



FACULTAT
DE CIÈNCIES
I TECNOLOGIA

UVIC | UVIC·UCC



GRUP DE
NATURALISTES
D'OSONA

ICHN
Institució Catalana
d'Història Natural

Treball de Fi de Grau

ESTUDI DE LA INFLUÈNCIA ANTRÒPICA EN LES POBLACIONS DE MAMÍFERS CARNÍVORS A OSONA

ERIC SERRATOSA NUÑO

MARC ROTA COLLELL

Grau en Biologia

Tutor: Josep Rost Bagudanch

Co-tutor: Ferran Sayol Altarriba

Vic, juny de 2020

Agraïments

Volem agrair especialment a en Ferran Sayol i a en Josep Rost la seva direcció, implicació i ajuda al llarg de tot el treball. Agrair-li de nou a en Ferran, així com a en Marc Vilella, al Grup de Naturalistes d'Osona i a la Institució Catalana d'Història Natural (GNO-ICHN), la cessió de tot el material necessari per poder realitzar el treball de camp i de les dades recopilades en mostrejos realitzats els últims anys. Per últim, però no menys important, gràcies a la família i als amics per el seu suport incondicional.

Resum

Títol: *Estudi de la influència antròpica en les poblacions de mamífers carnívors a Osona*

Autors: Eric Serratosa Nuño i Marc Rota Collell.

Tutors: Dr. Josep Rost Bagudanch (Uvic-UCC) i Dr. Ferran Sayol Altarriba.

Data: Juny de 2020.

Paraules clau: *Mesocarnívor, pressió antròpica, urbanització, foto-seguiment.*

Els mesocarnívors són espècies clau en el funcionament dels ecosistemes, i alhora són un dels grups més afectats per l'augment de la població humana i la urbanització, ja sigui per la persecució directa o per la pèrdua i fragmentació dels seus hàbitats. Per tal d'estudiar la influència de la urbanització sobre les poblacions de carnívors de mida mitjana a la comarca d'Osona (Catalunya Central), es van instal·lar 44 càmeres de foto-seguiment en 7 àrees representatives de la comarca, tant a nivell de paisatge com d'urbanització. Les fotografies es van utilitzar per calcular els valors de la riquesa, la diversitat, i els índexs d'abundàncies totals i de cada espècie en cada zona d'estudi i relacionar-los amb la urbanització, calculada a partir del percentatge de sòl urbanitzat i la distància al nucli habitat més proper. Els models estadístics han mostrat una influència negativa de la urbanització sobre la riquesa i l'índex d'abundància total de mesocarnívors, mentre que no han mostrat una relació significativa amb la diversitat. La guineu, la fagina, la marta i el gat salvatge presenten relacions significativament negatives en vers la urbanització, essent la marta i el gat salvatge les espècies menys tolerants. En canvi, la geneta i el teixó no es veuen influenciats per la pressió antròpica.

Summary

Title: *Estudi de la influència antròpica en les poblacions de mamífers carnívors a Osona.*

Authors: Eric Serratosa Nuño i Marc Rota Collell.

Supervisors: Dr. Josep Rost Bagudanch (Uvic-UCC) i Dr. Ferran Sayol Altarriba.

Date: June 2020.

Keywords: *Mesocarnivore, human pressure, urbanization, camera trapping.*

Mesocarnivores are key species for the ecosystems' equilibrium, and at the same time they are one of the most affected groups by the increase of human population and urbanization, either by the direct persecution or by the loss and fragmentation of their habitats. In order to study the influence of urbanization on medium-sized carnivorous populations in Osona (Central Catalonia), 44 camera traps were installed in 7 representative areas of the region in terms of landscape and urbanization. Carnivore detections were used to calculate total richness, diversity index, total abundance index and abundance index of each specie in each study area and to relate them with urbanization, calculated from the percentage of urban cover and the distance to the nearest village. The results have shown a negative influence of urbanization on total richness and abundance of mesocarnivores, while they have not shown a significant relationship with the diversity. Fox (*Vulpes vulpes*), stone marten (*Martes foina*), pine marten (*Martes martes*) and wild cat (*Felis silvestris*) have significantly negative relationships towards urbanization, being pine marten and wild cat the least tolerant species. In contrast, common genet (*Genetta genetta*) and Eurasian badger (*Meles meles*) are not influenced by human pressure.

Treball personal

La redacció del treball ha estat realitzada íntegrament per els dos autors de manera conjunta, així com la instal·lació de les 14 càmeres de foto-seguiment en les dues zones mostrejades. Els punts on s'han dividit les tasques han estat la revisió de les càmeres, el tractament de dades i l'anàlisi d'aquestes.

En el meu cas, he estat el responsable de revisar mensualment les càmeres instal·lades a la zona de Santa Eulàlia de Riuprimer, així com d'identificar i classificar les imatges obtingudes en aquestes càmeres. Pel que fa al tractament i l'anàlisi de dades, he treballat amb el QGIS per generar totes les variables d'antropització, utilitzades posteriorment en l'anàlisi estadístic. Finalment, he realitzat l'anàlisi estadístic amb RStudio referent a les distàncies al nucli habitat més proper i a carretera, que consta de: Corba de rarefacció, GLM respecte a abundància i diversitat i GLMM respecte a abundància per càmera).

Índex de continguts

1. Introducció	1
2. Objectius	4
3. Metodologia	5
3.1 Àrea d'estudi	5
3.2 Material fotogràfic	7
3.3 Foto-mostreig	7
3.4 Tractament de dades	9
3.5 Anàlisi de dades	13
4. Resultats	15
4.1 Riquesa	15
4.2 Índex d'abundància	16
4.2.1 Influència del percentatge de sòl urbanitzat	17
4.2.2 Influència de la distància a nuclis habitats	19
4.3 Diversitat	21
4.3.1 Influència del percentatge de sòl urbanitzat	22
4.3.2 Influència de la distància a nuclis habitats	22
5. Discussió	24
6. Conclusions	29
7. Bibliografia	30

Llista de taules

Taula 1 Nom i abreviatura de les zones d'estudi, rang altitudinal de les càmeres de cada zona (metres sobre el nivell del mar), estructura del paisatge i poble més proper amb el nombre d'habitants (Institut d'Estadística de Catalunya, 2019).	6
Taula 2 Període de mostreig, nombre de càmeres, nits de mostreig i responsables de cada grup de càmeres de l'estudi.	9
Taula 3 Taula resum de les variables d'antropització utilitzades en l'anàlisi estadístic. S'hi mostren els valors numèrics i les categories d'impacte assignades per el percentatge de sòl urbanitzat, la distància mínima mitjana al nucli habitat més proper i la distància mínima mitjana a la carretera més propera.....	11
Taula 4 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte del percentatge urbanitzat en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7). Els valors en negreta indiquen resultats significatius (p-valor < 0,05).	19
Taula 5 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte de la distància mitjana al nucli habitat més proper en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7). Els valors en negreta indiquen resultats significatius (p-valor < 0,05).	21
Taula 6 Taula resum dels 44 punts mostrejats al llarg de l'estudi. S'hi mostren la zona, el codi, la localitat, el model i l'altitud de cada càmera de foto-seguiment	I
Taula 7 Taula resum dels índexs d'abundància (N/100 dies) de cada espècie a les 7 zones d'estudi.....	IV
Taula 8 Taula resum dels índexs d'abundància relativa (Nespècie/Ntotal) de cada espècie a les 7 zones d'estudi.	V
Taula 9 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte del sòl forestal en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7).....	VII
Taula 10 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte de la distància mitjana al nucli habitat més proper en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents càmeres de l'estudi (N=44).....	IX

Llista de figures

- Figura 1** Mapa comarcal de Catalunya amb Osona representada en groc, i ortofoto (1:25.000) d'Osona on es representen les zones de mostreig (color verd) i els seus acrònims. Font: Adaptat de l'ortofotomapa de l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC). 6
- Figura 2** Fotografies dels autors de l'estudi durant la instal·lació i revisions de les càmeres de foto-seguiment..... 8
- Figura 3** Conjunt de mapes dels 7 grups de càmeres de l'estudi. A cada zona s'hi delimita l'àrea d'influència de les càmeres i la seva disposició en l'espai (punts negres). Dins l'àrea d'influència hi ha representats els diferents tipus de cobertes del sòl, agrupats en: sòl urbà (marró), sòl agrícola (groc), pastures (taronja), sòl forestal (verd) i altres tipus de sòls (gris). Per cada càmera es mostra la distància mínima respecte a la carretera més propera (línia blava) i al nucli habitat més proper (línia vermella). Font: Adaptat del Mapa d'Usos i de Cobertes del Sòl de Catalunya (DTES, 2019) 12
- Figura 4** Corba de rarefacció on es mostra la riquesa d'espècies màxima per cada categoria de percentatge urbanitzat (%) en funció de l'esforç de mostreig (nombre de càmeres). En vermell es representa la categoria d'impacte alt (AFR i SER), en blau la categoria d'impacte mig (GLS i TOR) i en verd la categoria d'impacte baix (BRT, MTQ i PRF) 15
- Figura 5** Corba de rarefacció on es mostra la riquesa d'espècies màxima per cada categoria de distància respecte al nucli habitat més proper en funció de l'esforç de mostreig (nombre de càmeres). En vermell es representa la categoria d'impacte alt (AFR, GLS, SER i TOR) i en blau la categoria d'impacte baix (BRT, MTQ i PRF)..... 16
- Figura 6** Índexs d'abundància de mesocarnívors (N/100 dies) de les 7 zones d'estudi. Per cada zona es mostren els índexs d'abundància de les espècies: Felis silvestris (verd), Martes martes (vermell), Martes foina (groc), Genetta geneta (gris), Meles meles (taronja) i Vulpes vulpes (blau). 17
- Figura 7** Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el sòl urbanitzat (%) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de sòl urbanitzat. . 18
- Figura 8** Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre la distància mitjana al nucli habitat més proper (m) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER

(lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de distància mitjana al nucli habitat més proper..... 20

Figura 9 Índexs d'abundància relativa de mesocarnívors (Nespècie/Ntotal) de les 7 zones d'estudi. Per cada zona es mostren els índexs d'abundància relativa de les espècies: Felis silvestris (verd), Martes martes (vermell), Martes foina (groc), Genetta genetta (gris), Meles meles (taronja) i Vulpes vulpes (blau)..... 21

Figura 10 Relació lineal del sòl urbanitzat (%) i l'índex de diversitat d'espècies en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució de l'índex de diversitat al llarg del rang de sòl urbanitzat. A la part inferior dreta es mostra el p-valor del model estadístic realitzat. ... 22

Figura 11 Relació lineal entre la distància mitjana al nucli habitat més proper (m) i l'índex de diversitat d'espècies en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució de l'índex de diversitat al llarg del rang de distàncies a nucli habitat més proper. A la part inferior dreta es mostra el p-valor del model estadístic realitzat..... 23

Figura 12 Imatges representatives de les espècies de mesocarnívors detectades en aquest estudi: a) Vulpes vulpes, b) Martes martes, c) Martes foina, d) Genetta genetta, e) Meles meles i f) Felis silvestris..... III

Figura 13 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el sòl forestal (%) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de sòl forestal..... VI

Figura 14 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el la distància al nucli habitat més proper (m) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 44 càmeres de l'estudi. El color de cada càmera indica el grup al que correspon: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de distància al nucli habitat més proper..... VIII

1. Introducció

L'augment de la població humana i de totes les activitats que se'n deriven estan considerades unes de les amenaces més importants per a la biodiversitat a nivell global (McKinney, 2008). D'entre totes aquestes activitats, unes de les principals són l'increment de la superfície urbanitzada i de les vies de comunicació, que estan provocant la pèrdua i fragmentació dels hàbitats naturals (Baker & Harris, 2007), que pot provocar el declivi de les poblacions de fauna silvestre, augmentant el risc d'extincions (Crooks et al., 2017) i posant en risc l'estabilitat dels ecosistemes (Hansen et al., 2005).

Els carnívors són espècies clau en el funcionament dels ecosistemes, ja que estan situats en el punt més alt de la cadena tròfica i actuen com a reguladors d'aquesta (Brook et al., 2012; Prugh et al., 2009). Tanmateix, els carnívors són un dels grups més afectats per l'augment de la població humana, ja sigui per la persecució directa o per la ja esmentada pèrdua d'hàbitat (Cardillo et al., 2004). Un exemple d'aquesta problemàtica es fa patent a Catalunya, on en els últims segles han desaparegut les espècies de grans carnívors com són el llop (*Canis lupus*) i el linx (*Lynx sp.*) (Ruiz-Olmo & Aguilar, 1995). Els estudis de Brook et al. (2012) i Prugh et al. (2009) afirmen que l'absència dels superdepredadors afavoreix la proliferació de carnívors de mida mitjana (mesocarnívors), ja que aquests passen a ocupar el nivell tròfic més elevat. Tot i això, els mesocarnívors també es veuen afectats per la problemàtica esmentada anteriorment, ja que requereixen grans territoris i són sensibles a la fragmentació de l'hàbitat (Crooks et al., 2002).

A partir del segle XIX, Catalunya ha experimentat un gran creixement de la població degut a la industrialització. Concretament a Osona, aquest creixement no es fa palès fins el segle XX on, segons dades de l'Institut d'Estadística de Catalunya (Idescat, 2020), la població s'ha duplicat passant de 60.127 habitants l'any 1.900 a 126.853 l'any 2000. Aquesta tendència ha continuat fins a dia d'avui, amb 160.821 habitants l'any 2019. Cal tenir en compte, però, que no totes les zones de la comarca han tingut el mateix ritme de creixement, ja que en aquest període hi va haver un important èxode rural que va provocar un augment del 91% de la població de la Plana de Vic i una disminució

del 20% de la població de les zones perifèriques (Bisaura, Collsacabra, Guilleries i Lluçanès) (Font, 2002; Vila, 2002). L'èxode rural va anar acompanyat d'un augment de l'agricultura i ramaderia intensives, provocant un abandonament de camps i pastures permetent així la reforestació d'aquestes zones.

