstudio/>). Jag utförde alla generaliserade mixade modeller med funktionerna "glmer" för (Poisson-modellen) och "glmer.nb" (för negativ binomial-modellen) i paketet "lme4" (version 1.1-36, Bates *et al.* 2015). Båda funktionerna skapar generaliserade linjära mixade modeller där parametrarna justeras för att maximera sannolikheten för de observerade data. Jag använde funktionen "Anova" i paketet "car" (version 3.1-3) för att undersöka om interaktionseffekterna var signifikanta (Fox & Weisberg, 2019). För modellen på totalt antal observationer utförde jag parvisa jämförelser av antal observationer för kameror med och utan bete för varje art med funktionen "emmeans" från paketet med samma namn. Denna funktion delade upp jämförelsen mellan kameror med bete och utan bete per art samtidigt som den justerar p-värden för upprepade jämförelser, vilket minskar risken för falskt positiva resultat. För arter med en signifikant interaktion i modellerna för effekt av tid använde jag mig på liknande sätt av funktionen "emtrends" från paketet med samma namn för att testa skillnader i effekt av tid mellan kameror utan och med bete (version 1.10-7, Lenth R 2025). Jag använde mig av metoden "False Discovery Rate" för att justera mina p-värden för dessa parvisa jämförelser (Benjamini och Hochberg, 1995).

### 3. Resultat

Studien inkluderade 297 kameranätter för kameror utan bete och 306 kameranätter för kameror med bete. Totalt gjordes 203 observationer av alla sex däggdjursarter för både kameror utan och med bete, 96 vid kameror utan bete och 107 vid kameror med bete. Det var ingen signifikant skillnad på antalet observationer för kameror utan och med bete ( $\chi^2 = 0.86$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.351$ ) (Tabell B1).



**Figur 4.** Antal observationer per fem dagars period för en månad av observationer för sex olika däggdjursarter med och utan bete. Diagrammen visar data för a) grävling, b) kronhjort, c) mård, d) rådjur e) räv och f) vildsvin. Blåa punkter representerar områden med bete och orangea punkter visar områden utan bete. Felstaplarna anger standardfel.

Totalt gjordes 17 observationer av grävling, 54 av kronhjort, 13 av mård, 47 av rådjur, 37 av räv, samt 35 av vildsvin (Tabell 1). Det var en signifikant interaktionseffekt av bete och art på antalet observationer ( $\chi^2 = 12.46$ ,  $df = 5$ ,  $p = 0.029$ ). Det var signifikant färre observationer av grävling vid kameror med än utan bete ( $\beta = -2.19$ ,  $P_{adj} = 0.006$ ), men inga signifikanta skillnader i observationer vid kameror utan och med bete för någon av dom andra arterna (kronhjort:  $\beta = -0.27$ ,  $P_{adj} = 0.343$ ; mård:  $\beta = 0.69$ ,  $P_{adj} = 0.260$ ; rådjur:  $\beta = -0.39$ ,  $P_{adj} = 0.233$ ; räv:  $\beta = 1.18$ ,  $P_{adj} = 0.108$ ; vildsvin:  $\beta = -0.111$ ,  $P_{adj} = 0.745$ ) (Tabell 1).

**Tabell 2.** Antal lokaler med observationer samt antal observationer av 6 däggdjursarter framför viltkameror utan och med bete i norra Spanien.

Art	Lokal	Utän bete		Med bete	
		Lokal	Observationer	Lokal	Observationer
Grävling	1		17	1	1
Kronhjort	7		54	6	20
Mård	3		13	3	9
Rådjur	7		47	4	13
Räv	1		37	7	35
Vildsvin	5		35	6	18

För grävling ( $\chi^2=0.18$ ,  $df=1$ ,  $p=0.674$ ), kronhjort ( $\chi^2=1.51$ ,  $df=1$ ,  $p=0.220$ ), räv ( $\chi^2=0.3161$ ,  $df=1$ ,  $p=0.3161$ ) och vildsvin ( $\chi^2=2.33$ ,  $df=1$ ,  $p=0.126$ ) var det ingen signifikant skillnad i effekt av tid sedan kameran sattes upp på antal observationer mellan kameror utan och med bete (Fig. 4). Det var heller ingen effekt av tid beräknat på båda kameror utan och med bete (grävling:  $\beta=-0.23$ ,  $SE \beta = 0.13$ ,  $p=0.085$ ; kronhjort:  $\beta=-0.02$ ,  $SE \beta = 0.10$ ,  $p=0.850$ ; räv:  $\beta=-0.31$ ,  $SE \beta=0.09$ ,  $p=0.001$ ; vildsvin:  $\beta=-0.1397$ ,  $SE \beta=0.09657$ ,  $p=0.148$ ).

