

DINÀMICA POBLACIONAL DEL SENGLAR (*Sus scrofa*)

Autoregulació ecològica i extracció cinegètica:

una anàlisi dels seus límits estructurals

Alfredo Colomera

Anàlisi independent basat en literatura científica revisada per parells i fonts d'organismes oficials

Abril 2026

Col·laboren: Associació Animalista LIBERA! I DEPANA. Lliga per a la Defensa del PatrimoniNatural.

LIBERA!
ASSOCIACIÓ ANIMALISTA
WWW.LIBERAONG.ORG



Llicència: CC BY-NC-ND 4.0

Estructura del document

Bloc 1 — Resposta compensatòria i sobrecompensació _____ pàgina 5

Bloc 2 — Impacte de la caça sobre l'arquitectura social i reproductiva del senglar (*Sus scrofa*) _____ pàgina 8

Bloc 3 — Impacte espacial de la caça: desplaçaments induïts i redistribució territorial del senglar (*Sus scrofa*) _____ pàgina 19

Bloc 4 — Capacitat de càrrega (K), compensació demogràfica i reserva de potencial reproductiu _____ pàgina 22

Bloc 5 — Depredació natural vs caça esportiva o professional en la regulació del senglar (*Sus scrofa*) _____ pàgina 31

Bloc 6 — Zoonosi i risc sanitari: la interfície humà–animal–medi com a variable operativa central _____ pàgina 35

Bloc 7 — Mortalitat humana i risc públic compatibles amb l'activitat de la caça i a la dinàmica del senglar (*Sus scrofa*) _____ pàgina 38

Bloc 8 — Economia _____ pàgina 45

Conclusió — _____ pàgina 57

Nota terminològica i convencions d'ús

Les referències al llop (*Canis lupus*) s'empren exclusivament en el seu sentit ecològic, com a variable documentada en la literatura sobre dinàmica poblacional del senglar, i no constitueixen advocació per a polítiques específiques de gestió d'aquesta espècie.

N (mida poblacional): nombre total d'individus de la població en un moment determinat. En aquesta anàlisi, N correspon a l'estimació oficial de la Generalitat de Catalunya publicada a senglar.cat, obtinguda com $N = \text{densitat (individus/km}^2) \times 32.106,6 \text{ km}^2$ (superfície total de Catalunya). N varia al llarg de cada temporada: es redueix per la caça ($N - H = \text{població post-caça}$) i s'incrementa pel reclutament reproductiu del cicle següent.

K (capacitat de càrrega): límit superior de la mida poblacional que el medi pot sostenir de manera estable, determinat pels recursos disponibles (aliment, refugi, aigua). K no és una constant biològica sinó una variable ambiental: pot augmentar per increment de recursos antropògens (cultius, residus) i disminuir per sequera o degradació de l'hàbitat. L'argument central d'aquesta anàlisi és que la caça actua sobre N però no redueix K; mentre K es mantingui elevada, la població tendeix a recuperar N fins a aproximar-se de nou al sostre.

H (mortalitat per extracció): nombre d'individus eliminats per caça en cada temporada; equivalent a les captures anuals declarades (IDESCAT). S'expressa com a valor absolut o com a proporció de N (TMP). El terme 'extracció' s'utilitza en aquesta anàlisi exclusivament per la seva estandardització en la literatura científica internacional de dinàmica poblacional, i no implica posicionament valoratiu sobre les activitats de caça analitzades. Les entitats col·laboradores no l'empren necessàriament en el seu llenguatge ordinari.

λ (lambda): taxa de creixement finit de la població. Un valor de $\lambda = 1,00$ indica població estable; $\lambda > 1,00$ indica creixement (per exemple, $\lambda = 1,64$ significa que la població de la temporada t+1 és un 64% superior a la de t); $\lambda < 1,00$ indica declivi (per exemple, $\lambda = 0,90$ significa que la població es redueix un 10% cada temporada).

TMP (Taxa de Mortalitat Provocada): proporció de la població inicial extreta per caça en cada temporada, equivalent a la variable H (mortalitat per extracció) en el marc N/K/H d'aquesta anàlisi. Fórmula: $\text{TMP (\%)} = (\text{Captures} / \text{Població inicial estimada}) \times 100$ senglars. No és publicada com a tal per les institucions: es dedueix directament de les dades oficials de captures i estimació poblacional (senglar.cat / Generalitat de Catalunya). Definició formal completa i base de dades: Bloc 2, apartat 8.

TNB (Taxa de Natalitat Bruta): mesura del reclutament net generat per la població supervivent després de la temporada de caça (població post-extracció). No representa una natalitat absoluta independent del sistema, sinó una resposta endògena condicionada per la mida i l'estructura de la població supervivent. Fórmula: $\text{TNB (\%)} = (\text{Increment net} / \text{Població Post-Caça}) \times 100$ senglars, on increment net = població de la temporada següent - població post-caça. Cal tenir en compte un desfasament temporal d'un cicle: la TNB d'una temporada reflecteix el reclutament de la primavera-estiu posterior. Això implica que la TMP d'una temporada no pot comparar-se amb la TNB del mateix any, sinó amb la del cicle reproductiu posterior (t+1 o superior si hi ha efectes estructurals retardats)

Una TNB negativa no implica absència de naixements, sinó que el reclutament va ser insuficient per recuperar la mida de la població a l'inici d'aquella temporada: la temporada va concloure amb menys individus dels que havia iniciat. Definició formal completa, base de dades i notes metodològiques: Bloc 2, apartat 8.

Reclutament juvenil: incorporació neta de garrins i subadults a la població entre dues temporades consecutives. Constitueix el component demogràfic amb major elasticitat sobre la taxa de creixement del senglar (Bieber & Ruf 2005): quan N disminueix o l'estructura social es desorganitza per efecte de la caça, el reclutament juvenil tendeix a incrementar-se, absorbint totalment o parcialment l'extracció i generant la resposta compensatòria descrita als Blocs 1 i 2. Això succeeix per tres vies principals: millora de la condició corporal per menor competència intraespecífica, entrada primerenca de femelles subadultes a la reproducció, i alliberament reproductiu per ruptura de jerarquies matrilineals. Operativament, queda integrat a la TNB de la tem-

porada següent.