Amb el desenvolupament de la tecnologia i els Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG) es poden observar i quantificar tots aquests canvis a nivell paisatgístic, de manera que es poden utilitzar com a eina de suport per donar respostes als canvis en el comportament i distribució de les espècies (Flather et al., 1992). Per altra banda, la millora tecnològica i la popularització del foto-seguiment en les darreres dècades ha esdevingut clau per al seguiment de fauna, ja que permeten quantificar la presència i abundància de fauna a diferents punts del territori, de forma continua i simultània. En concret, el foto-seguiment ha resultat molt eficaç per estudiar espècies de difícil detecció i que defugen de la presència humana, com és el cas dels mesocarnívors (Crooks, 2002; Sanderson & Trolle, 2005). A més, permet obtenir dades objectives sobre la presència d'espècies i informació sobre la comunitat (riquesa, abundàncies, densitat...) (Rowcliffe et al., 2008; Wegge et al., 2004). En aquest estudi s'ha combinat els SIG amb un mostreig extensiu mitjançant foto-mostreig per tal d'avaluar la influència de la pressió antròpica en les poblacions de mesocarnívors a la comarca d'Osona.

La comunitat de carnívors d'Osona s'ha estudiat a escala local en els darrers anys, tal i com mostren els estudis dels Espais Naturals Protegits del Montseny (Torre et al., 2009) i de les Guilleries (Torre & Arrizabalaga, 2010), així com seguiments específics d'espècies de difícil detecció (Sayol et al., 2015; 2018). La última revisió a nivell comarcal data de finals del segle passat (Baucells et al., 1998), en la qual es confirma la presència de les següents espècies: guineu (*Vulpes vulpes*), teixó (*Meles meles*), mostela (*Mustela nivalis*), turó (*Mustela putorius*), visó americà (*Neovison vison*), llúdriga (*Lutra lutra*), fagina (*Martes foina*), geneta (*Genetta genetta*) i gat salvatge (*Felis silvestris*). A aquesta llista se li ha d'afegir la marta (*Martes martes*), citada al nord de la comarca en els últims anys (Sayol et al., 2015). Tanmateix, cal destacar que cap d'aquests estudis avalua la influència antròpica sobre aquestes espècies, fet que motiva la realització d'aquest treball.

Varis treballs previs han demostrat que l'augment de la pressió antròpica provoca una disminució de la diversitat i l'abundància de mamífers carnívors (Crooks, 2002; Purroy & Varela, 2016). Tanmateix, diversos estudis realitzats a la Península Ibèrica suggereixen diferències en la resposta dels mesocarnívors davant la presència humana, en funció de la biologia de cada espècie. D'acord amb Recio et al. (2015), es creu que l'abundància de guineu augmenta en les zones amb més pressió antròpica, ja que és l'espècie més generalista i tolerant als ambients urbans i, en canvi, el gat fer és més abundant en les zones menys humanitzades, ja que n'és el mesocarnívor menys tolerant. El teixó també evita les zones més humanitzades (Molina-Vacas, 2009) i de la mateixa manera que el gat, s'espera detectar-lo més en ambients heterogenis i amb poca pressió antròpica (Bonet-Arbolí et al., 2005; Klar et al., 2008). Pel què fa a la geneta, la fagina i la marta segueixen un patró molt similar de selecció d'hàbitat, i la seva presència és major en zones forestals amb baixa pressió antròpica, tot i que la marta habita en boscos de major altitud (López-Martín, 2003), i per tant només s'espera trobar-la al nord de la comarca d'Osona. Tot i les preferències de cada espècie, la diversitat i la riquesa de mamífers carnívors és més elevada en hàbitats de mosaic, que combinen zones obertes amb zones forestals (Pita et al., 2009; Purroy & Varela, 2016). A diferència de la resta de mesocarnívors, el turó pràcticament ha desaparegut a Catalunya, i per tant no s'espera detectar-lo en aquest estudi (Palazón et al., 2010). Per últim, la mostela, la llúdriga i el visó americà no es consideren espècies objecte d'estudi, ja que la metodologia emprada no s'adequa a l'obtenció de dades sobre aquestes espècies.

2. Objectius

L'objectiu principal que motiva la realització d'aquest estudi és conèixer i determinar la influència que tenen els humans i les seves activitats sobre les poblacions de mesocarnívors a la comarca d'Osona. Per poder assolir aquest objectiu, és important complir-ne altres de més específics, i en aquest cas es proposen els següents:

- Conèixer la riquesa de mamífers carnívors de mida mitjana a Osona.
- Comparar la riquesa, abundància i diversitat de les espècies de mesocarnívors en zones amb diferents pressions antròpiques.
- Determinar el grau de tolerància antròpica de cada espècie.
- Comparar la influència dels hàbitats en els paràmetres estudiats.

3. Metodologia

3.1 Àrea d'estudi

La zona que comprèn l'estudi correspon a la comarca d'Osona, situada a la Catalunya central. Aquesta comarca ocupa una superfície de 1.245 km², i segons el cens realitzat per el Consell Comarcal d'Osona l'any 2018, conté una població total de 158.334 habitants.

Al centre de la comarca s'hi troba una plana agrícola, coneguda com a Plana de Vic, on es concentra la major part de la població i els municipis més importants de la comarca, incloent-hi Vic, que n'és la capital amb 45.040 habitants. La Plana està envoltada per àrees amb menor pressió antròpica, on els municipis no superen els 2.500 habitants. Algunes d'elles presenten un paisatge forestal i muntanyós, com el Bisaura i el Montseny, i d'altres un paisatge de mosaic agroforestal, com és el cas del Lluçanès.

Tot i que l'àrea d'estudi s'engloba a Osona, no s'ha mostrejat tota la comarca, sinó que s'han seleccionat diferents àrees que siguin representatives de la regió, tant a nivell paisatgístic com d'urbanització (Figura 1).

Al nord de la comarca s'han mostrejat dues zones, corresponents a Montesquiú i Barretó, que es troben al Prepirineu Oriental, dins del Parc de Montesquiú i de l'Espai d'Interès Natural (EIN) de Serres de Milany-Santa Magdalena i Puigsacalm-Bellmunt. Aquestes zones es caracteritzen per un paisatge forestal (taula 1), format per fagedes (*Fagus sylvatica*) en el cas de Barretó i boscos mixtes de pi roig (*Pinus sylvestris*) i roure martinenc (*Quercus pubescens*) a Montesquiú (CTFC, 2018).

A l'oest de l'àrea d'estudi i formant part de l'altiplà del Lluçanès s'hi troba la zona de Perafita, amb un paisatge típicament de mosaic format per boscos mixtes de pi roig i roure martinenc, combinats amb zones de prats i camps de conreu.

La zona més meridional de l'estudi correspon a l'Afrau, una àrea formada per alzinars (*Quercus ilex*), pinedes de pi roig, pinedes de pi pinyer i camps de conreu, aquests últims situats majoritàriament a la meitat nord de la zona estudiada.

Pel que fa a l'est de la comarca, la zona de Guilleries és una àrea propera a l'embassament de Sau, principalment forestal, formada per alzinars i boscos de pi roig.

Aquesta zona es troba dins de l'EIN de les Guilleries i de l'Espai Natural de les Guilleries-Savassona.

Per últim, les zones de Torelló i Santa Eulàlia estan situades al centre de la comarca, a la Plana de Vic, presentant un paisatge dominat per els camps de conreu i amb presència de petits boscos illa de roure martinenc.

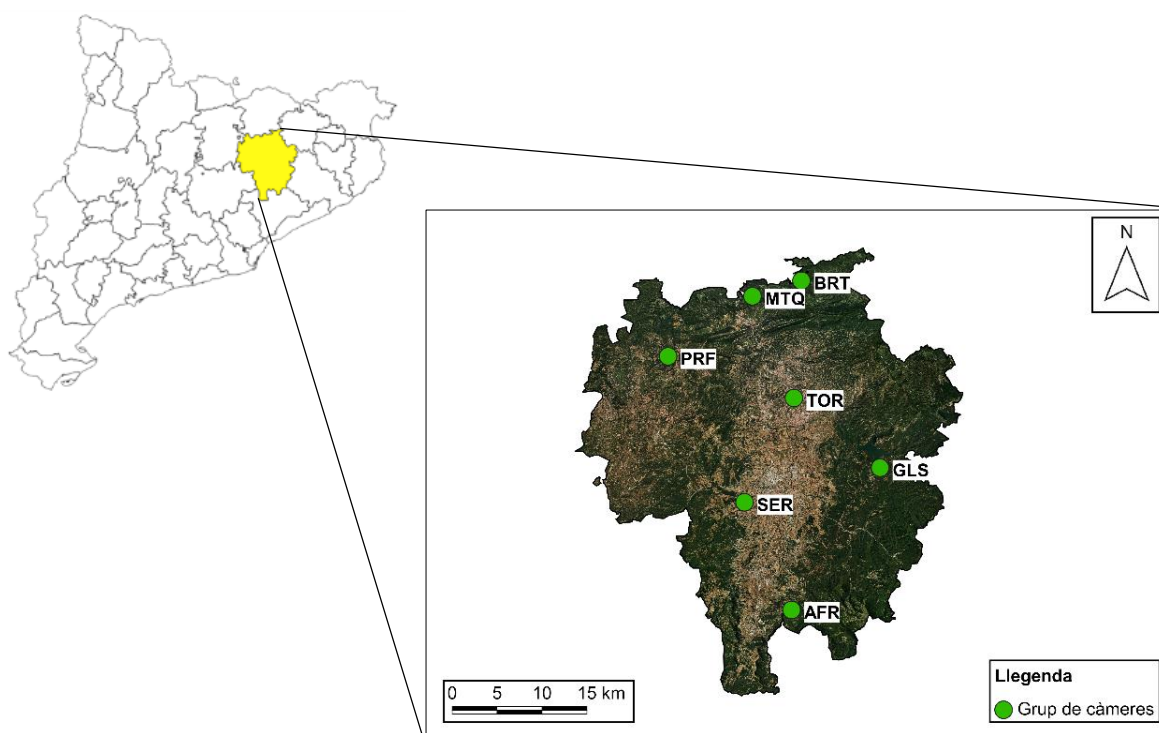


Figura 1 Mapa comarcal de Catalunya amb Osona representada en groc, i ortofoto (1:25.000) d'Osona on es representen les zones de mostreig (color verd) i els seus acrònims. Font: Adaptat de l'ortofotomapa de l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC).

Taula 1 Nom i abreviatura de les zones d'estudi, rang altitudinal de les càmeres de cada zona (metres sobre el nivell del mar), estructura del paisatge i poble més proper amb el nombre d'habitants (Institut d'Estadística de Catalunya, 2019).

Grup	Rang altitudinal (msnm)	Paisatge	Poble més proper (habitants)
Afrau (AFR)	672-854	Mosaic	Seva (3.519)
Barretó (BRT)	1019-1326	Forestal	Santa Maria de Besora (150)
Guilleries (GLS)	460-561	Forestal	Vilanova de Sau (299)
Montesquiu (MTQ)	700-826	Forestal	Montesquiu (998)
Perafita (PRF)	669-885	Mosaic	Perafita (395)
Santa Eulàlia (SER)	501-585	Agrícola	Vic (46.214)
Torelló (TOR)	493-562	Agrícola	Torelló (14.347)

3.2 Material fotogràfic

Al llarg d'aquest estudi s'han utilitzat càmeres de foto-seguiment dels models Cuddeback Ambush, Cuddeback C i Moultrie M-880. Totes elles són càmeres digitals que s'activen mitjançant sensors de moviment, i estan equipades amb llum infraroja o flaix per poder realitzar fotografies en absència de llum natural. En aquest estudi, s'han programat les càmeres per estar operatives 24h/dia i per realitzar 3 fotografies consecutives al detectar moviment, per tal d'augmentar les probabilitats d'identificació de l'espècie. S'ha escollit el mode de fotografia per davant del vídeo per minimitzar el consum de les bateries i memòria de les targetes SD. Les càmeres no s'han equipat amb cap mena d'atraient olfatiu o esquer, per tal d'incidir el mínim possible en el comportament de les espècies i evitar possibles biaixos en la detecció d'aquestes (Barea-Azcón et al., 2007; Torre et al., 2009).

3.3 Foto-mostreig

En el conjunt de la comarca d'Osona s'han mostrejat set zones, cinc de les quals van ser estudiades per membres i voluntaris del GNO-ICHN (Grup de Naturalistes d'Osona –Institució Catalana d'Història Natural) durant el període comprès entre els anys 2014 i 2018. Totes aquestes zones estan situades fora de la Plana de Vic, així que per tal de cobrir la major varietat d'hàbitats i d'influència antròpica possibles, les 2 zones restants s'han ubicat dins de la Plana de Vic i han estat mostrejades entre octubre de 2019 i març de 2020 pels autors d'aquest estudi (annex A).