Dock skiljde sig effekten tid sedan uppsättning av kameran mellan kameror utan och med bete för mård ( $\chi^2=3.73$ ,  $df=1$ ,  $p=0.053$ ) och rådjur ( $\chi^2=3.90$ ,  $df=1$ ,  $p=0.048$ ). För både mård och rådjur var det ingen signifikant variation i observationer över tid vid kameror utan bete (mård:  $\beta=0.55$ ,  $SE \beta=0.413$ ,  $p=0.183$ ; rådjur:  $\beta=-0.20$ ,  $SE \beta=0.12$ ,  $p=0.111$ ) medan observationer minskade över tid för kameror med bete (mård:  $\beta=-0.324$ ,  $SE \beta=0.190$ ,  $p=0.088$ ; rådjur:  $\beta=-0.72$ ,  $SE \beta=0.24$ ,  $p=0.003$ ).

#### 4. Diskussion

Syftet med denna studie var att undersöka effekten på användning av bete för viltövervakning med kameror, och om dessa eventuella effekter skiljer sig åt mellan olika däggdjursarter. Studien visade på att användning av bete vid viltkameror inte ökade antalet observationer, men att effekten av bete ändå kan variera mellan arter. Min första hypotes, det vill säga att fler djur skulle observeras vid kameror med bete än utan bete fick inte stöd av studien. Dock fick min andra hypotes delvis stöd, eftersom effekten av bete varierade mellan olika arter. Dock var grävling den enda arten som visade en signifikant skillnad, och dessutom med signifikant färre antal observationer vid kameror med bete än utan bete.

Tidigare forskning har visat på att ett djurs attraktion till bete vid viltkameror varierar mellan arter och kontext, till exempel födotillgång, den miljö där kameran(lokalen) är placerad i och djurens rörelsemönster (Allan *et al.* 2018). I min studie kan kamerorna ha suttit i områden där det fanns naturliga och tillräckliga födokällor och därför gav betet ingen signifikant effekt. Djuren behövde då inte söka sig till betet vid kamerorna (O'Brien *et al.* 2010). Kamerornas placering är alltså en faktor som kan ha påverkat resultaten. Lokalerna för denna studie ingår i ett större övervakningsprogram för däggdjur i Kantabrien. Placeringen av kameror i detta program har gjorts efter en territoriell analys och analyserna var baserade på karaktärer som vegetation, lutning, orografi och orientering. Lokalerna för viltkamerorna valdes ut så att lokalerna i programmet var så representativ som möjligt för hela det undersökta området. Denna systematiska metod för utplacering av kameror kan ha lett till att en del kameror har hamnat i lokaler med lite djuraktivitet. En systematisk kartläggning av hur kamerornas placering ska se ut för att optimera aktivitet av olika däggdjursarter skulle möjliggöra en mer exakt bedömning av hur bete påverkar djurobservationer i olika miljöer (Burton *et al.* 2015).

Jag fick flera observationer av grävling vid kameror utan bete jämfört med kameror med bete. Dock gjordes alla observationer för kameror utan bete vid bara två lokaler. Därmed kan förhållanden vid dessa två kameror ha påverkat detta resultat. Resultatet av denna studie överensstämmer dock med tidigare forskning som har visat på att vissa arter kan vara skeptiska till nya födokällor. Dessa arters respons på bete varierar beroende på olika faktorer som är på både individ-och populationsnivå (Meek *et al.* 2015). Grävlingar kan ha valt att undvika betet på grund av att de varit de varit misstänksamma mot det. Grävlingar brukar beskrivas som försiktiga djur som undviker förändringar i sin miljö, och de blir ofta skrämda av människolukt (Berg, *et al.* 2021). Vissa arter, som grävling i detta fall, är mer försiktiga än andra när det gäller nya födokällor och detta kan vara en möjlig orsak till att de inte närmar sig kamerorna (Berg *et al.* 2021). De kan alltså ha undvikit området då de märkt att det skett en störning. Resultatet visade dock att nästan alla observationer av grävling utan bete gjordes vid en enda kamera. Detta kan vara sannolikt orsakat av en väldigt hög aktivitet vid denna enskilda kamera och det kan ha berott på att kameran var placerad nära ett gryt (Roper, 2010) vilket gjorde att observationerna koncentrerades till en lokal. Dessutom brukar grävlingar följa etablerade gångstråk och stigar vilket kan leda till att de höll sig vid specifika kameror (en kamera i detta fall) längs dessa vägar (Wilson *et al.* 2003).