Turnover poblacional: taxa de renovació o recanvi d'individus en una població. Un turnover elevat indica que els individus moren o desapareixen ràpidament i són substituïts per altres de nous en un interval curt. En aquesta anàlisi, el terme s'utilitza exclusivament en el seu sentit demogràfic estàndard, tal com apareix a la literatura científica internacional citada

Acc/1.000N (Taxa d'accidentalitat relativa): quocient entre el nombre d'accidents registrats en una temporada i la mida poblacional estimada (N) expressada en milers d'individus. Permet comparar la sinistralitat entre temporades amb N diferent, eliminant l'efecte del creixement poblacional. Fórmula: $(\text{accidents} / N) \times 1.000$. No és publicada com a tal per les institucions: es dedueix directament de les dades oficials de la Generalitat de Catalunya (senglar.cat / IDESCAT) i dels estudis TCAU (Generalitat de Catalunya, 2007–2023).

La solidesa de les dades institucionals catalanes utilitzades en aquesta anàlisi — i de la sèrie temporal que en deriva — queda corroborada pel fet que els mateixos responsables tècnics del Programa de Seguiment — Colomer, Rosell et al. — les han utilitzat com a base d'un estudi publicat en revista revisada per parells (*Science of the Total Environment*, 2024), fet que implica una confiança explícita en la seva validesa per part dels propis autors. Aquesta confiança és reforçada per un segon estudi dels mateixos responsables tècnics del Programa de Seguiment (Colomer et al., 2024), que, sobre una sèrie de 23 temporades i 14 observatoris, identifica la precipitació de primavera com a predictor estadístic de la densitat i el creixement poblacional. L'ús de la sèrie com a variable dependent en una anàlisi predictiva publicada en revista revisada per parells implica una confiança metodològica en la seva robustesa que va més enllà de la mera descripció.

BLOC 1: Resposta compensatòria i sobrecompensació

1) Què és la resposta compensatòria (i la sobrecompensació) en senglar

En espècies amb elevada fecunditat i alta plasticitat reproductiva com el senglar (*Sus scrofa*), la reducció parcial de la població mitjançant caça no implica necessàriament una reducció sostinguda en el temps. Quan la densitat disminueix o l'estructura social es desorganitza, poden activar-se mecanismes demogràfics que compensen les baixes: augment de la proporció de femelles reproductores, entrada primerenca de femelles juvenils a la reproducció, millora de la condició corporal per major disponibilitat de recursos per individu i increment del reclutament juvenil.

La literatura demogràfica mostra que el creixement poblacional del senglar és especialment sensible als components juvenils i a la fecunditat modulada per recursos ambientals. Bieber & Ruf (2005) corroboren que l'elasticitat de la taxa de creixement està fortament vinculada a la supervivència i al reclutament juvenil. Servanty et al. (2009, 2011) documenten canvis reproductius i demogràfics sota pressió cinegètica elevada compatibles amb compensació poblacional. En paral·lel, Croft et al. (2020) mostren mitjançant modelització que extraccions inferiors a aproximadament un 40% anual no garanteixen reduccions sostingudes de la població. Massei et al. (2015) constaten que, a escala europea, les poblacions han continuat creixent malgrat l'increment d'esforç cinegètic.

Aquest conjunt d'evidències situa la compensació no com una hipòtesi especulativa, sinó com un patró demogràfic plausible i documentat en contextos d'alta fecunditat i disponibilitat energètica suficient. Quan el guany reproductiu supera l'extracció anual, es produeix sobrecompensació: la població creix malgrat la caça.

2) Mecanisme 1: menys densitat → més recursos per femella → més fecunditat efectiva i supervivència juvenil

Quan la caça redueix parcialment la densitat, els individus restants disposen de més recursos per càpita. En senglar, això es tradueix en millor condició corporal, major probabilitat d'ovulació, més femelles gestants i millor supervivència dels garrins.

Bieber & Ruf (2005) descriuen com els recursos pulsats (mast) incrementen fecunditat i creixement poblacional. Servanty et al. (2009) mostren que la variació reproductiva sota alta caça està fortament associada a condicions ambientals i recursos disponibles. Massei & Genov (2004), en context mediterrani, documenten altes taxes de fecunditat i supervivència juvenil fins i tot amb pressió cinegètica present. Frauendorf et al. (2016) indiquen que la mida de ventrada depèn principalment del pes corporal i la disponibilitat alimentària, no directament de la caça.

Gethöffer, Sodeikat & Pohlmeier (2007), en un estudi de dos anys en tres zones d'Alemanya (Baixa Saxònia i Renània-Palatinat), documenten que entre el 60% i el 70% de les femelles joves —incloses subadultes del primer any de vida— quedaven prenyades durant el període principal de reproducció, i que dos terços de les restants parien fins a l'estiu.

La compensació no implica necessàriament més cries per ventrada, sinó més femelles en condicions de reproduir-se i més garrins que arriben a reclutar-se. Quan la biomassa alliberada per extracció d'adults es redistribueix entre subadults, el potencial reproductiu global pot mantenir-se o augmentar.

3) Mecanisme 2: reconfiguració de l'estructura d'edats i major pes del reclutament juvenil

Sota caça intensa, la població pot reorganitzar la seva estructura demogràfica. Si l'extracció afecta principalment adults, el pes relatiu dels juvenils en el creixement poblacional augmenta.

Servanty et al. (2011) mostren que incrementar la mortalitat en una sola classe d'edat no garanteix reducció del creixement si altres components compensen. Bieber & Ruf (2005) ja advertien que l'elasticitat associada als juvenils és elevada. Milner et al. (2006) revisen com la caça selectiva pot generar efectes demogràfics laterals que no redueixen el creixement net. Croft et al. (2020) reforcen aquesta idea mitjançant models poblacionals.