Seguint la metodologia aplicada pel GNO-ICHN en estudis previs, cada zona estudiada està formada per un grup de 7 càmeres, separades entre elles per aproximadament 1km formant un hexàgon amb una càmera situada al centre (Sayol et al., 2018). D'aquesta manera s'obté una superfície estudiada suficient com per acollir individus de les espècies objecte d'estudi, i una mostra altament representativa dels hàbitats i de les infraestructures presents en l'àrea estudiada. La ubicació dels hexàgons es va determinar utilitzant imatges de satèl·lit a partir de sistemes d'informació geogràfica, en aquest cas mitjançant el programa QGIS. D'aquesta manera, els punts de mostreig es podien situar de manera més òptima en zones arbrades, i permetien calcular la distància entre els punts, per tal de que s'aproximés al quilòmetre. En el moment d'instal·lar cada càmera, es van identificar passos de fauna i punts amb evidències de

la presència de mesocarnívors per augmentar la probabilitat de detecció de les espècies, sempre assumint que la detectabilitat és la mateixa per a totes les espècies objecte d'estudi (Cruz-Jácome et al., 2015). Totes elles es van col·locar en arbres a una alçada entre 30 i 60cm (Bitetti et al., 2014) i es va netejar la vegetació per evitar possibles interferències en les deteccions. Les càmeres es van revisar un cop al mes per recollir les imatges, revisar les bateries i comprovar que tot funcionava correctament (Figura 2).



Figura 2 Fotografies dels autors de l'estudi durant la instal·lació i revisions de les càmeres de foto-seguiment.

En 3 dels grups no s'han pogut tenir en compte totes les càmeres degut a diversos factors que van influir negativament en els resultats: robatori, mal funcionament d'algunes d'elles i obtenció de dades esbiaixades per deteccions altament anòmales, possiblement degut a la proximitat de la càmera a una teixonera o cau de guineu. Finalment, al llarg de l'estudi s'han tingut en compte 44 càmeres de foto-seguiment, resultant en un total de 10.541 nits de mostreig, és a dir, una mitjana de 240 nits mostrejades per càmera. L'esforç mig de mostreig entre els diferents grups va des de 114 a 352 nits mostrejades. (taula 2)

Taula 2 Període de mostreig, nombre de càmeres, nits de mostreig i responsables de cada grup de càmeres de l'estudi.

Grup	Període	Nº càmeres	Nits de mostreig	Responsable
Afrau	2013-2014	6	1834	GNO-ICHN
Barretó	2013-2014	7	2263	GNO-ICHN
Guilleries	2017-2018	7	830	GNO-ICHN
Montesquiu	2015-2016	5	1756	GNO-ICHN
Perafita	2015-2016	7	2468	GNO-ICHN
Santa Eulàlia	2019-2020	5	592	Eric Serratosa
Torelló	2019-2020	7	798	Marc Rota

3.4 Tractament de dades

A partir de les imatges obtingudes per foto-mostreig, s'ha generat una taula amb totes les deteccions independents i la informació continguda en elles mitjançant el programa ExifTool i el paquet CamtrapR (Niedballa et al., 2016), del programa estadístic *R* (R Core Team, 2018). De la totalitat de les fotografies obtingudes, només s'han tractat aquelles en les quals s'ha detectat un mesocarnívor. Degut a les característiques morfològiques d'aquestes espècies i a la complexitat per diferenciar-ne els individus, les fotografies s'han classificat a nivell d'espècie. Un cop classificades, s'han considerat independents dues deteccions de la mateixa espècie (i en la mateixa càmera) separades entre elles per un interval de més de 30 minuts (Jiménez et al., 2017; Sayol et al., 2015). En el cas de detectar dos individus de la mateixa espècie en una fotografia, s'ha considerat com a una sola detecció.

Posteriorment, a partir d'aquesta taula s'han calculat una sèrie d'índexs per caracteritzar les poblacions de carnívors de cada una de les zones estudiades:

- Riquesa d'espècies: nombre total d'espècies de mesocarnívors detectades. Tot i que l'esforç de mostreig hauria de ser suficient per detectar totes les espècies (Si et al. 2014), es comprovarà amb una corba de rarefacció (Vegeu resultats).
- Índex d'abundància : nombre de deteccions de mesocarnívors per cada 100 nits de mostreig (Sollmann et al., 2013)
- Índex d'abundància relativa: nombre de deteccions de cada espècie respecte el nombre total de deteccions de mesocarnívors.
- Diversitat (índex Shannon-Weaver): relaciona la riquesa d'espècies amb l'abundància relativa de cada una d'elles.

Per tal d'avaluar la influència que tenen les activitats humanes sobre els estadístics poblacionals, s'ha utilitzat el QGIS per elaborar un conjunt de variables que expliquin la pressió antròpica de cada zona d'estudi: el percentatge de sòl urbanitzat, la distància mínima a un nucli habitat i la distància mínima a una carretera (Ordeñana et al., 2010). El percentatge d'urbanització representa la intensitat de les activitats humanes, mentre que les distàncies fan referència a la proximitat d'aquestes activitats.

Per calcular el percentatge de sòl urbanitzat s'ha creat un buffer de 1km de radi al voltant de cada càmera (Moruzzi et al., 2002; Recio et al., 2015; Sayol et al., 2015), i posteriorment s'ha unit la part exterior de cada un d'ells per formar un buffer general de cada conjunt de càmeres i delimitar així l'àrea d'estudi. A partir d'aquest buffer, i utilitzant el Mapa d'usos i cobertes del sòl del Departament de Territori i Sostenibilitat (Generalitat de Catalunya, 2017), s'ha calculat el percentatge de superfície ocupada per infraestructures (figura 3), en les quals s'hi inclouen: infraestructures viàries, urbanitzacions, zones urbanes, industrials i comercials .

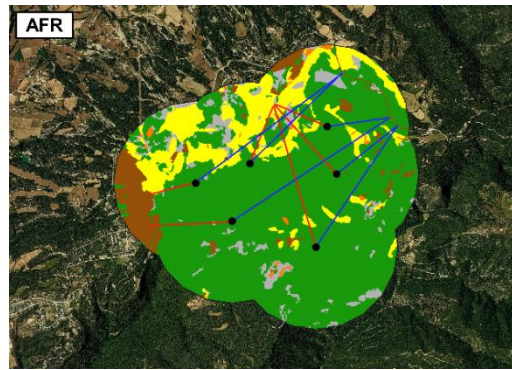
Utilitzant el mateix procediment, també s'han calculat els percentatges de coberta forestal i agrícola de cada zona, ja que la composició del paisatge també pot afectar la presència i abundància de les espècies de mesocarnívors (Virgós et al., 2002). Com a coberta forestal s'han considerat les capes de boscos d'esclerofil·les, boscos caducifolis, boscos d'aciculifolis i vegetació de zones humides, mentre que la coberta agrícola inclou les capes de conreus herbacis de secà, conreus herbacis de regadiu i fruiters de secà, fruiters de regadiu i vinyes.

Mitjançant el mapa topogràfic (1:50000) de l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya, s'han mesurat la distàncies de cada càmera respecte la carretera i nucli habitat més propers. Cal remarcar que, d'acord amb l'*Instituto Nacional de Estadística de España*, s'entén per nucli habitat un grup de més de 10 edificacions o amb una població superior als 50 habitants. Per altra banda, s'ha tingut en consideració aquelles carreteres de categoria comarcal o superior.

Els valors numèrics de percentatge urbanitzat i distàncies s’han dividit en tres i dues categories d’impacte respectivament (taula 3) per tal de facilitar el posterior anàlisi estadístic de la riquesa d’espècies. En el cas del percentatge, les categories es divideixen en impacte baix (0-2,5%), mig (2,5-5%) i alt (>5%). Les distàncies a nucli habitat s’han classificat en les categories d’impacte baix (<1500m) i alt (>1500m). Per últim, la distància a carretera s’ha classificat en impacte baix i alt, establint el llindar als 750m, ja que es considera que l’impacte de les vies de comunicació és inferior al d’un nucli urbà.

Taula 3 Taula resum de les variables d’antropització utilitzades en l’anàlisi estadístic. S’hi mostren els valors numèrics i les categories d’impacte assignades per el percentatge de sòl urbanitzat, la distancia mínima mitjana al nucli habitat més proper i la distancia mínima mitjana a la carretera més propera.

Grup	Percentatge de sòl urbanitzat		Distància a nucli habitat		Distància a carretera	
	Percentatge (%)	Impacte	Distància (m)	Impacte	Distància (m)	Impacte
Afrau	6,33	Alt	987	Alt	1597	Baix
Barretó	0,19	Baix	2506	Baix	2006	Baix
Guilleries	0,68	Baix	878	Alt	516	Alt
Montesquiú	0,85	Baix	1864	Baix	1069	Baix
Perafita	3,46	Mig	1940	Baix	871	Baix
Santa Eulàlia	7,47	Alt	1365	Alt	485	Alt
Torelló	4,36	Mig	1211	Alt	670	Alt



Llegenda

- Càmera
- Distància a carretera
- Distància a població
- Urbà
- Agrícola
- Pastura
- Forestal
- Altres

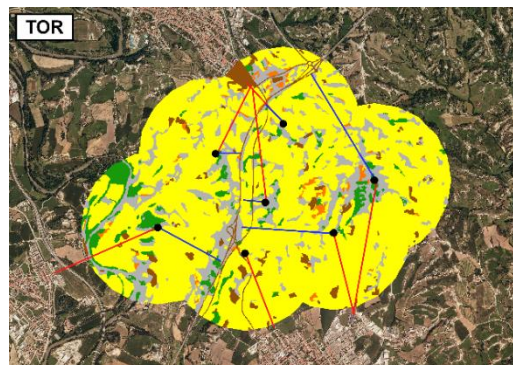
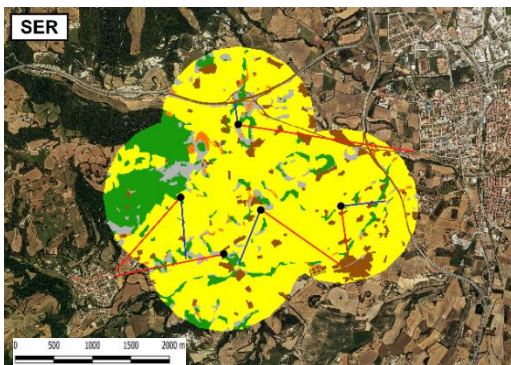
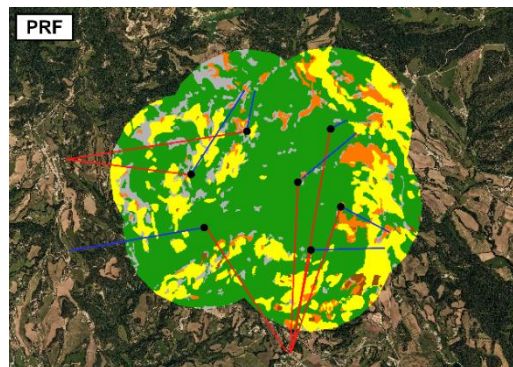
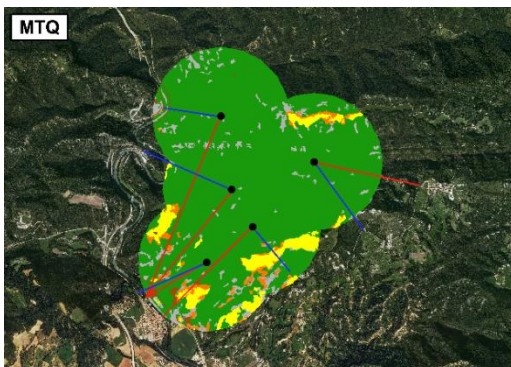
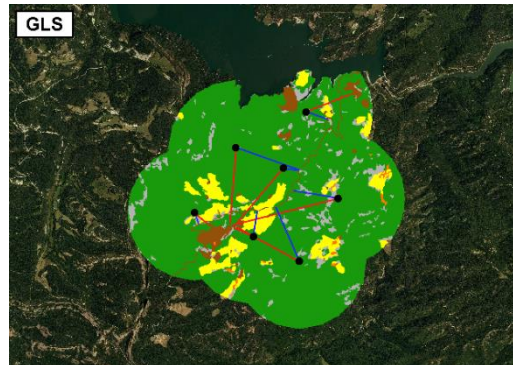
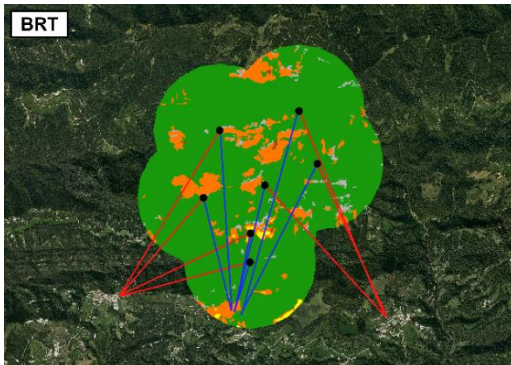


Figura 3 Conjunt de mapes dels 7 grups de càmeres de l'estudi. A cada zona s'hi delimita l'àrea d'influència de les càmeres i la seva disposició en l'espai (punts negres). Dins l'àrea d'influència hi ha representats els diferents tipus de cobertes del sòl, agrupats en: sòl urbà (marró), sòl agrícola (groc), pastures (taronja), sòl forestal (verd) i altres tipus de sòls (gris). Per cada càmera es mostra la distància mínima respecte a la carretera més propera (línia blava) i al nucli habitat més proper (línia vermella). Font: Adaptat del Mapa d'Usos i de Cobertes del Sòl de Catalunya (DTES, 2019)

3.5 Anàlisi de dades

Mitjançant el programa *R* s'han realitzat diferents models estadístics per tal d'avaluar la influència de les variables d'antropització (variables independents) sobre els estadístics poblacionals (variables dependents), considerant un resultat estadísticament significatiu quan el p-valor és inferior a 0,05.