För de andra arterna kronhjort, mård, rådjur, rödräv, samt vildsvin, hittades inga signifikanta skillnader mellan kameror med och utan bete. En förklaring till detta är att dessa arter har en

bredare födostrategi och att de inte är lika påverkade av en enstaka ny födokälla (O'Brien *et al.* 2010). Det fanns inga skillnader i totalt antal observationer för kameror med och utan bete. Detta kan ha berott på att data från en månad kan ha varit en för kort datainsamlingsperiod för att den totala mängden observationer skulle ge en möjlighet att upptäcka skillnader mellan viltkamerorna med och utan bete (Burton *et al.* 2015). Studier har visat på att längre datainsamlingsperioder tenderar att ge mer pålitliga resultat (Burton *et al.* 2015). En längre tidsperiod på exempelvis några månader eller ett år hade kunnat ge mer tillförlitliga resultat då det också hade möjliggjort en analys där säsongsmässiga skillnader i djurs födobeteenden och rörelsemönster kunnat tas med (Newman *et al.* 2011). Forskning har dessutom visat att djur vänjer sig vid betet och kamerornas närvaro över tid. Vissa arter kan initialt undvika nya objekt i deras miljö men senare acceptera dem som en del av sin omgivning (Meek *et al.* 2015). Rörelsemönstren hos djuren kan även redan vara etablerade och därför förändras inte rörelsemönstren under den korta tidsperioden på en månad. En studie som gjordes på vargars rörelsemönster i Skandinavien, visade på att vissa rörelsemönster är stabila över tid och att dom inte förändras av externa faktorer, som exempelvis säsong (Thurfjell, 2021). En annan faktor som kan ha påverkat resultatet är valet av bete. Vilken typ av bete och mängden bete som användes kan ha haft betydelse på resultatet. Luktbaserat bete som fiskspad, som användes i studien, kanske inte var tillräckligt attraktivt för djuren att ändra sitt rörelsemönster för. Forskning som tidigare gjorts har dock visat att doftbaserat bete kan vara mer effektivt än matbaserat bete för vissa rovdjur (O'Brien *et al.* 2010). Framtida studier kan testa olika typer av bete för att undersöka om vissa livsmedel fungerar bättre för att locka specifika arter, och trots att fiskspad är ett doftbaserat bete, kan man i framtida studier använda sig av flera olika doftbaserade beten.

Det finns förbättringar som hade kunnat göras i framtida studier. En längre datainsamlingsperiod hade kunnat ge tydligare resultat och om studien hade pågått längre än ett år hade fler analyser kunnat göras som exempelvis på hur det skiljer sig mellan olika säsonger (Allen *et al.* 2019). Andra förbättringar kan vara att placera fler kameror och ha dessa i ett större antal olika miljöer för att få en bättre inblick av hur arterna reagerar på bete (Burton *et al.* 2015). Om datainsamlingsperioden var längre hade man kunnat ha kamerorna utan bete under en längre tid och sedan efter denna period placera ut kameror med bete på samma plats. Det hade varit möjligt med en sådan experimentutställning om tid fanns. Utöver detta så hade man kunnat ändra betet eller testa olika typer beten. Genom att testa olika beten kan de visa på vad de olika arterna föredrar och vilket som är mest effektivt för flera olika

arter. Det hade också kunnat vara av intresse att undersöka andra faktorer såsom ålder och kön för att se vad som påverkar att ett djur attraheras av ett visst bete.

Sammanfattningsvis kunde studien inte påvisa att det blev fler observationer vid kameror med än utan bete. Dock verkar vissa arter, i detta fall grävling, vara känsliga för förändringar i sin miljö och därmed undviker dom kameror med betet. Begränsningar på studien såsom tiden för datainsamling kan dock ha påverkat resultaten, och därför hade en längre datainsamlingsperiod vara fördelaktigt för framtida studier. Även olika typer av bete skulle kunna inkluderas. Fler studier behövs för att få en bättre förståelse för hur bete kan användas för att i sin tur optimera datainsamling med viltkameror inom ekologi.