En una espècie amb maduresa sexual primerenca i alta plasticitat, els buits generats per extracció poden ser ocupats ràpidament per cohorts juvenils amb bona supervivència.

4) Mecanisme 3: disrupció social i alliberament reproductiu

El senglar presenta estructura matrilineal. Les batudes poden eliminar femelles adultes dominants i desestabilitzar grups familiars. Quan la jerarquia es debilita, femelles subordinades poden iniciar reproducció abans del que farien en condicions socials estables.

Olejarz et al. (2024) mostren que l'experiència de batudes altera el comportament espacial. Servanty et al. (2011) documenten canvis demogràfics sota alta pressió. Davidson et al. (2021) detecten concentracions més elevades de progesterona en femelles exposades a alta pressió cinegètica, compatibles amb major potencial reproductiu.

Tot i que la relació exacta amb l'èxit final és complexa, la convergència de conducta, demografia i fisiologia apunta que la caça pot actuar com a factor reorganitzador de l'estructura reproductiva.

5) Mecanisme 4: modulació fisiològica associada a pressió cinegètica

Davidson et al. (2021) aporten un marcador fisiològic directe: femelles exposades a alta pressió cinegètica presenten nivells de progesterona significativament més elevats, compatibles amb un potencial reproductiu superior. La tesi doctoral de Davidson (2021) precisa el quadre complet: els nivells de cortisol eren baixos en ambdós grups i no es van detectar signes d'estrès crònic. Això implica que la caça no suprimeix la reproducció per via hormonal d'estrès, sinó que activa positivament el potencial reproductiu. El resultat és un sistema en el qual la pressió cinegètica estimula la compensació sense el cost fisiològic que en limitaria l'expressió.

6) Mecanisme 5: selecció sota pressió sostinguda

Quan la caça es manté durant dècades, pot actuar simultàniament com a força selectiva i com a accelerador de l'estructura demogràfica. Darimont et al. (2009), en un metaanàlisi de 34 estudis sobre 29 espècies, documenten que la predació humana indueix canvis fenotípics a una velocitat un 300% superior a la selecció natural, amb poblacions sotmeses a extracció mostrant de mitjana una talla corporal un 20% menor i una edat de primera reproducció un 25% més precoç. Allendorf & Hard (2009) precisen el mecanisme genètic: la caça, en dirigir-se preferentment a adults grans, pot alterar freqüències al·lèliques en poques desenes de generacions. Gamelon et al. (2011) documenten un avançament en la data de naixement sota alta pressió cinegètica, coherent amb selecció sobre la fenologia reproductiva. Servanty et al. (2011) quantifiquen l'acceleració estructural: el temps generacional en la població sota alta pressió era de 2,3 anys, enfront de 3,6 anys en la població amb baixa pressió. Gayet et al. (2016) afegixen la dimensió reproductiva: en poblacions sota extracció selectiva, les altes taxes de multipaternitat i la relació positiva entre nombre de progenitors mascles i mida de la ventrada suggereixen que la pressió cinegètica pot modificar el sistema d'aparellament. Milner et al. (2006) confirmen que quan la mortalitat no és aleatòria, pot seleccionar trets comportamentals i de la història de vida, canviant la composició funcional de la població a llarg termini.

7) Implicacions de gestió

La convergència d'evidència demogràfica, ecològica, fisiològica i modelitzada indica que la caça pot veure

reduïda la seva eficàcia per mecanismes compensatoris quan:

- el reclutament juvenil té elevada elasticitat,
- la disponibilitat de recursos és suficient,
- l'extracció no supera llindars sostinguts elevats,
- la pertorbació social facilita reorganització reproductiva.

Croft et al. (2020) mostren que només extraccions molt elevades sostingudes redueixen població amb fiabilitat. Massei et al. (2015) constaten creixement europeu malgrat intensificació cinegètica.

Aquesta conclusió és compartida fins i tot per autors vinculats a la gestió cinegètica: Gortázar et al. (2026), en una perspectiva publicada al *European Journal of Wildlife Research*, reconeixen explícitament que la caça recreativa és insuficient per revertir la tendència demogràfica del senglar (vegeu Conclusió per al detall complet).

Això no implica que la caça sigui intrínsecament ineficaç, sinó que la seva eficàcia depèn críticament de la intensitat, l'estructura d'edats abatuda i el context ecològic. En absència d'intervencions sobre la base energètica (recursos antropogènics, cultius, residus), l'extracció parcial pot ser absorbida per la capacitat compensatòria pròpia de l'espècie.

Mortalitat aditiva versus compensatòria: marc conceptual

Un element clau per interpretar l'eficàcia real de la caça és la distinció entre mortalitat aditiva i mortalitat compensatòria. La mortalitat és aditiva quan s'afegeix a la mortalitat natural sense que cap altre component demogràfic es redueixi proporcionalment, de manera que N (recordem que en aquest marc N és la mida poblacional) disminueix de forma neta. En canvi, la mortalitat és compensatòria quan substitueix, total o parcialment, mortalitat que hauria ocorregut per altres causes —inaniació, malaltia, depredació—, de manera que l'efecte net sobre N és menor del que la mortalitat bruta suggereix. Hone (1992) i Bartmann et al. (1992) estableixen aquest marc per a poblacions de vertebrats i ungulats respectivament, i conclouen que, en espècies d'alta plasticitat i en contextos d'alta disponibilitat de recursos, la mortalitat per extracció tendeix a ser parcialment compensatòria.

En senglar, la convergència d'evidència dels blocs precedents és coherent amb aquest patró: quan N baixa, la disponibilitat energètica per individu augmenta, la fecunditat s'incrementa i el reclutament juvenil es reforça, absorbint una part de l'extracció. Això no implica que la caça sigui sempre ineficaç, sinó que la seva eficàcia depèn críticament de si opera en el règim aditiu o compensatori, cosa que al seu torn depèn de la relació entre N i K en el moment de la intervenció. Un element especialment rellevant d'aquest marc no és únicament la coherència de la literatura científica independent, sinó el fet que aquesta mateixa conclusió és reconeguda des del propi àmbit de la gestió cinegètica.