L'anàlisi estadístic s'ha dividit principalment en dos blocs, un per estudiar l'efecte del percentatge de sòl urbanitzat i l'altre per estudiar l'efecte de la distància a nuclis urbans o carreteres.

Pel primer bloc, s'han realitzat Models Lineals Generalitzats (GLM) per avaluar l'efecte del percentatge de sòl urbanitzat i forestal de cada zona d'estudi sobre l'abundància total de mesocarnívors, l'abundància de cada espècie i l'índex de diversitat de Shannon. Per aquests models, s'ha assumit normalitat de les dades ja que els tests de normalitat de Shapiro-Wilk han sortit no significatius. Per altra banda, es va avaluar l'efecte del percentatge urbanitzat sobre la riquesa total d'espècies. Degut a que la riquesa detectada pot variar en funció de l'esforç de mostreig, és necessari comprovar que s'ha assolit un mostreig suficient per detectar totes les espècies a cada zona. Estudis previs han mostrat que un mínim de 5 càmeres durant 100 dies és suficient per detectar el 95% de les espècies (Si et al. 2014), un esforç que s'ha assolit a totes les zones. Tanmateix, per acabar de comprovar que aquest factor no afecta els resultats, s'han generat tres corbes de rarefacció, una per cada categoria d'urbanització (Taula 3), on s'utilitza el nombre de càmeres com a unitat d'esforç. D'aquesta manera, es pot apreciar que en tots els casos s'ha arribat al límit d'espècies presents i les diferències serien degudes a l'efecte antròpic i no al mostreig.

Pel segon bloc, s'ha analitzat l'efecte de la distàncies al nucli habitat i la carretera més properes sobre la diversitat i les abundàncies totals i per espècie. Per comprovar si hi ha colinearitat de les variables independents, s'ha aplicat un test de correlació de Pearson (p-valor=0,003; cor=0,436) (Graham, 2003). Degut al resultat significatiu del test, s'ha decidit realitzar el model tenint en compte tan sols la distància a nucli habitat més proper, ja que és una variable més representativa de la pressió antròpica.

Per avaluar la influència d'aquesta variable s'ha dut a terme dos models estadístics diferents: inicialment, un Model Lineal Generalitzat Mixt (GLMM) tenint en compte els valors d'abundància de cada càmera i utilitzant el grup de càmeres com a factor aleatori, ja que aquestes, a l'estar organitzades per grups, no es poden considerar totalment independents. En aquest cas es va aplicar una transformació logarítmica ($\log+1$) per tal de normalitzar les dades. Posteriorment, s'ha calculat la distància mitjana respecte al nucli habitat més proper per cada grup de càmeres i s'ha realitzat un GLM utilitzant aquest valor com a variable predictora. Com en el GLM anterior, s'ha assumit normalitat de les dades ja que s'utilitzen les mateixes variables resposta. Per avaluar l'efecte de la distància al nucli habitat més proper sobre la riquesa d'espècies s'han generat dues corbes de rarefacció, una per cada categoria de distància (taula 3), amb la mateixa finalitat que en el bloc anterior.

Finalment en tots els models (GLM i GLMM) es van realitzar gràfics de diagnosi per comprovar que els residus es distribuïen de forma normal i així complir el supòsit de homoscedasticitat de les dades.

4. Resultats

Durant les 10.541 nits de mostreig, s'han obtingut 1.639 deteccions independents de mesocarnívors, pertanyents a 6 espècies (annex B). La guineu ha set la més detectada (44 càmeres, n=1021), i juntament amb el teixó (34 càmeres, n=357) i la geneta (24 càmeres, n=120) s'han detectat a les 7 zones d'estudi. La fagina (19 càmeres, n=88) s'ha trobat en 6 de les zones d'estudi. Pel que fa al gat fer (15 càmeres, n=76) i la marta (9 càmeres, n=29) s'han detectat en 3 zones, essent aquesta última l'espècie menys detectada a l'estudi. A aquestes espècies cal afegir-hi la mostela, que tot i no ser objecte d'estudi s'ha detectat en alguns punts de mostreig. (2 càmeres, n=6).

4.1 Riquesa

Com es pot veure en la figura 4, les zones amb baix percentatge urbanitzat (<2,5%) tenen una riquesa de 6 espècies, és a dir, totes les espècies detectades al llarg de l'estudi. Per aquestes zones l'asíptota s'assoleix a les 6 càmeres. En canvi, tant en les categories de mig (2,5-5%) com alt (>5%), les corbes tendeixen a un valor de riquesa de 4, tot i que en les zones amb un percentatge urbanitzat mig és necessari un major esforç de mostreig.

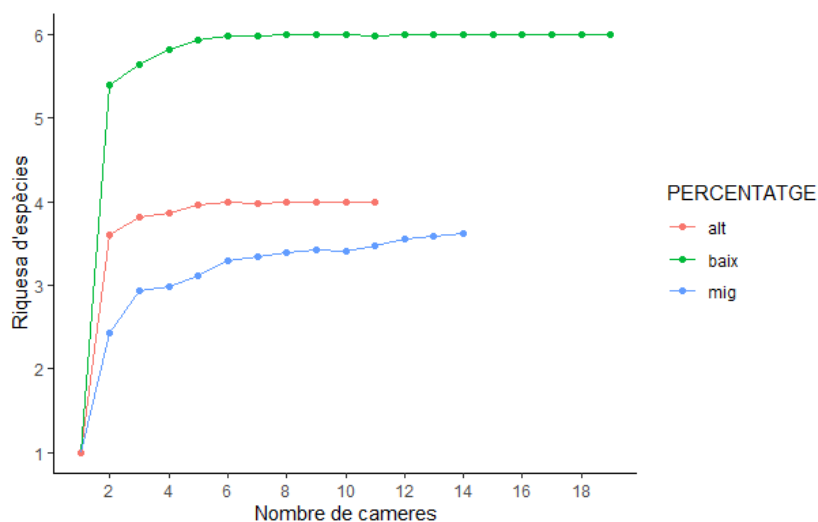


Figura 4 Corba de rarefacció on es mostra la riquesa d'espècies màxima per cada categoria de percentatge urbanitzat (%) en funció de l'esforç de mostreig (nombre de càmeres). En vermell es representa la categoria d'impacte alt (AFR i SER), en blau la categoria d'impacte mig (GLS i TOR) i en verd la categoria d'impacte baix (BRT, MTQ i PRF)

Classificant els grups de càmeres segons la distància al nucli habitat més proper (figura 5) els valors de riquesa són similars als obtinguts a partir del percentatge urbanitzat. En aquest cas s'han obtingut dues corbes de rarefacció, que mostren una riquesa de 6 espècies en les zones més allunyades i una riquesa de 4 espècies en les zones més properes. Com en el gràfic anterior, en les zones amb menys impacte es necessita un menor esforç de mostreig que en les zones més humanitzades, essent de 4 i 8 càmeres respectivament.

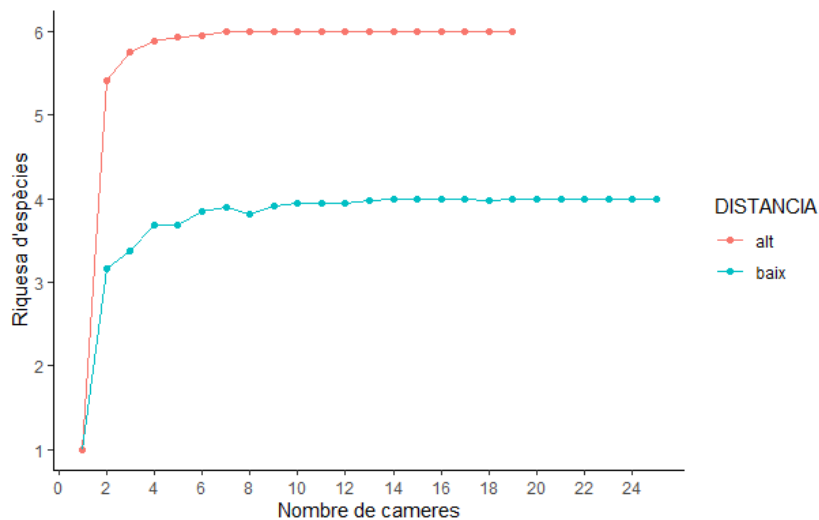


Figura 5 Corba de rarefacció on es mostra la riquesa d'espècies màxima per cada categoria de distància respecte al nucli habitat més proper en funció de l'esforç de mostreig (nombre de càmeres). En vermell es representa la categoria d'impacte alt (AFR, GLS, SER i TOR) i en blau la categoria d'impacte baix (BRT, MTQ i PRF).

4.2 Índex d'abundància

Les zones de Perafita, Barretó i Montesquiú, a més de ser les més riques, són les que presenten l'índex d'abundància més elevat, amb valors de 21,77, 16,95 i 16,57 mesocarnívors cada 100 dies respectivament (figura 6). Aquest índex es veu reduït en els altres grups estudiats, amb abundàncies de 13,25 a Guilleries, 11,78 a Torelló, 11,32 a Santa Eulàlia i 10,69 a Afrau.

A més de ser el mesocarnívor més abundant en l'estudi, la guineu també ho és en totes les zones (7,42 – 11,79) excepte a l'Afrau (4,63), on ho és el teixó amb un valor de 4,69 (annex C). Aquesta espècie té abundàncies similars a Montesquiú (4,27), Perafita (4,50) i Torelló (4,01), essent la segona espècie més abundant en les zones esmentades i també a Guilleries i Santa Eulàlia, tot i que amb valors més baixos. En el

cas de Barretó la segona espècie en abundància és la fagina (1,94), que juntament amb la marta (0,95) hi assoleixen els seus màxims. Per altra banda, el pic d'abundància de la geneta (2,8) i el gat salvatge (1,54) es troba a la zona de Perafita.

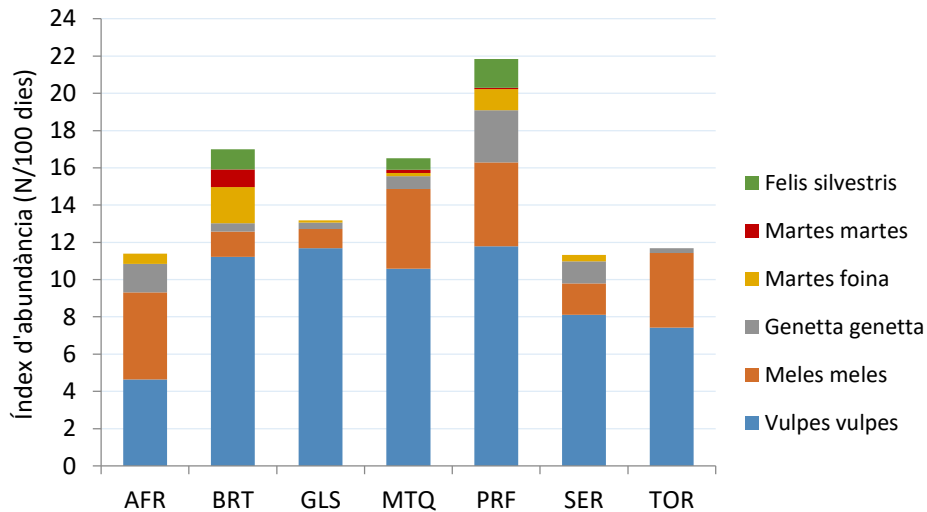


Figura 6 Índexs d'abundància de mesocarnívors (N/100 dies) de les 7 zones d'estudi. Per cada zona es mostren els índexs d'abundància de les espècies: Felis silvestris (verd), Martes martes (vermell), Martes foina (groc), Genetta genetta (gris), Meles meles (taronja) i Vulpes vulpes (blau).

4.2.1 Influència del percentatge de sòl urbanitzat

Com s'observa en la figura 7, l'índex d'abundància de mesocarnívors va disminuint a mesura que augmenta la superfície urbanitzada. Les zones amb menys d'un 1% de sòl urbanitzat presenten abundàncies superiors a 16 mesocarnívors cada 100 dies de mitjana, amb un valor màxim de 21,77. En canvi, les abundàncies en els grups amb més del 6% de sòl urbanitzat són inferiors a 12 deteccions cada 100 dies.

Aquesta influència s'observa especialment en el gat salvatge i la marta, els quals tan sols han estat detectats en les àrees amb un percentatge urbanitzat inferior a l'1%. En canvi la guineu, tot i estar present en totes les zones i ser l'espècie més abundant, també assoleix els valors més elevats en les zones menys urbanitzades, patint una davallada important a partir del 4% d'urbanització. La fagina i la geneta són menys abundants en les zones entre 3 i 4% de superfície urbanitzada, amb valors inferiors a 0,12 i 0,34 respectivament. Aquestes espècies no segueixen un patró clar en les zones menys urbanitzades, ja que els valors d'abundància varien molt en funció de cada zona. Pel que fa al teixó, no mostra cap tipus de tendència en funció del percentatge de sòl urbanitzat.