## **5. Tack**

Jag vill tacka min handledare Fredrik Dalerum som kunnat handleda mig, guida mig igenom arbetet, lärt mig om området och alltid funnits till hjälp. Tack till Imatec Innovación och er som jobbar på Imatec Innovación för er gästvänlighet, programmet Visualtrap som ni skapat och för all hjälp. Thanks to Maria Angél Lamillar for field guidance and all support. Thanks to Pablo Gómez for all the help and both you and Maria Angél for all the knowledge about installing the cameratraps. Thanks to the Cantabrian government, Cantabria red fototrampeo, and IMIB, without you I would never have been able to do this study. Tack till IBG, Institutionen för ekologi och genetik.

## 6. Referenser

- Ahumada JA, Silva CEF, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, Mugerwa B, O'Brien T, Rovero F, Sheil D, Spironello WR, Winarni N, Andelman SJ. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 366: 2703–2711.
- Allan BM, Nimmo DG, Ierodiaconou D, VanDerWal J, Koh LP, Ritchie EG. 2018. Futurecasting ecological research: the rise of technoecology. *Ecosphere* 9: e02163.
- Ancell Trueba, S., & Célis Diaz, A. (2012). Evaluación de la biodiversidad y su relación con la gestión del paisaje en la cordillera Cantábrica. *Ecosistemas*, 21(2), 43–55.
- Bahaa-el-din L, Sollmann R, Hunter LTB, Slotow R, Macdonald DW, Henschel P. 2016. Effects of human land-use on Africa's only forest-dependent felid: The African golden cat *Caracal aurata*. *Biological Conservation* 199: 1–9.
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Benjamini Y, Hochberg Y. 1995. Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology* 57: 289–300.
- Berg C, Herlin A, Hultgren J, Jacobsson M, Jarmar A, Lindsjö J, Hedman FL, Rydhmer L, Sandberg E, Stéen M, Åsbjer E, Österman S. 2021. Grävlingars lidande vid grytanlagsprov med levande grävling.
- Burton AC, Neilson E, Moreira D, Ladle A, Steenweg R, Fisher JT, Bayne E, Boutin S. 2015. REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52: 675–685.
- Carbone, C., & Davies, T. J. 2008. Estimating the density of large carnivores using camera trapping. *Animal Conservation*, 11(4), 317–328.
- European Environment Agency. 2025. WWW-dokument: <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=ES1300009>. Hämtad 2025-01.17
- Ferreira-Rodriguez, N., & Pombal, M. 2019. The role of scent-based lures in increasing detection rates of elusive carnivores. *Mammal Review*, 49(4), 360–372.
- Findlay, R., Henschel, P., & Hunter, L. T. B. 2020. Evaluating camera trap efficiency for detecting low-density carnivores. *Mammal Research*, 65(1), 55–67.
- Fox J, Weisberg S (2019). *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://www.john-fox.ca/Companion/>
- Frochoso Sánchez M, González Pellejero R, J. Lucio A. 2002. *Espacios naturales de Cantabria*
- Gilbert NA, Clare JDJ, Stenglein JL, Zuckerberg B. 2021. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data. *Conservation Biology* 35: 88–100.
- Gompper ME, Kays RW, Ray JC, Lapoint SD, Bogan DA, Cryan JR. 2006. A Comparison of Noninvasive Techniques to Survey Carnivore Communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1142–1151.
- Gobierno de Cantabria. 2022. Red de Seguimiento Fauna Silvestre de Cantabria. WWW-dokument 2022-11-21: <https://imateci.com/red-de-seguimiento-fauna-silvestre-de-cantabria>. Hämtad 2025-01-17.