En aquest sentit, Gortázar et al. (2026), en una perspectiva publicada a *European Journal of Wildlife Research* i elaborada amb participació directa d'investigadors vinculats al sector cinegètic, reconeixen explícitament que la caça recreativa, tot i contribuir a esmorteir el creixement poblacional, no és suficient per revertir la tendència demogràfica del senglar ni per compensar els factors estructurals que la impulsen.

Davidson (2021) confirma aquest patró hormonal (vegeu Bloc 1, apartat 5) (vegeu Bloc 1, apartat 5). En altres paraules, la limitació de la caça com a eina de control poblacional no és una hipòtesi externa al sistema, sinó una constatació compartida fins i tot pels seus propis actors.

Aquesta constatació ha estat recollida també per l'Autoritat Europea de Seguretat Alimentària (EFSA).

L'EFSA (2021) va identificar explícitament la insuficiència de la caça recreativa com a eina de control poblacional, situant aquest límit en el consens institucional europeu (vegeu Conclusió per al detall complet).

Cal precisar que assolir el llindar d'extracció necessari per reduir N de manera sostinguda —situat entre el 65% i el 70% anual segons Croft et al. (2020) i Texas A&M AgriLife Extension— no és únicament difícil en termes operatius, sinó que és estructuralment inassolible en poblacions obertes. A més, la combinació amb immunoconcepció —l'única mesura que podria accelerar la reducció en sistemes tancats— és autoanul·latòria en presència de caça concurrent: cada femella tractada abatuda allibera immediatament l'espai K que havia de bloquejar, convertint en inútil la inversió realitzada. No existeix, per tant, cap combinació realista d'eines cinegètiques que resolgui el límit estructural que els apartats anteriors descriuen. Aquesta conclusió es desenvolupa en detall al Bloc 4.

BLOC 2: Impacte de la caça sobre l'arquitectura social i reproductiva del senglar (*Sus scrofa*)

Objecte del bloc. Aquest bloc descriu com la caça —especialment quan incrementa la mortalitat d'adults i quan s'exerceix mitjançant batudes— pot afectar no només el nombre d'individus, sinó la unitat funcional del sistema poblacional: el grup matrilineal de femelles i descendència. Aquesta afectació es produeix per tres vies que convergeixen: (i) ruptura d'associacions i jerarquies femenines, (ii) desplaçaments i fragmentació espacial, i (iii) canvis demogràfics, fisiològics i evolutius que poden amplificar la capacitat de recuperació.

1) L'estructura matrilineal com a unitat funcional del sistema poblacional

El senglar presenta una organització social marcadament matrilineal: grups familiars (sounders) formats per femelles emparentades i la seva descendència, on les interaccions entre femelles són persistents, dirigides pel parentiu i estructurades espacialment. L'anàlisi de xarxes socials de Podgórski et al. (2014) mostra que les preferències socials femenines sostenen una estructura socio-genètica emergent, mentre que les interaccions masculines són molt més transitòries.

Aquesta arquitectura no és merament descriptiva: defineix com es distribueix el coneixement ecològic (refugis, rutes, punts d'alimentació), com es coordina el moviment del grup i com s'organitza la reproducció. En coherència, Kaminski et al. (2005) documenten associacions mare-filla postdeslletament de llarga durada; quan les femelles joves s'emancipen, sovint formen noves unitats amb germanes, preservant la lògica de parentiu. Maselli et al. (2014), en un parc nacional mediterrani italià amb 120 dies d'observació directa de 1.431 senglars, confirmen que aquesta organització matrilineal es manté en condicions ambientals pròpies de la conca mediterrània, amb una mida de grup mitjana de 4,14 individus i variacions estacionals directament vinculades al cicle biològic de l'espècie. Aquest resultat és especialment rellevant per al context català: l'estructura descrita no és un fenomen centreeuropeu sinó un patró que es reproduïx en els mateixos biomes on opera la gestió analitzada en aquesta anàlisi. Per tant, la “unitat reproductiva operativa” no és l'individu aïllat, sinó el conjunt matrilineal.

2) Mortalitat selectiva i pèrdua d'estabilitat social: per què no és una mortalitat ‘neutra’

Quan la caça incrementa la mortalitat d'adults —i especialment de femelles adultes per biaixos de mètode, oportunitat o selectivitat— s'associa a una pertorbació estructural. Janeau, Dardaillon & Spitz (1988), a la Camarga, mostren que l'absència de femelles adultes en grups de joves s'associa a una durada màxima molt més curta de la relació mare-joves, fet coherent amb una ruptura prematura de l'estabilitat intergeneracional.

En paral·lel, la revisió de Milner, Nilsen & Andreassen (2006) sintetitza “efectes demogràfics laterals” de l'extracció selectiva (mitjançant la caça) en ungulats i carnívors: destabilització d'estructures socials i jerarquies, pèrdua de coneixement social, canvis d'ús d'hàbitat de femelles reproductores i alteracions en reclutament. Aplicat al senglar —on la cohesió femenina és clau— aquesta literatura reforça que eliminar pocs individus ‘funcionals’ pot tenir impactes desproporcionats sobre la dinàmica del grup.

Iacolina et al. (2009), mitjançant anàlisi genètica de 120 senglars a la Toscana, aporten evidència molecular directa d'aquest procés. En una població sotmesa a alta pressió cinegètica, van documentar agregacions de femelles adultes no emparentades amb les seves cries, en contrast amb l'estructura matrilineal descrita en poblacions sense pertorbació intensa. Els autors conclouen explícitament que l'elevat turnover poblacional causat per la mortalitat d'origen humà és el principal factor responsable d'aquesta estructura social alterada. Aquesta evidència genètica complementa les dades conductuals i demogràfiques dels estudis precedents i reforça que la caça pot desestructurar les matrilineals de manera mesurable a nivell molecular.