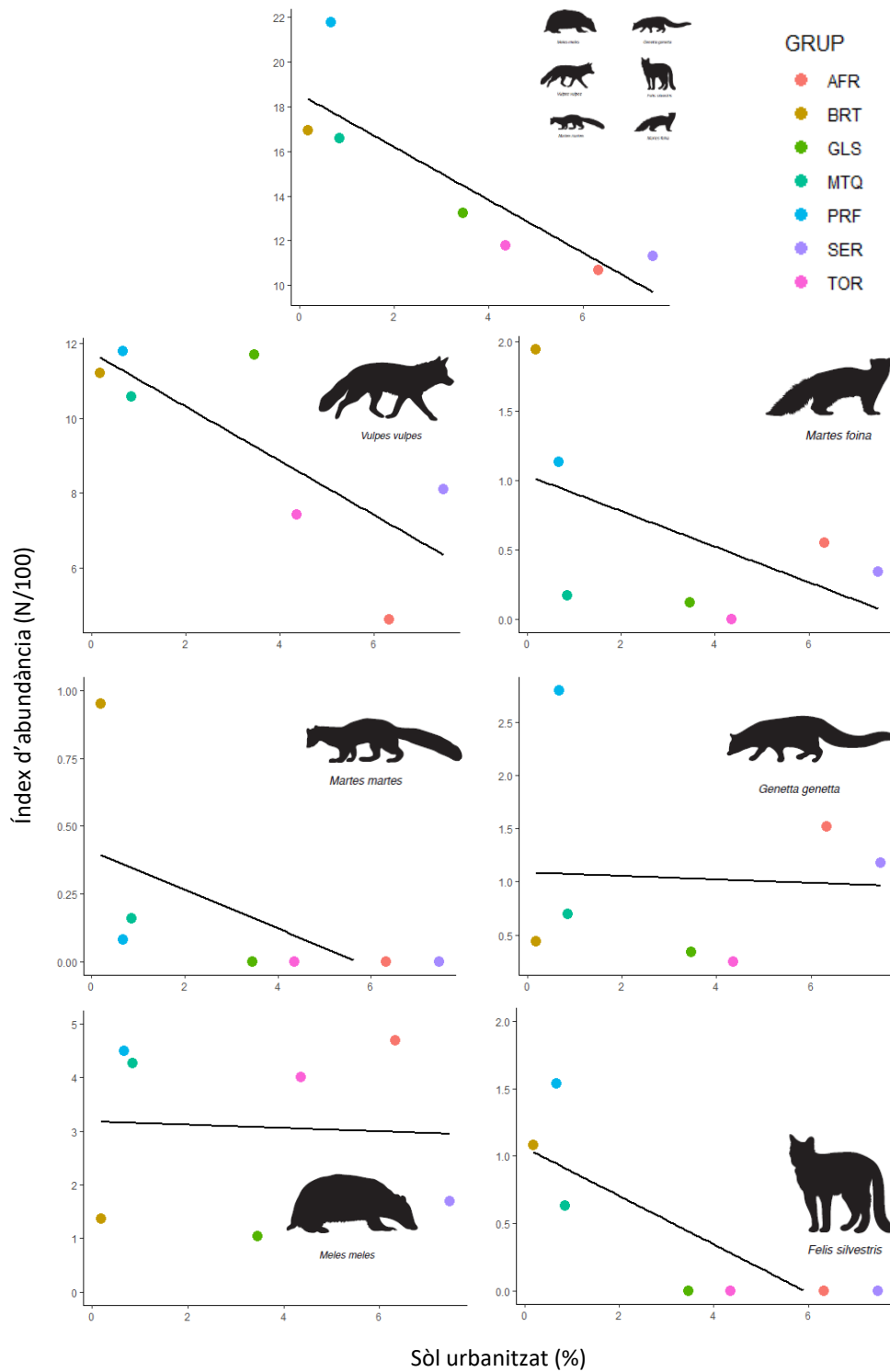


Figura 7 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el sòl urbanitzat (%) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de sòl urbanitzat.

Els GLM realitzats a partir de les dades anteriors mostren una influència negativa significativa del percentatge urbanitzat sobre l'abundància total de carnívors (p-valor = 0,014), així com sobre la de guineu (p-valor = 0,041) i la de gat salvatge (p-valor = 0,024). Per contra, tot i que la fagina, la marta i el teixó també mostren una tendència negativa, els models no indiquen una influència significativa de la urbanització sobre la aquestes espècies (taula 4).

Taula 4 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte del percentatge urbanitzat en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7). Els valors en negreta indiquen resultats significatius (p-valor < 0,05).

Índex d'abundància (N/100 dies)	Coefficient	Desviació estàndard	P-valor
Total	-1,187	0,321	0,014
<i>Vulpes vulpes</i>	-0,724	0,265	0,041
<i>Martes foina</i>	-0,128	0,091	0,219
<i>Martes martes</i>	-0,072	0,043	0,161
<i>Genetta genetta</i>	-0,016	0,140	0,912
<i>Meles meles</i>	-0,031	0,252	0,908
<i>Felis silvestris</i>	-0,180	0,056	0,024

Els models (GLM) realitzats per avaluar la influència de la cobertura forestal en l'abundància no mostren cap mena de relació significativa tant per l'abundància total de mesocarnívors com per la de cada espècie (annex E i F).

4.2.2 Influència de la distància a nuclis habitats

Els resultats obtinguts a partir dels models GLMM tenint en compte els valors d'abundància de cada càmera no mostren cap influència significativa de la distància a nucli habitat sobre les abundàncies (annex G i H).

En canvi, agrupant les càmeres per zones d'estudi, sí que s'observa una relació lineal entre aquestes variables (figura 8). El gràfic de l'abundància total mostra un clar augment de mesocarnívors a mesura que augmenta la distància. Les zones a menys de 1.400m d'un nucli habitat presenten abundàncies entre 10,69 i 13,25 deteccions cada 100 dies, mentre a més de 1.800m els valors oscil·len entre 16,57 i 21,77.

Aquesta influència s'observa especialment en el gat salvatge i la marta, els quals tan sols han estat detectats en les àrees allunyades a més de 1.800m d'un nucli habitat.

Tant la guineu com la fagina també mostren la influència positiva de l'aïllament, essent més abundants a les zones més allunyades. En el cas de la guineu, l'abundància en zones properes a nuclis urbans és molt variable (4,63 – 11,69), mentre que en les zones més allunyades aquest valors son més constants (10,59 – 11,79). Pel que fa a la geneta i el teixó, no mostren una relació evident respecte a aquesta variable.

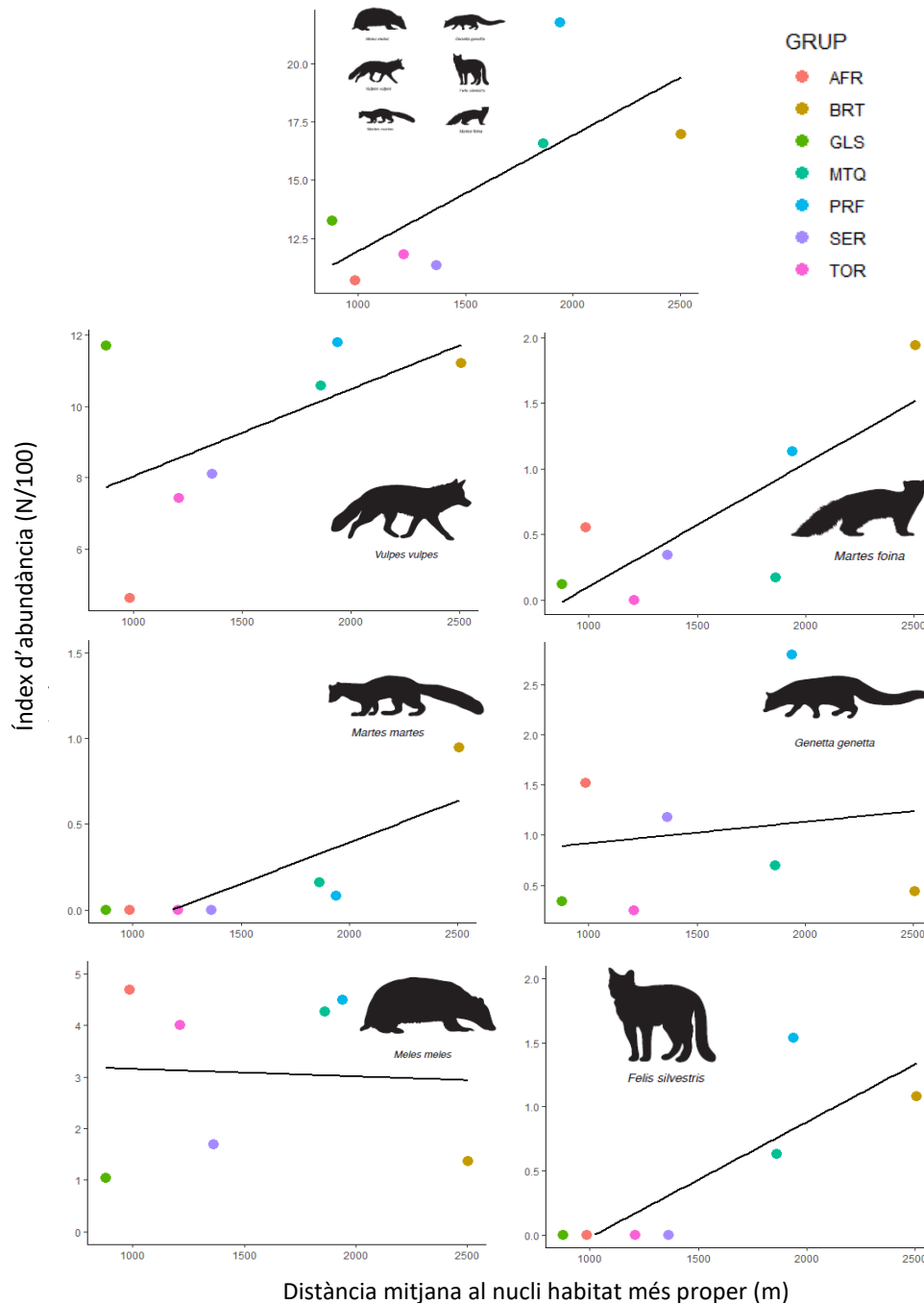


Figura 8 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre la distància mitjana al nucli habitat més proper (m) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de distància mitjana al nucli habitat més proper.

Els models estadístics (GLM) realitzats a partir de la distància mitjana a nucli habitat mostren una relació positiva gairebé significativa (p-valor = 0,063) entre aquesta variable i l'abundància total. L'aïllament respecte els nuclis urbans afavoreix de manera significativa a la fagina (p-valor = 0,033), la marta (p-valor = 0,025) i el gat salvatge (p-valor = 0,019). En canvi, aquesta variable no té un impacte significatiu sobre la guineu, la geneta i el teixó (taula 5).

Taula 5 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte de la distància mitjana al nucli habitat més proper en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7). Els valors en negreta indiquen resultats significatius (p-valor < 0,05).

Índex d'abundància (N/100 dies)	Coefficient	Desviació estàndard	P-valor
Total	4,966e-03	2,086e-03	0,063
<i>Vulpes vulpes</i>	2,449e-03	1,740e-03	0,218
<i>Martes foina</i>	9,398e-04	3,227e-04	0,033
<i>Martes martes</i>	4,837e-04	1,536e-04	0,025
<i>Genetta genetta</i>	2,150e-04	6,821e-04	0,765
<i>Meles meles</i>	-1,461e-04	1,238e-03	0,911
<i>Felis silvestris</i>	9,019e-04	2,655e-04	0,019

4.3 Diversitat

Pel que fa a la diversitat de cada zona (figura 9), calculada a partir de les abundàncies relatives de cada espècie (annex D) els valors més alts corresponen a les zona de Perafita (1,84) i Barretó (1,75), seguits per Afrau (1,54) i Montesquiú (1,42). Amb valors més baixos es troben les zones de Santa Eulàlia (1,24) i Torelló (1,06). Per últim, la zona menys diversa de l'estudi és la de Guillerries, amb un valor de 0,69.

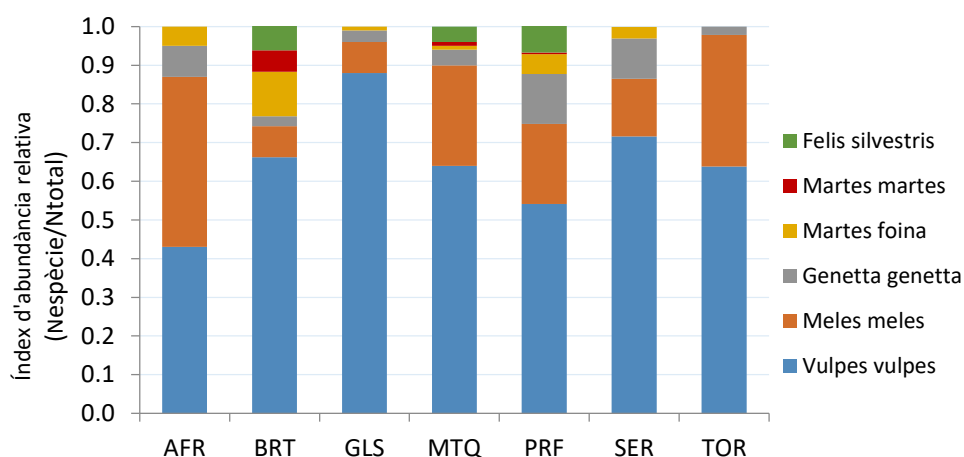


Figura 9 Índex d'abundància relativa de mesocarnívors (Nespècie/Ntotal) de les 7 zones d'estudi. Per cada zona es mostren els índexs d'abundància relativa de les espècies: Felis silvestris (verd), Martes martes (vermell), Martes foina (groc), Genetta genetta (gris), Meles meles (taronja) i Vulpes vulpes (blau).