- Heinelein, S., Wilton, C. M., Wang, Y., & Kays, R. 2020. Baiting strategies for optimizing camera trap surveys of mesocarnivores. *Journal of Wildlife Management*, 84(5), 990–1000.
- Imatec Innovación S.L. 2020. Wildlife monitoring technology: Advances and applications in Spain.
- Instituto Nacional de Estadística. 2024. WWW-dokument: <https://www.ine.es>. Hämtad 07.02.25.
- Kays R, Kranstauber B, Jansen P, Carbone C, Rowcliffe M, Fountain T, Tilak S. 2009. Camera traps as sensor networks for monitoring animal communities. *IEEE 34th Conference on Local Computer Networks*, s. 811–818. IEEE, Zurich, Switzerland.
- Meek PD, Ballard G-A, Fleming PJS. 2015. The pitfalls of wildlife camera trapping as a survey tool in Australia. *Australian Mammalogy* 37: 13.
- Mills, K., Silva, C. A., & Jansen, P. A. 2019. The role of baiting in improving detection of rare carnivores using camera traps. *Ecology and Evolution*, 9(3), 1242–1254.
- Mills D, Fattebert J, Hunter L, Slotow R. 2019. Maximising camera trap data: Using attractants to improve detection of elusive species in multi-species surveys. *PLOS ONE* 14: e0216447.
- Newman, C., Buesching, C. D., & Macdonald, D. W. 2011. *Badger Behaviour, Conservation and Ecology*. Oxford University Press.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. 2010. Estimating animal density using camera traps without individual recognition. *Conservation Biology*, 24(3), 667–674.
- O'Connor, K. M., Nathan, L. R., Liberati, M. R., Tingley, M. W., & Beissinger, S. R. 2017. Camera trap technology and methodological considerations: a review. *Biological Conservation*, 223, 94–103.
- Palomo, L. J., Gisbert, J., & Blanco, J. C. 2007. *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Rocha, R. G., Ferreira-Rodriguez, N., & Pombal, M. 2016. The efficiency of different bait types in attracting wild carnivores. *Wildlife Research*, 43(8), 636–643.
- Rovero F, Zimmermann F, Berzi D, Meek P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, doi 10.4404/hystrix-24.2-8789.
- Schlexer, F. V. 2008. Attracting elusive mammals with scent stations. *Journal of Wildlife Management*, 72(6), 1591–1598.
- Sollmann R, Mohamed A, Samejima H, Wilting A. 2013. Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159: 405–412.
- Suárez-Tangil, B., & Rodríguez, A. 2017. The effect of baiting in increasing mesocarnivore detection rates: a case study in the Iberian Peninsula. *Acta Theriologica*, 62(2), 213–223.
- Timothy J. Roper. 2010. *Badger*. Harper Collins UK.
- Thurfjell, H. 2021. Vargars rörelsemönster i Skandinavien: Påverkan av säsong, social status och kön. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).
- Wearn, O.R., Glover-Kapfer P. *Camera-trapping for conservation: a guide to best-practices*. 2017. WWF Conservation Technology Series 1(1). WWF-UK, Woking, United Kingdom.
- Wilson, G. J., Harris, S., & McLaren, G. W. 2003. Changes in British Badger population, 1988 to 1997. People's Trust for Endangered Species.



- WWF-UK, 2017. Camera trapping. London: World Wide Fund for Nature. WWW-dokument: <https://www.wwf.org.uk/project/conservationtechnology/cameratrap>. Hämtad 2025-01-09
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R.

## 7. Bilaga

**Tabell B1.** Aktivitetsinformation och antal observationer med och utan bete för dem tio lokaler som användes för att utvärdera effekter av bete på effektiviteten av viltkameror i norra Spanien.

Lokal	Datum ut	Datum in	Dagar aktiva	Höjd (m.ö.h)	Avstånd (m)	<u>Utan bete</u>		<u>Med bete</u>	
						Antal arter	Antal obs.	Antal arter	Antal obs.
CB05	2024-11-14	2024-12-04	29	941	396	1	3	3	14
CP02	2024-11-05	2024-12-04	29	857	245	0	0	2	5
CP07	2024-11-06	2024-12-06	30	1 444	280	2	7	2	7
CP11	2024-11-06	2024-12-06	30	1 215	504	3	8	3	10
L08	2024-11-13	2024-12-17	31	1 062	250	5	32	5	19
L10	2024-11-12	2024-12-13	31	1 413	280	4	12	2	4
L11	2024-11-12	2024-12-13	31	1 007	513	2	2	2	4
L17	2024-11-13	2024-12-17	31	1 322	510	3	25	4	9
N07	2024-11-08	2024-12-12	31	1 191	518	3	17	3	19
N09	2024-11-08	2024-12-12	31	1 196	296	1	1	1	5