Poteaux et al. (2009), combinant microsatèl·lits i dades conductuals en una població francesa amb 25 anys de seguiment demogràfic, aporten una perspectiva addicional: les femelles en proximitat espacial presenten un grau de parentiu significativament superior al que s'esperaria per atzar, confirmant la base genètica de les matrilineals. Els autors conclouen explícitament que la mortalitat per caça pot facilitar la ruptura d'un sistema d'aparellament històricament més poligínic i accelera el turnover d'adults dins les unitats matrilineals. Aquesta conclusió connecta directament l'evidència molecular de Iacolina et al. (2009) amb el sistema reproductiu: la caça no sols desestructura les associacions femenines sinó que altera simultàniament la composició genètica de la reproducció del grup.

Davidson (2021), mitjançant càmeres de fotodetecció en zones agrícoles amb alta pressió cinegètica i en reserves sense caça al Carmel (Israel), documenta diferències significatives en la composició dels grups: en zones de caça s'observen proporcionalment més mascles adults i menys grups familiars amb femelles. Les femelles adultes presenten una vigilància significativament superior en zones de caça que en reserves, i els juvenils mascles tendeixen a associar-se més amb grups familiars sota pressió cinegètica. Aquesta reconfiguració de la composició demogràfica dels grups —menys femelles reproductores visibles, major vigilància, alteració de les associacions juvenils— constitueix una evidència de camp consistent amb la desestructuració matrilineal descrita per Janeau et al. (1988) i Iacolina et al. (2009).

Un element empíric que tanca el circuit entre modalitat cinegètica i desestructuració matrilineal és la relació documentada entre el mètode de caça i la composició demogràfica de les captures. Kamieniarz et al. (2020), analitzant 51 anys de dades cinegètiques a Polònia occidental (1965–2016, $n = 2.335$ senglars), mostren que la caça individual abat principalment mascles adults i subadults de tots dos sexes, mentre que les batudes abaten proporcionalment més femelles adultes i individus de major massa corporal. Bergqvist (2022) confirma aquest patró de manera independent a Suècia ($n = 7.725$ senglars, 2009–2018): la caça a l'aguait subrepresenta significativament les femelles adultes respecte a una extracció aleatòria, mentre que les batudes i la caça de protecció de cultius mostren el patró invers. Bergqvist conclou explícitament que “atès que les femelles adultes són el principal motor del creixement poblacional, la caça a l'aguait pot tenir un efecte sobre la dinàmica poblacional menor del que el seu volum suggereix”. La conseqüència és que, a mesura que la pressió cinegètica total augmenta i la proporció de batudes creix en el conjunt de les captures, el pes relatiu de la mortalitat sobre femelles adultes s'incrementa —exactament el nucli reproductiu del grup matrilineal descrit per Podgórski et al. (2014) i Kaminski et al. (2005). Aquests dos estudis, procedents de països i períodes independents, proporcionen la base empírica que vincula el mètode cinegètic dominant a Europa amb el tipus de mortalitat estructuralment més disruptiva per a l'arquitectura social del senglar.

3) Batudes com a motor de fragmentació espacial i reconfiguració de grups

La caça col·lectiva (batudes) és una pertorbació intensa (soroll, gossos, risc letal) que és compatible amb desencadenar fugides coordinades a escala de grup. Sodeikat & Pohlmeier (2003) descriuen moviments d'escapament de grups familiars vinculats a batudes, incloent desplaçaments rellevants i canvis en l'ús d'àrees de seguretat.

Scillitani, Monaco & Toso (2010) aporten evidència radio-telemetrada que les batudes poden alterar de manera consistent el comportament espacial de grups familiars, amb implicacions de gestió: canvis en llocs de descans, en patrons de moviment i en l'ús de refugis durant el període cinegètic.

Olejarz et al. (2024) afegeixen un element clau de blindatge: l'experiència modula la resposta espacial. La

població no respon de manera estàtica, sinó que aprèn; això pot reforçar l'efecte de desplaçament (abandonament temporal de zones) i consolidar una fragmentació espacial recurrent, especialment quan les batudes es repeteixen.

4) Pèrdua mesurable de cohesió intragrup: del relat qualitatiu a la mètrica

El salt metodològic que tanca possibles esclatxes interpretatives és disposar d'un indicador quantificable de cohesió social. Podgórski et al. (2026) (anàlisi paneuropea amb dades GPS de múltiples poblacions) mostren que les batudes —a diferència de la caça individual— s'associen a una reducció dels contactes dins del grup. A més, la freqüència de batudes tendeix a relacionar-se negativament amb aquests contactes. Aquest resultat és compatible amb una separació temporal i/o espacial més gran entre membres del mateix sounder, és a dir, amb desestructuració social mesurable.

5) De la disrupció social a la resposta demogràfica i fisiològica: plasticitat sota pressió

Un error habitual en gestió és assumir que més mortalitat implica necessàriament menys capacitat reproductiva. Servanty et al. (2011) mostren que, sota pressió d'extracció (caça intensiva), les poblacions poden ajustar 'tàctiques demogràfiques' i que els paràmetres reproductius poden respondre de manera ràpida en poblacions estructurades per edat, modulant l'eficàcia real del control.

Bieber et al. (2019) aporten una peça específica que tanca el mecanisme: quan les femelles adultes estan absents —exactament la situació generada per les batudes, tal com documenten Kamiński et al. (2020) i Bergqvist (2022)— els subadults formen xarxes socials alternatives estructuralment diferents de les matrilineals normals. L'eliminació del nucli adult femení no produeix, per tant, una simple reducció del nombre d'individus, sinó una reconfiguració de l'arquitectura de les associacions juvenils amb efectes sobre la coordinació del moviment, l'accés als recursos i, en última instància, la dinàmica reproductiva del grup.

Davidson et al. (2021) aporten el marcador hormonal consistent amb aquest mecanisme (vegeu Bloc 1, apartat 5), la qual cosa és compatible amb una activació positiva del potencial reproductiu.