4.3.1 Influència del percentatge de sòl urbanitzat

La figura 10 mostra que la diversitat de mesocarnívors és més elevada en zones amb menor percentatge de sòl urbanitzat (BRT i PRF), seguides de les zones més urbanes. Els valors més baixos de diversitat es troben en les zones mitges en el gradient d'urbanització, al voltant del 3-4% de sòl urbanitzat. Aquesta distribució de les dades es confirma amb la realització del model GLM, el qual indica una relació negativa no significativa (p -valor = 0,333) entre el percentatge de sòl urbanitzat i l'índex de diversitat de Shannon-Weaver.

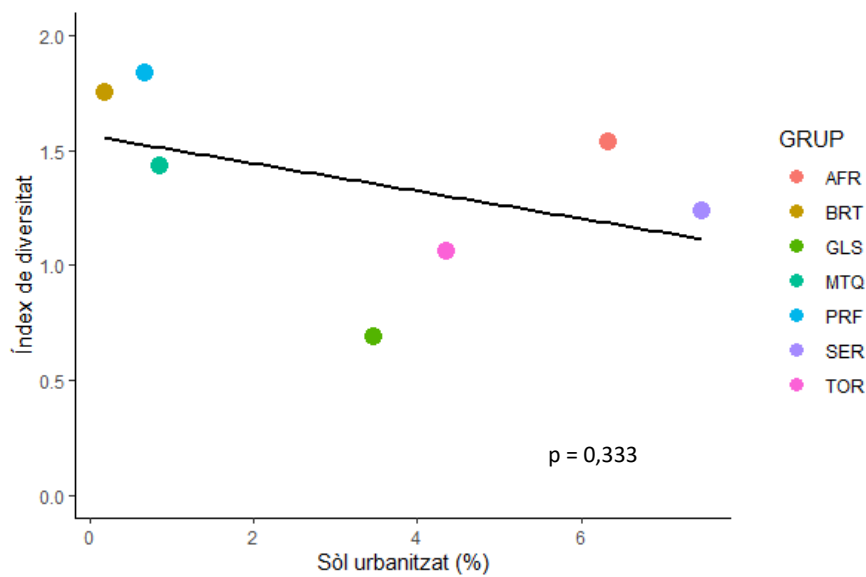


Figura 10 Relació lineal del sòl urbanitzat (%) i l'índex de diversitat d'espècies en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució de l'índex de diversitat al llarg del rang de sòl urbanitzat. A la part inferior dreta es mostra el p-valor del model estadístic realitzat.

4.3.2 Influència de la distància a nuclis habitats

A partir de la figura 11 es pot observar que la diversitat augmenta a mesura que la distància a nucli habitat és superior, tenint el seu mínim a la zona de les Guilleries, amb una distància mitjana de 878m i els seus màxims a Perafita i Barretó, amb distàncies mitjanes de 1940 i 2506m respectivament. En aquest cas, en GLM indica una relació positiva gairebé significativa (p -valor = 0,056) entre les dues variables.

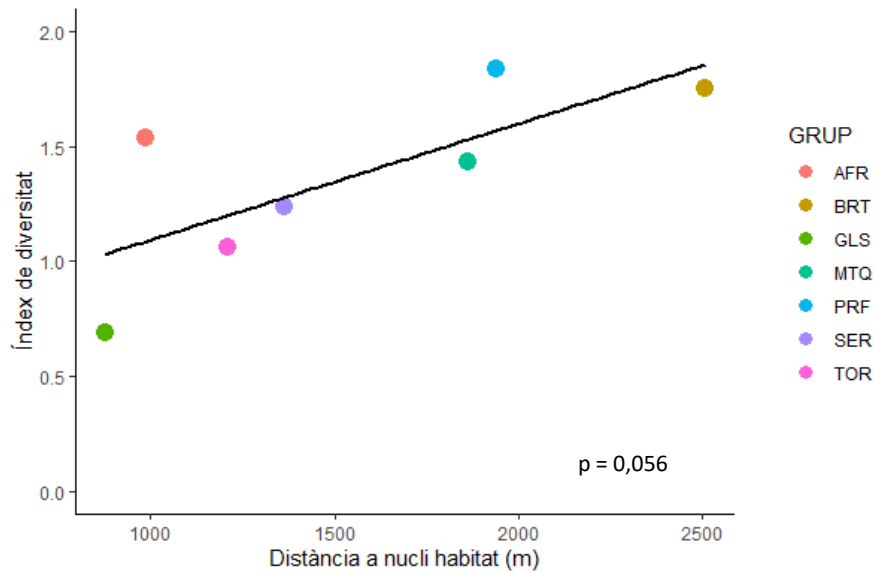


Figura 11 Relació lineal entre la distància mitjana al nucli habitat més proper (m) i l'índex de diversitat d'espècies en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució de l'índex de diversitat al llarg del rang de distàncies a nucli habitat més proper. A la part inferior dreta es mostra el p -valor del model estadístic realitzat.

5. Discussió

Al llarg de l'estudi s'han detectat totes les espècies de mesocarnívors citades en els últims anys a la comarca d'Osona i sobre les quals anava enfocat el mostreig: guineu, teixó, fagina, geneta, gat fer i marta. Tot i que les espècies mostren diferents respostes a la pressió antròpica, a nivell general s'ha observat que la comunitat de mesocarnívors està influenciada per la presència humana, mesurada en funció de la intensitat i la proximitat de la urbanització.

Els resultats obtinguts a partir de les corbes de rarefacció mostren que la riquesa és més gran en zones poc antropitzades i que aquest resultat no és degut a diferències en l'esforç de mostreig. Així doncs, coincidint amb altres estudis realitzats a Osona i comarques veïnes (Sayol & Vilella, 2019), es pot postular que a Osona s'hi troben 6 espècies de mesocarnívors terrestres. Tot i això, aquest nombre varia en les diferents zones d'estudi, donat que a les zones amb més intensitat i proximitat de la urbanització la riquesa disminueix a 4 espècies. Aquest fet, contràriament a l'estudi de Recio et al. (2015) realitzat a la comunitat de Madrid, suggereix que la pressió antròpica influeix negativament en la riquesa d'espècies de mamífers carnívors.

D'acord amb l'estudi de Sayol i Vilella (2019) la riquesa total d'Osona coincideix amb la de les comarques situades més al nord (Ripollès i Garrotxa), mentre que a les comarques situades al sud (Bages i Moianès) només se'n coneix la presència de 4, amb absència del gat fer i la marta. Cal dir que en aquest estudi, així com en els de comarques veïnes, no s'ha detectat la presència del turó, espècie que possiblement s'hagi extingit a Osona o bé es trobi localitzada en punts molt concrets i en un nombre molt reduït (Palazón et al., 2010). De fet, les poblacions de turó conegudes més properes a la zona d'estudi es troben a les comarques de l'Alt i el Baix Empordà (Salvador et al., 2017).

L'abundància de mesocarnívors està estretament relacionada amb la presència de grans carnívors, que actuen com a reguladors dels nivells tròfics inferiors. En les regions on aquests grups cohabituen, els mesocarnívors són menys abundants i es veuen desplaçats, ocupant les zones menys òptimes per als grans carnívors com poden ser les zones humanitzades (Prugh et al., 2009). En canvi, en absència de grans

carnívors, té lloc el fenomen d'alliberament dels mesocarnívors, és a dir que les poblacions de carnívors de mida mitjana augmenten i tendeixen a ocupar el nínxol ecològic dels grans (Soulé et al., 1988), disminuint així la seva abundància en zones més humanitzades (Crooks et al., 2002). Tot i que en aquest estudi no s'ha comprovat la hipòtesi de Prugh et al. (2009), els resultats mostren un efecte negatiu de la intensitat de la urbanització sobre l'índex d'abundància total de mesocarnívors, mostrant abundàncies més elevades a les zones naturals. Cal afegir que aquesta relació negativa no està interferida per les preferències d'hàbitat de les diferents espècies, ja que els models que relacionen els índexs d'abundància (total i per espècie) i la cobertura forestal no han esdevingut significatius.

Contràriament al que s'esperava, l'abundància de guineu disminueix quan incrementa la intensitat de la urbanització. Tot i així, aquesta espècie segueix essent la més abundant a gairebé totes les zones, fins i tot en la més urbana. Aquests fets no concorden amb l'estudi de Recio et al (2015), on s'exposa que a la Península Ibèrica la guineu té els seus pics d'abundància en zones d'urbanització mitjana, és a dir, àrees fragmentades per l'home amb presència de camps de cultiu i assentaments urbans (Pita et al., 2009). En el nostre estudi, aquestes àrees equivalen a les zones més urbanitzades (Santa Eulàlia i Afrau), que precisament és on s'han trobat les abundàncies més baixes de guineu. Aquestes diferències poden ser degudes a que la guineu és considerada una espècie generalista amb un comportament plàstic, característiques que resulten en una capacitat d'adaptació molt gran (Bateman & Fleming, 2012; Cavallini, 1996).

La fagina i la marta també es veuen afectades negativament per la urbanització, en aquest cas degut a la proximitat de les zones urbanes. Aquests eren uns resultats esperats, ja que les dues espècies seleccionen positivament les zones poc humanitzades i de caràcter forestal (López-Martín, 2003). La marta només s'ha detectat a les zones més septentrionals de la comarca, coincidint amb el possible límit meridional de la seva distribució a Catalunya. Més enllà de la influència antròpica, aquest fet és degut a la limitada distribució dels hàbitats òptims o subòptims per a l'espècie a Osona (Sayol et al., 2015). A Europa, la marta i la fagina ocupen el mateix nínxol ecològic, fet que provoca una relació de competència interespecífica. En les

regions on ambdues conviuen, la marta ocupa les zones forestals de caràcter madur i menys humanitzades, relegant la fagina cap les zones menys favorables i més properes als nuclis habitats (Rosellini et al., 2008). En el nostre estudi, la presència reduïda de marta no genera aquesta competència i, per tant, permet que la fagina pugui ocupar el seu hàbitat òptim, és a dir, evitant les zones properes a la urbanització. En canvi, fent referència al percentatge urbanitzat i coincidint amb Recio et al. (2015), en aquest estudi no s'ha observat una influència de la intensitat d'urbanització sobre les poblacions de fagina.

Estudis realitzats als Parcs Naturals de Montserrat (López-Martín, 2003) i de Collserola (Molina-Vacas et al., 2011) revelen que la geneta és una espècie principalment forestal i que evita la urbanització. En aquest estudi s'esperava obtenir uns resultats similars als d'aquests espais naturals, però els anàlisis mostren que ni la proximitat ni la intensitat de la urbanització influeixen en les poblacions de geneta a Osona. Aquest no és un resultat del tot sorprenent, ja que també existeix la hipòtesi que descriu la geneta com a una espècie simpàtrica amb la fagina, on es demostra que les dues espècies fan un ús de l'hàbitat diferenciat (Mangas et al., 2007). Així, la fagina té preferència pels boscos madurs i menys humanitzats mentre que la geneta tendeix a ocupar els boscos més alterats i més propers a les zones urbanes. Aquesta hipòtesi concorda amb els resultats del nostre estudi, on la fagina ha mostrat un clar rebuig per les àrees properes a la urbanització, mentre que la geneta no s'hi veu influenciada. Per altra banda, cal ressaltar que la diferència més gran entre aquestes dues espècies es veu reflectida a la zona menys urbanitzada de l'estudi, Barretó, on s'hi observa el pic d'abundància de fagina i on la geneta és gairebé testimonial. En aquest cas, les diferències no són degudes a la baixa urbanització, sinó que la zona mostrejada es troba entre els 1.000 i 1.300m, coincidint amb el límit altitudinal de la distribució de la geneta (Virgós, 2001).

En la mateixa línia que la geneta, s'esperava trobar una influència negativa de la pressió antròpica sobre el teixó, tal i com demostren els estudis realitzats als Parcs Naturals de Montserrat i Collserola (Molina-Vacas, 2009). Tot i això, existeix una gran diversitat d'opinions sobre la tolerància del teixó en vers els humans, ja que estudis afirmen que es pot veure afavorit en zones d'urbanització mitjana (Huck et al., 2008a),

i d'altres demostren que és capaç de viure prop dels ambients urbans (Remonti et al., 2006). Els nostres resultats no mostren cap relació entre aquesta espècie i la pressió antròpica, essent capaç d'assolir tant abundàncies altes com baixes en tot el gradient d'urbanització i demostrant una gran adaptabilitat (Huck et al., 2008b). La irregularitat dels resultats pot veure's condicionada pel comportament i organització social de l'espècie, ja que a diferència dels altres mesocarnívors, la dispersió dels individus juvenils és més reduïda, i fins i tot poden compartir el territori amb els progenitors (Virgós, 2017).

El gat salvatge és el mesocarnívor més sensible a la influència antròpica, ja que es veu afectat tant per la intensitat d'urbanització com per la proximitat. D'aquesta manera, el gat només s'ha detectat en les 3 zones menys humanitzades, assolint el major índex d'abundància a la zona de Perafita, caracteritzada per un paisatge heterogeni format per un mosaic de boscos i pastures. Aquests resultats confirmen les hipòtesis formulades, i juntament amb diversos estudis, demostren que el gat salvatge és una espècie poc tolerant a la influència antròpica (Klar et al., 2008; Monterroso et al., 2009) i més especialitzada pel que fa a l'hàbitat (Lozano et al., 2003; Recio et al., 2015).