Un element addicional que connecta l'estructura social amb la resposta compensatòria és el paper regulador de la femella dominant sobre l'accés als recursos i la cohesió del grup. En una matrilinea estable, les femelles joves tendeixen a retardar o ajustar la seva reproducció en funció de les condicions socials del grup. Kamiński et al. (2005) mostren que la participació reproductiva de la mare constitueix un factor clau en la durada de les associacions mare-filla i en la dinàmica reproductiva del grup. Janeau et al. (1988) documenten que l'absència de femelles adultes desestructura el grup i altera les associacions intergeneracionals. Quan la caça elimina la femella líder, les dades disponibles són compatibles amb la hipòtesi que les subordinades joves, alliberades de l'estructura social que regulava l'accés als recursos i la cohesió del grup, puguin iniciar reproducció de manera més primerenca i descoordinada. El patró observat seria coherent no amb una pèrdua neta de potencial reproductiu, sinó amb l'alliberament simultani de múltiples femelles que en condicions de grup estable haurien reprodït més tard o en menor mesura. Aquest mecanisme opera de manera sinèrgica amb el descrit al Bloc 4: femelles més petites i més nombroses ocupen el mateix espai K però amb una producció reproductiva agregada igual o superior.

Així, disrupció social + fragmentació espacial + plasticitat demogràfica/fisiològica poden convergir en un sistema més "reactiu" i menys predictable a mitjà termini, fent que l'impacte de la caça no sigui només una resta d'individus, sinó una reconfiguració de com i quan es produeix la reproducció.

6) Pressió sostinguda i senyals d'efecte selectiu: quan la caça actua com a força evolutiva

A llarg termini, l'extracció repetida pot operar com a pressió selectiva. Gamelon et al. (2011) documenten, en un context d'alta pressió cinegètica, un avançament en la data de naixement, coherent amb una resposta selectiva sobre la fenologia reproductiva.

Gayet et al. (2016) reforcen aquesta lectura en l'eix social-reproductiu: en poblacions sotmeses a extracció

selectiva (especialment orientada a mascles), descriuen un sistema d'aparellament amb altes taxes de multipaternitat i una relació positiva entre nombre de mascles progenitors i mida de la ventrada. Això és crucial per aquest Bloc 2 perquè connecta directament “pressió de caça” amb “estructura social reproductiva” (estratègies d'aparellament, diversitat genètica i fecunditat).

Milner et al. (2006) torna a ser rellevant aquí: quan la mortalitat no és aleatòria, pot seleccionar trets (comportamentals o de vida) i canviar la composició funcional de la població. En un senglar social, aquests canvis poden expressar-se tant en la cohesió de grup com en la sincronització i el rendiment reproductiu.

7) Convergència i implicacions de gestió: el nucli del bloc

Si els mecanismes descrits en aquest bloc són operatius, la sèrie de dades institucionals catalanes hauria de mostrar un patró recognoscible: si els mecanismes proposats són operatius, seria esperable que increments de la TMP s'associessin a increments de la TNB en el cicle posterior, i que reduccions de la TMP s'associessin a una contenció de la resposta compensatòria. Això no és una predicció externa: és la conseqüència directa de la disrupció social i l'alliberament reproductiu descrits als apartats anteriors. L'anàlisi propi de la sèrie (1998/99–2023/24) del programa de seguiment de l'espècie (procedent de dades de www.senglar.cat) permet verificar aquest patró directament: en 17 de les 25 transicions analitzades la TMP i la TNB es mouen en la mateixa direcció (68,0%). Un test binomial sota la hipòtesi nul·la d'associació aleatòria produeix $p \approx 0,054$ (bilateral), suggerint que el patró és distingible de la coincidència, tot i que la dependència pròpia de les sèries temporals limita la interpretació estadística estricta (vegeu Annex, nota estadística).

Aquest patró no permet inferir una relació causal directa, però és consistent amb una dinàmica sistèmica recurrent en la direcció que els mecanismes de pertorbació social i alliberament reproductiu descrits als apartats precedents prediuen.

Un element estadísticament més robust que el valor global reforça la solidesa del patró: dins de la sèrie de 25 transicions, n'hi ha 8 de consecutives —de 2007/08 a 2014/15— en què la concordança direccional TMP–TNB no es trenca en cap cas. La probabilitat que una seqüència d'aquesta longitud es produeixi per atzar pur, sota la hipòtesi nul·la d'independència ($p = 0,5$ per transició), és de $0,5^8 = 1/256$, és a dir aproximadament el 0,4%. Aquest valor no permet establir causalitat ni excloure la influència de factors ambientals, però és difícilment compatible amb l'absència d'un mecanisme estructural operat de manera sostinguda durant tot el període.

La sèrie presenta, a més, tres casos en què la TMP es manté estable o quasi-estable entre temporades consecutives i la TNB experimenta, malgrat això, un descens pronunciat (Casos 1, 2 i 3 de la Gràfica B). La recurrència d'aquest patró en tres contextos independents és coherent amb la hipòtesi que la variació de la TMP —i no el seu nivell absolut— emergeix com a variable estructuradora de la resposta compensatòria, sense excloure la influència d'altres variables ambientals.

La manifestació empírica més directa d'aquest mecanisme es documenta al Bloc 7, apartat 1.3, on l'anàlisi de 30 parells quasi-experimentals amb N controlada ($\Delta N \leq 15\%$) mostra que la TMP és el predictor dominant dels accidents viaris, amb patró altament compatible amb la hipòtesi de disrupció matrilineal en el 87% dels casos i gradient dosi-resposta estadísticament robust ($p < 0,001$). La fase de recomposició (Fase 1: TMP↓↓↓, accidents mínims), la fase de lag (Fase 2: TMP↑ gradual, resiliència estructural) i la fase de cascada (Fase 3: TMP↑↑ acumulada, col·lapse de l'estructura social) són l'expressió observable, en termes d'accidentalitat, del mecanisme descrit en els apartats precedents. La convergència entre la predicció teòrica del Bloc 2 i el patró empíric del Bloc 7 reforça la plausibilitat de l'estructura matrilineal com a variable d'estat intermèdia entre la pressió cinètica i els impactes observables sobre la dinàmica espacial de l'espècie.

7.1) Dos règims demogràfics, un mateix mecanisme: sequera, pressió cinètica i estructura matrilineal

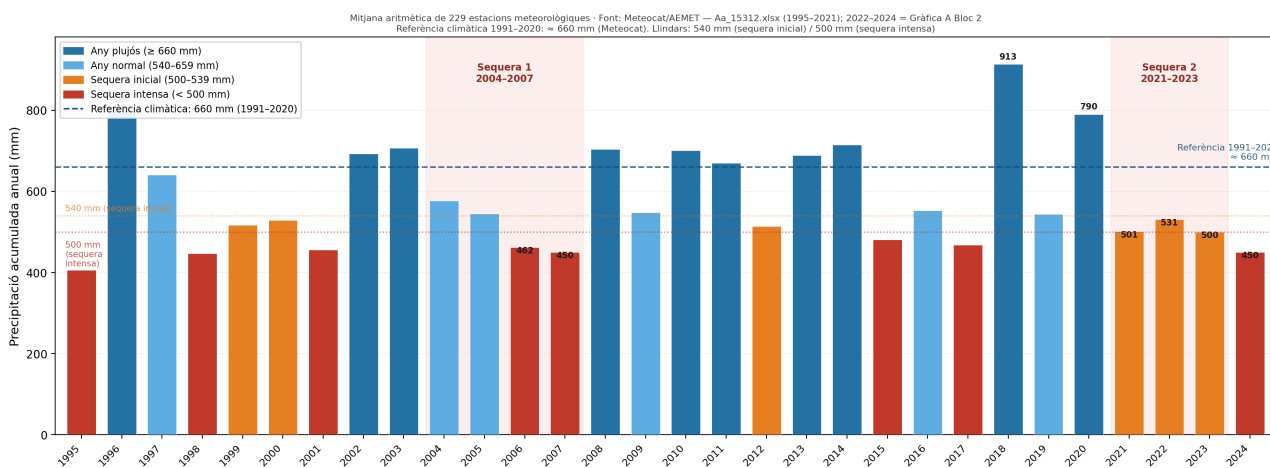
La incorporació de les dades de precipitació anual de la xarxa Meteocat permet introduir un control climàtic addicional sobre la interpretació del patró. Si la correlació TMP–TNB reflectís principalment la dinàmica

climàtica o densodependent clàssica, els episodis de precipitació baixa haurien de suprimir la TNB i els de precipitació alta haurien d'incrementar-la, independentment de la TMP. Les dades no sostenen aquesta predicció. Durant el primer episodi de sequera documentat (2004–2007), la precipitació descendeix fins als 465 mm el 2006 i els 450 mm el 2007, per sota del llindar de 500 mm considerat indicatiu de restricció hídrica intensa. Malgrat aquestes condicions, la TNB registra el valor màxim de la primera meitat de la sèrie (64,55% el 2006/07), en un context de TMP creixent (19,45%). Aquesta combinació —precipitació mínima, pressió cinegètica alta, resposta reproductiva màxima— no és compatible amb una explicació purament climàtica, però és consistent amb la hipòtesi que, en absència d'estructura matrilineal consolidada, la pertorbació cinegètica activa la resposta compensatòria de manera directa i no mediada.

El patró invers és igualment rellevant. Durant el període 2009/10–2013/14, la precipitació se situa en valors normals o superiors a la referència climàtica (≈660 mm; Meteocat 1991–2020) en tres dels cinc anys analitzats, i no arriba als mínims de sequera intensa en cap. Malgrat aquestes condicions energètiques no restrictives, la TNB descendeix progressivament fins al mínim absolut de la sèrie (9,18% el 2013/14), sobre una base poblacional de més de 160.000 individus. Una N en màxims amb precipitació normal i TNB en mínims no és compatible amb una explicació purament densodependent ni purament climàtica. La hipòtesi que s'ajusta millor a aquest patró és que l'estructura matrilineal estable, consolidada durant els anys de menor mortalitat, actua com a filtre social sobre la contribució reproductiva de les femelles subordinades: és la pertorbació —i no la disponibilitat de recursos— la que activa la resposta compensatòria.

La lectura integrada dels dos episodis de sequera i de les 8 temporades consecutives concordants suggereix, per tant, que el predictor demogràfic rellevant no és ni la pressió cinegètica sola ni la disponibilitat hídrica sola, sinó la interacció entre ambdues mediada per l'estat estructural del grup matrilineal. Aquesta hipòtesi no constitueix una conclusió demostrativa a partir de les dades disponibles: requeriria mesures de pes corporal per classe d'edat, estructura de grups i supervivència diferencial que el Programa de Seguiment de la Generalitat de Catalunya no registra. Representa, no obstant, la interpretació més parsimoniosa consistent amb el conjunt de patrons observats, i és coherent amb la literatura sobre dinàmica matrilineal del senglar (Kaminski et al., 2005; Janeau et al., 1988; Delcroix et al., 1990), amb els determinants fisiològics de la fecunditat (Malmsten et al., 2017; Gethöffer et al., 2007) i amb els correlats hormonals de la pressió cinegètica (Davidson et al., 2021).

Gràfica A — Sèrie de precipitació anual a Catalunya (1995–2024)



Gràfica A — Sèrie de precipitació anual a Catalunya (1995–2024), (Meteocat). Referència climàtica 1991–2024: ≈ 660 mm. Els episodis de sequera destacats (2004–2007 i 2021–2023) coincideixen amb els períodes analitzats a la Taula A i Taula B del bloc 4.

Font: Meteocat / Servei Meteorològic de Catalunya.

7.2) Gràfica A BLOC 2 — Context climàtic oficial (Meteocat)

La següent gràfica, extreta directament de les dades de Meteocat, mostra la sèrie històrica de precipitacions mitjanes anuals a Catalunya (1920–2023). Permet identificar els dos episodis de sequera que actuen com a variable moduladora en l'anàlisi demogràfica: el període 2004–2007 i el període 2021–2023, tots dos amb valors recurrents per sota del llindar de 500 mm.