En relació a la diversitat, s'hauria esperat trobar un efecte negatiu de la pressió antròpica sobre aquest estadístic (Crooks, 2002). Tot i que aparentment hi ha una relació lineal negativa amb les dues variables, l'anàlisi estadístic ha determinat que aquesta relació no és significativa. En el cas de la distància a nucli habitat, es creu que amb un major nombre de zones de mostreig la relació pugui ser significativa, ja que la no significança és residual (fig. 11). Tot i això, s'ha pogut observar que la diversitat més elevada correspon a la zona de mosaic (Perafita). A més, d'acord amb Pita et al. (2009), aquest tipus de paisatge també acull la major riquesa i abundància de carnívors de mida mitjana.

Durant la realització d'aquest treball s'han fet paleses algunes limitacions. Una d'elles ha estat la grandària mostral, ja que majoritàriament s'ha treballat amb els resultats de 7 grups de càmeres, un volum de mostres més aviat baix a l'hora d'analitzar les dades estadísticament. Aparentment, la millor opció hagués estat tractar les dades de cada càmera individualment, però degut a que no es podia garantir la independència total entre les diferents càmeres de l'estudi es va optar per tracta-les per grups. Un altre

factor limitant ha estat la incapacitat de mostrejar zones amb més pressió antròpica i, per conseqüència, no poder obtenir dades d'un rang més ampli d'urbanització. Aquest fet és degut principalment a la poca disponibilitat de punts òptims per a la instal·lació de les càmeres i a les precaucions preses per tal d'evitar possibles sabotatges.

Per últim, seria interessant fer extensiu aquest estudi més enllà de la comarca d'Osona, per tal d'aprofundir més en la influència de les activitats humanes sobre aquestes espècies a Catalunya. També es voldria fer referència a la necessitat de donar a conèixer la metodologia del foto-seguiment a la població, per tal de normalitzar la presència de càmeres a la natura per una finalitat científica i així facilitar els estudis basats en aquesta metodologia.

6. Conclusions

En general, es pot concloure que la pressió antròpica, mesurada a partir de la intensitat i la proximitat a la urbanització, afecta negativament a la comunitat de mesocarnívors d'Osona, provocant una disminució tant de la riquesa d'espècies com de l'índex d'abundància total.

La urbanització no té la mateixa influència sobre totes les espècies, sinó que cadascuna respon de manera diferent. El gat fer i la marta són absents a les àrees més urbanes de la comarca, essent les espècies menys tolerants a la presència humana. Els índexs d'abundància de guineu i fagina també disminueixen significativament a mesura que augmenta la urbanització, tot i que són presents en tot el gradient. Contràriament, el teixó i la geneta no mostren sensibilitat envers la pressió antròpica.

La relació entre la pressió antròpica i els carnívors de mida mitjana no es veu influenciada per la cobertura forestal. Malgrat això, les zones amb paisatge de mosaic i amb menys pressió antròpica són les més riques, diverses i abundants en mesocarnívors.

7. Bibliografia

- Baker, P. J., & Harris, S. (2007). Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal review*, 37(4), 297-315.
- Barea-Azcón, J. M., Virgós, E., Ballesteros-Duperon, E., Moleón, M., & Chiroso, M. (2006). Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. In *Vertebrate Conservation and Biodiversity* (pp. 387-404). Springer, Dordrecht.
- Bateman, P. W., & Fleming, P. A. (2012). Big city life: carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287(1), 1-23.
- Bitetti, M. S., Paviolo, A. J., & de Angelo, C. D. (2014). Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter.
- Bonet-Arbolí, V., Rafart, E., Rodríguez-Teijeiro, J. & Llimona, F. (2005). Ecología del tejón (Meles meles) en espacios naturales metropolitanos: el caso de Collserola (NE Península Ibérica). Pp: 119-147. *Ecología y conservación del tejón en ecosistemas mediterráneos. SECEM, Málaga*.
- Brook, L. A., Johnson, C. N., & Ritchie, E. G. (2012). Effects of predator control on behaviour of an apex predator and indirect consequences for mesopredator suppression. *Journal of applied ecology*, 49(6), 1278-1286.
- Cardillo, M., Purvis, A., Sechrest, W., Gittleman, J. L., Bielby, J., & Mace, G. M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS biology*, 2(7).
- Cavallini, P. (1996). Variation in the social system of the red fox. *Ethology Ecology & Evolution*, 8(4), 323-342.
- Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya. (2018). *Superfícies i mapa d'hàbitats*. Recuperat de http://www.observatoriforestal.cat/superficie_mapahabitats/
- Crooks, K. R. (2002). Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation biology*, 16(2), 488-502.

- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., King, S. R., Di Marco, M., Rondinini, C., & Boitani, L. (2017). Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*(29), 7635-7640.
- Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A., & Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, *6*(2), 435-448.
- Departament de Territori i Sostenibilitat. (2019). *Mapa d'usos i cobertes del sòl*. Recuperat de: http://territori.gencat.cat/ca/01_departament/12_cartografia_i_toponimia/bases_cartografiques/medi_ambient_i_sostenibilitat/bases_miramon/territori/mapa-dusos-i-cobertes-del-sol/
- Flather, C. H., Brady, S. J., & Inkley, D. B. (1992). Regional habitat appraisals of wildlife communities: a landscape-level evaluation of a resource planning model using avian distribution data. *Landscape Ecology*, *7*(2), 137.
- Font, J. Un segle de canvis i permanències a Osona: d'entorn rural-urbà a comarca-ciutat. *Ausa*, 425-445.
- Graham, M. H. (2003). Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology*, *84*(11), 2809-2815.
- Hansen, A. J., Knight, R. L., Marzluff, J. M., Powell, S., Brown, K., Gude, P. H., & Jones, K. (2005). Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications*, *15*(6), 1893-1905.
- Huck, M., Davison, J., & Roper, T. J. (2008a). Predicting European badger *Meles meles* sett distribution in urban environments. *Wildlife Biology*, *14*(2), 188-198.
- Huck, M., Frantz, A. C., Dawson, D. A., Burke, T., & Roper, T. J. (2008b). Low genetic variability, female-biased dispersal and high movement rates in an urban population of Eurasian badgers *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology*, 905-915.

- Institut d'Estadística de Catalunya. (2019). Els municipis en xifres. Recuperat de: <https://www.idescat.cat/emex/>
- Jiménez, J., Nuñez-Arjona, J. C., Rueda, C., González, L. M., García-Domínguez, F., Muñoz-Igualada, J., & López-Bao, J. V. (2017). Estimating carnivore community structures. *Scientific reports*, 7(1), 1-10.
- Kelly, M. J., & Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern naturalist*, 15(2), 249-262.
- Klar, N., Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Herrmann, M., Trinzen, M., Büttner, I., & Niemitz, C. (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation*, 141(1), 308-319.
- López-Martín, J. M. (2003). Comparación de la ecología de la marta (*Martes martes* L. 1758) y la garduña (*Martes foina* Erx. 1777) en el NE ibérico: interacciones con la gineta (*Genetta genetta* L. 1758). *Memòria de Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona*.
- Lozano, J., Virgós, E., Malo, A. F., Huertas, D. L., & Casanovas, J. G. (2003). Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity & Conservation*, 12(5), 921-935.
- Mangas, J. G., Carrobes, M., Alcázar, L. H., Bellón, D., & Virgós, E. (2007). Aproximación al estudio de la ecología espacial de especies simpátricas: la garduña (*Martes foina*) y la gineta (*Genetta genetta*). *Galemys*, 19, 61-71.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.
- Molina-Vacas, G., Bonet-Arboli, V., Rafart-Plaza, E., & Rodríguez-Teijeiro, J. D. (2009). Spatial ecology of European badgers (*Meles meles* L.) in Mediterranean habitats of the north-eastern Iberian Peninsula. I: home range size, spatial distribution and social organization. *Vie et milieu*, 59(3), 223.

- Molina-Vacas, G., Bonet-Arbolí, V., & Rodríguez-Teijeiro, J. D. (2012). Habitat selection of two medium-sized carnivores in an isolated and highly anthropogenic Mediterranean park: the importance of riverbank vegetation. *Italian Journal of Zoology*, 79(1), 128-135.
- Monterroso, P., Brito, J. C., Ferreras, P., & Alves, P. C. (2009). Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology*, 279(1), 27-35.
- Moruzzi, T. L., Fuller, T. K., DeGraaf, R. M., Brooks, R. T., & Li, W. (2002). Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 380-386.
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., & Wilting, A. (2016). camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457-1462.
- Ordeñana, M. A., Crooks, K. R., Boydston, E. E., Fisher, R. N., Lyren, L. M., Siudyla, S., ... & Miles, A. K. (2010). Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1322-1331.
- Palazón, S., Pérez, M., Batet, A., Arjona, L., Rafart, E., Malo, C., & Ruiz-Olmo, J. (2010). Situación actual y evolución de la población de turón (*Mustela putorius* L., 1758) en Catalunya: 1950-2008. *Galemys*, 22(1), 91-112.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R., & Beja, P. (2009). Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(1-2), 57-65.
- Prugh, L. R., Stoner, C. J., Epps, C. W., Bean, W. T., Ripple, W. J., Laliberte, A. S., & Brashares, J. S. (2009). The rise of the mesopredator. *Bioscience*, 59(9), 779-791.
- Purroy, F. J., & Varela, J. M. (2003). *Guía de los mamíferos de España*. Lynx Edicions.
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing.

- Recio, M. R., Arija, C. M., Cabezas-Díaz, S., & Virgós, E. (2015). Changes in Mediterranean mesocarnivore communities along urban and ex-urban gradients. *Current Zoology*, 61(5), 793-801.
- Remonti, L., Balestrieri, A., & Prigioni, C. (2006). Factors determining badger *Meles meles* sett location in agricultural ecosystems of NW Italy. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA*, 55(1), 19.
- Rosellini, S., Osorio, E., Ruiz-González, A., Piñeiro, A., & Barja, I. (2008). Monitoring the small-scale distribution of sympatric European pine martens (*Martes martes*) and stone martens (*Martes foina*): a multievidence approach using faecal DNA analysis and camera-traps. *Wildlife research*, 35(5), 434-440.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- Ruiz-Olmo J & Aguilar, A. (1995). Els Grans mamífers de Catalunya i Andorra. *Lynx Edicions. Barcelona*.
- Salvador S., Pou Q., Toniatti E., Llopart X. & Palazón S. (2017). El turón en Cataluña: descifrando las claves de su actual regresión. *Quercus*, (375), 12-19.
- Sayol, F., Pou, R., Bagaria, G., & Puig, J. (2015). Noves cites de marta (*Martes martes* Linnaeus, 1758) al Prepirineu oriental i primera cita de reproducció a Catalunya. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 69-72.
- Sayol, F. & Vilella, M. (2019). El gat salvatge (*Felis silvestris*) a Catalunya: Estudi sobre la seva distribució i coexistència amb altres carnívors. Recuperat de: https://www.zoobarcelona.cat/sites/default/files/2020-02/MemoriaAJonch2018_GatFer_SayolVilella.pdf
- Sayol, F., Vilella, M., Bagaria, G., & Puig, J. (2018). El gat salvatge, *Felis silvestris* (Schreber, 1777), al Prepirineu oriental: densitat de les poblacions del Lluçanès i el Bisaura. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 185-191.

- Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, 2, e374.
- 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.
- Soulé, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wrights, J., Sorice, M., & Hill, S. (1988). Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2(1), 75-92.
- Torre, I., Ribas, A., & Arrizabalaga, A. (2009). Estudio de la comunidad de carnívoros del PN Del Montseny (Catalunya) mediante trampeo fotográfico. *Galemys*, 21, 165-180.
- Vila, A. (2002). La població de la comarca d'Osona (1952-2002). *Ausa*, 20(150), 395-414.
- Virgós, E., Romero, T., & Mangas, J. G. (2001). Factors determining "gaps" in the distribution of a small carnivore, the common genet (*Genetta genetta*), in central Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 79(9), 1544-1551.
- Virgós, E., Tellería, J. L., & Santos, T. (2002). A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity & Conservation*, 11(6), 1063-1079.
- Virgós, E. (2017). Tejón—Meles meles. *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. <http://www.vertebradosibericos.org>.
- Wegge, P., Pokheral, C. P., & Jnawali, S. R. (2004, August). Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. In *Animal Conservation Forum* (Vol. 7, No. 3, pp. 251-256). Cambridge University Press.

Annex A

Taula 6 Taula resum dels 44 punts mostrejats al llarg de l'estudi. S'hi mostren la zona, el codi, la localitat, el model i l'altitud de cada càmera de foto-seguiment

Zona	Codi càmera	Localitat	Model càmera	Altitud (msnm)
AFR	AFR01	L'Afrau del Muntanya	Moultrie	672
AFR	AFR02	El Raurell	Moultrie	715
AFR	AFR03	Can Serrà	Moultrie	783
AFR	AFR04	Can Rovira	Moultrie	819
AFR	AFR05	Serrat de la Peça	Moultrie	854
AFR	AFR06	L'Estanyol	Moultrie	717
BRT	BRT01	Coll de Cristòfol	CuddebackC	1275
BRT	BRT02	Coll del Forn	CudebackAmbush	1326
BRT	BRT03	Morro del Quer	CudebackAmbush	1274
BRT	BRT04	Pla de Marenjol	CudebackAmbush	1161
BRT	BRT05	Clot de la Coma	CudebackAmbush	1083
BRT	BRT06	Serrat de la Garrafa	CudebackAmbush	1019
BRT	BRT07	Els Graus	CudebackAmbush	1201
GLS	GLS01	La font	CuddebackC	552
GLS	GLS02	Puig de Moner	CuddebackC	537
GLS	GLS03	Pla del casalís	CuddebackC	463
GLS	GLS04	Bosc del biaix	CuddebackC	539
GLS	GLS05	Can Borjada	CuddebackC	561
GLS	GLS06	Les fagedes	CuddebackC	508
GLS	GLS07	Torrent de Moran	CuddebackC	460
MTQ	MTQ01	Obaga de la Solana	CudebackAmbush	700
MTQ	MTQ03	Bassa de la Rovira	CudebackAmbush	826
MTQ	MTQ04	Collet Xic	CudebackAmbush	803
MTQ	MTQ06	Bosc de Sant Moí	CudebackAmbush	765
MTQ	MTQ07	Obaga del Revell	CudebackAmbush	707
PRF	PRF01	Pla de Sabaters	Moultrie	785
PRF	PRF02	Marginet	Moultrie	836
PRF	PRF03	Les Heures	Moultrie	885
PRF	PRF04	El Pallars	Moultrie	776
PRF	PRF05	Collet Guixeres	Moultrie	710
PRF	PRF06	Pla de la Senyora	Moultrie	669
PRF	PRF07	Les Fesoleres	Moultrie	785
SER	SER01	El Pujol	CuddebackC	562
SER	SER02	Turó de l'Ermengol	CuddebackC	560
SER	SER03	Pont del Ca	CuddebackC	585
SER	SER04	La Serra de la Morera	CuddebackC	564

SER	SER06	Can Cassola	CudebackAmbush	501
TOR	TOR08	Sant Jaume	CuddebackC	493
TOR	TOR09	Casadevall	CuddebackC	512
TOR	TOR10	Serralades de niubò	CuddebackC	562
TOR	TOR11	Seniars	CudebackAmbush	550
TOR	TOR12	Les Comes	CuddebackC	525
TOR	TOR13	Espadamala	CuddebackC	519
TOR	TOR14	Sant Jaume Vell	CudebackAmbush	527

Annex B



Figura 12 Imatges representatives de les espècies de mesocarnívors detectades en aquest estudi: a) *Vulpes vulpes*, b) *Martes martes*, c) *Martes foina*, d) *Genetta genetta*, e) *Meles meles* i f) *Felis silvestris*.

Annex C

Taula 7 Taula resum dels índexs d'abundància (N/100 dies) de cada espècie a les 7 zones d'estudi.

	Índex d'abundància (N/100 dies)					
	<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Genetta genetta</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Felis silvestris</i>
AFR	4,630	4,690	1,520	0,550	0,000	0,000
BRT	11,220	1,360	0,440	1,940	0,950	1,080
GLS	11,690	1,030	0,340	0,120	0,000	0,000
MTQ	10,590	4,270	0,700	0,170	0,160	0,630
PRF	11,790	4,500	2,800	1,130	0,080	1,540
SER	8,110	1,690	1,180	0,340	0,000	0,000
TOR	7,420	4,010	0,250	0,000	0,000	0,000

Annex D

Taula 8 Taula resum dels índexs d'abundància relativa ($N_{\text{espècie}}/N_{\text{total}}$) de cada espècie a les 7 zones d'estudi.

	Índex d'abundància relativa ($N_{\text{espècie}}/N_{\text{total}}$)					
	<i>Vulpes vulpes</i>	<i>Meles meles</i>	<i>Genetta genetta</i>	<i>Martes foina</i>	<i>Martes martes</i>	<i>Felis silvestris</i>
AFR	0,430	0,440	0,080	0,050	0,000	0,000
BRT	0,662	0,080	0,026	0,114	0,056	0,064
GLS	0,880	0,080	0,030	0,010	0,000	0,000
MTQ	0,640	0,260	0,040	0,010	0,010	0,040
PRF	0,542	0,207	0,129	0,052	0,040	0,071
SER	0,716	0,149	0,104	0,030	0,000	0,000
TOR	0,638	0,340	0,022	0,000	0,000	0,000

Annex E

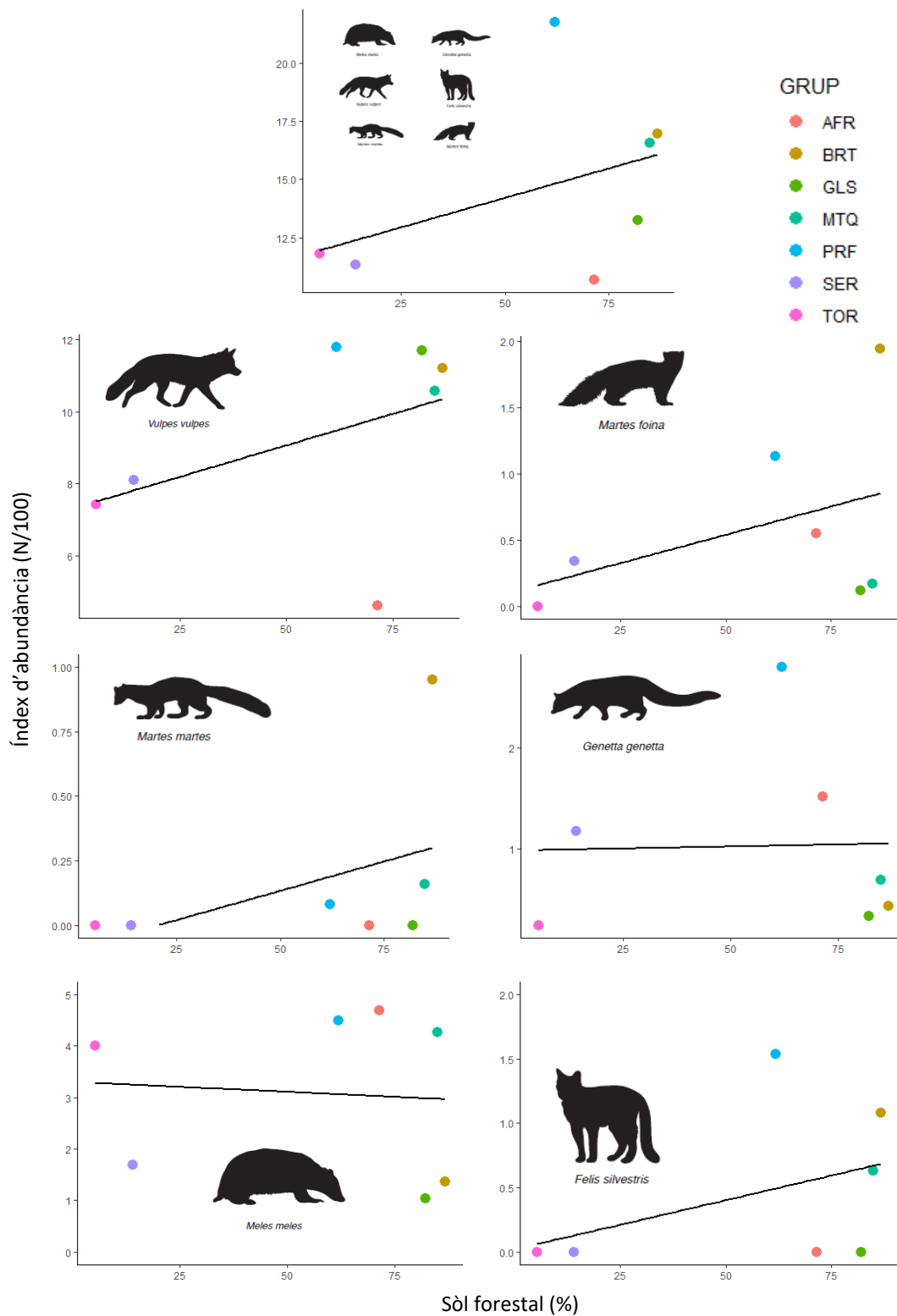


Figura 13 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el sòl forestal (%) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 7 zones d'estudi: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de sòl forestal.

Annex F

Taula 9 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte del sòl forestal en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents zones d'estudi (N=7).

Índex d'abundància (N/100 dies)	Coefficient	Desviació estàndard	P-valor
Total	0,051	0,047	0,333
<i>Vulpes vulpes</i>	0,035	0,032	0,322
<i>Martes foina</i>	0,009	0,009	0,351
<i>Martes martes</i>	0,005	0,004	0,318
<i>Genetta genetta</i>	0,001	0,012	0,949
<i>Meles meles</i>	-0,004	0,021	0,862
<i>Felis silvestris</i>	0,008	0,008	0,358

Annex G

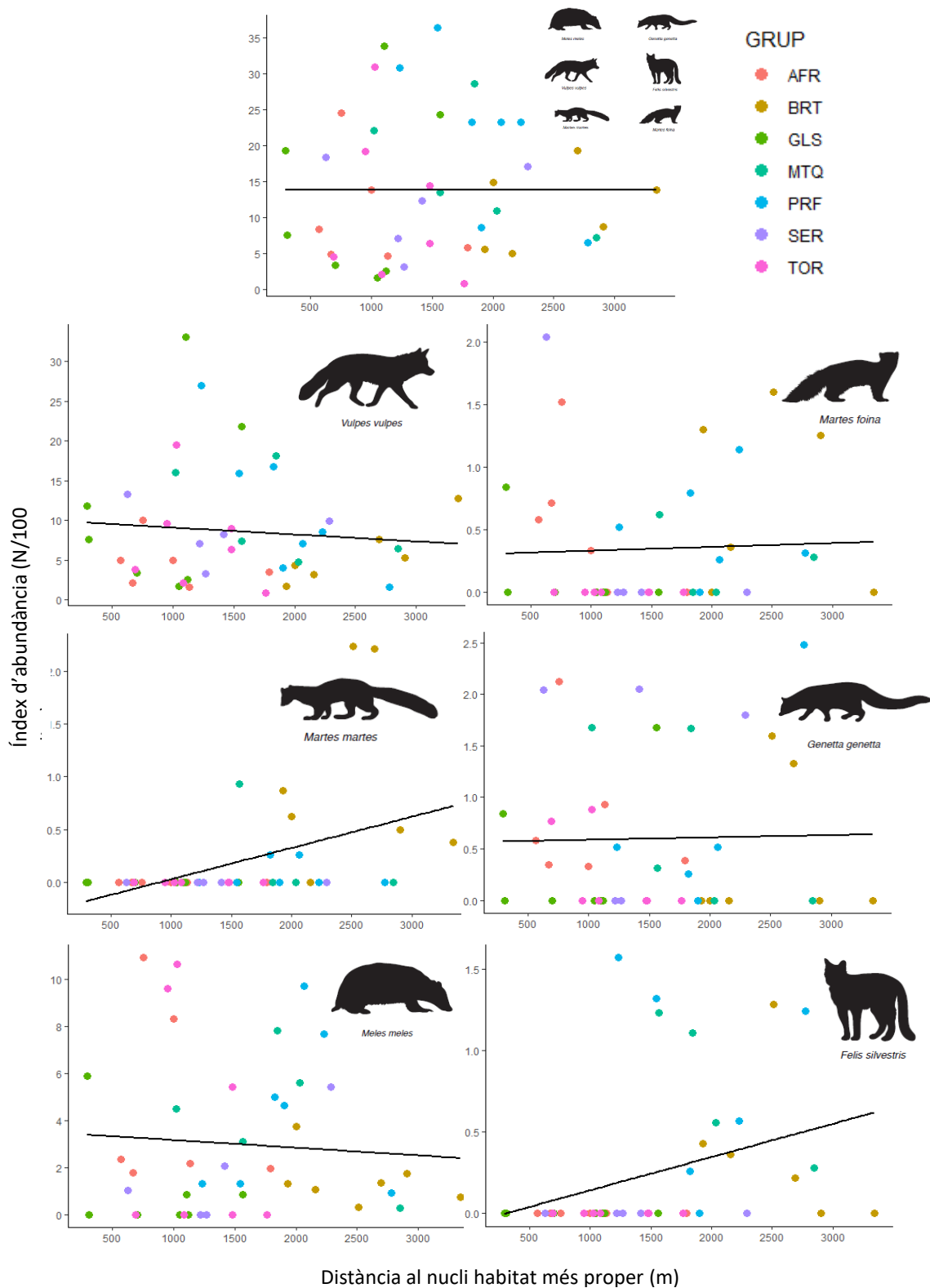


Figura 14 Conjunt de gràfics on es mostra la relació lineal entre el la distància al nucli habitat més proper (m) i els índexs d'abundància (N/100 dies) total i de cada espècie en les 44 càmeres de l'estudi. El color de cada càmera indica el grup al que correspon: AFR (rosa pastel), BRT (daurat), GLS (verd), MTQ (blau-verd), PRF (blau), SER (lila) i TOR (rosa). La línia de tendència representa l'evolució dels índexs d'abundància al llarg del rang de distància al nucli habitat més proper.

Annex H

Taula 10 Resum del conjunt de Models Lineals Generalitzats (GLM), on s'avalua l'efecte de la distància mitjana al nucli habitat més proper en l'índex abundància total i de cada espècie de mesocarnívor a les diferents càmeres de l'estudi (N=44).

Abundància (N/100 dies)	Coefficient	Desviació estàndard	P-valor
Total	5,008e-05	1,686e-04	0,770
<i>Vulpes vulpes</i>	-5,439e-05	1,526e-04	0,727
<i>Martes foina</i>	-8,377e-05	8,360e-05	0,324
<i>Martes martes</i>	4,893e-05	6,141e-05	0,430
<i>Genetta genetta</i>	-9,901e-06	9,392e-05	0,918
<i>Meles meles</i>	-4,931e-05	1,969e-04	0,804
<i>Felis silvestris</i>	3,422e-06	6,624e-05	0,959