Cal subratllar que durant aquest període la pressió cinegètica no disminuïa sinó que augmentava progressivament —TMP del 15,38% al 19,45% en quatre temporades consecutives—, de manera que la combinació de restricció hídrica i extracció creixent tampoc no va ser suficient per reduir N.

Gràfica A. Sèrie de precipitacions mitjanes anuals a Catalunya (1920–2023). Referència 1991–2020 (≈660 mm). La línia de punts indica el llindar de 500 mm. Font: Meteocat / Servei Meteorològic de Catalunya (font oficial). Els episodis de sequera destacats (2004–2007 i 2021–2023) coincideixen amb els mínims marcats a la Gràfica B.

Atès que la TNB mesura el reclutament derivat de la població post-caça, qualsevol variació reflecteix directament la resposta del sistema a la seva estructura després de l'extracció. L'anàlisi de la sèrie catalana de 26 temporades (1998/99–2023/24) permet identificar un patró empíric coherent amb el mecanisme descrit en aquest bloc. Durant el període comès entre les temporades 2009/10 i 2013/14, la TMP va experimentar una reducció progressiva, assolint el seu mínim de 13,87% (2013/14). En paral·lel, la TNB va mostrar valors sistemàticament inferiors a la mitjana de la sèrie, amb un mínim de 9,18% coincidint exactament amb el mínim de la TMP. Aquest període pot actuar com un control indirecte: la menor pressió cinegètica coincideix amb una menor expressió dels mecanismes compensatoris, fet coherent amb la hipòtesi que és precisament la pertorbació la que activa la resposta. Aquest patró és particularment rellevant perquè reproduceix la predicció inversa del mateix mecanisme: si la pertorbació activa la resposta compensatòria, la seva reducció sostinguda hauria d'esmoreir-la, tal com mostren les dades. La sèrie prediu correctament tant l'increment com la contenció de la TNB en funció de la TMP.

Aquest patró opera en el sentit invers al que s'esperaria si la caça actués exclusivament com a pertorbador social: una reducció de la pressió hauria d'alliberar capacitat compensatòria i incrementar la TNB. El fet que succeeixi el contrari és compatible amb la hipòtesi que, en períodes de baixa mortalitat sostinguda, els grups matrilineals recuperen estabilitat jeràrquica: les femelles dominants consoliden el control dels recursos, les femelles subordinades joves romanen integrades en l'estructura del grup i regulen socialment la seva contribució reproductiva. El resultat és un creixement poblacional que continua, però amb una taxa de recuperació sistemàticament inferior, coherent amb un sistema menys pertorbat i potencialment menys reactiu des del punt de vista reproductiu.

Un element especialment rellevant és que aquest esmoreïment de la TNB es produeix sobre una base poblacional excepcionalment elevada —N superava els 160.000 individus al llarg de tot el període i assolí 242.084 el 2013/14—, de manera que el potencial reproductiu absolut del sistema era màxim però no s'expressava. Això és difícilment compatible amb una explicació purament densodependent: si la baixa TNB fos causada per competència intraespecífica propera a K, s'esperaria una reducció paral·lela de la condició corporal i de la supervivència juvenil que les dades no reflecteixen. La hipòtesi alternativa —que l'estabilitat jeràrquica de les matrilineals regula socialment la contribució reproductiva de les femelles subordinades— és la que millor s'ajusta al conjunt del patró observat.

Kaminski et al. (2005) descriuen el paper regulador de les associacions mare-filla sobre la dinàmica reproductiva del grup; Janeau et al. (1988) mostren com l'absència de femelles adultes accelera la desregulació intergeneracional. La sèrie catalana permet observar el fenomen invers: quan la mortalitat disminueix, la sèrie és compatible amb una consolidació de les matrilineals i un esmoreïment de la resposta compensatòria. Dos mecanismes operarien de manera sinèrgica per explicar aquest esmoreïment.

D'una banda, la reducció de la mortalitat incrementa la probabilitat de supervivència de les femelles adultes, cosa que permet consolidar l'estructura jeràrquica del grup. En aquest context, la reproducció no és un fenomen individual sinó coordinat socialment: Delcroix, Mauget & Signoret (1990), en un estudi en condicions seminatural, documenten que els parts dins d'un mateix grup social es concentren en una finestra de quatre a cinc dies, i conclouen que aquesta sincronització precisa resulta de l'estimulació mútua entre les femelles de la mateixa unitat social.

En paral·lel, Delcroix et al. (1985) i Dardaillon (1988) documenten que, una vegada reunides al grup, les femelles crien les seves cries de manera comunal en grups de lactació formats per dues o més femelles amb garrins d'edat similar. Quan la jerarquia matrilineal és estable, les femelles subordinades joves participen en aquest sistema col·lectiu però no inicien reproducció autònoma al marge d'ell. De l'altra, Davidson et al. (2021) aporten el correlat hormonal consistent amb aquest patró (vegeu Bloc 1, apartat 5), coherent amb la hipòtesi que l'estabilitat jeràrquica actua com a factor de contenció de la fecunditat individual.

Les dades catalanes del període 2009/10–2013/14 són compatibles amb aquesta lectura integrada, tot i que la seva confirmació directa requeriria mesurar la progesterona en femelles subordinades de grups estables versus pertorbats.

Convé assenyalar explícitament la hipòtesi alternativa que la baixa TNB d'aquest període reflecteixi un retard en la recuperació de biomassa vegetal post-sequera (2004–2007): si fos així, la TNB hauria de ser baixa immediatament després de la sequera i recuperar-se posteriorment. Les dades mostren exactament el contrari: la temporada 2006/07, en plena sequera (450 mm, consultar la Taula A d'aquest bloc), registra la TNB més alta fins aleshores (64,55%). La supressió de la TNB durant 2009/10–2013/14 es produeix en un context de pluviometria normal, quan els recursos havien tingut temps de recuperar-se. La hipòtesi energètica no prediu aquest patró: el contradiu.

Aquest patró invers és analíticament rellevant perquè reforça la hipòtesi en ambdues direccions: si la pressió alta activa la compensació, la pressió baixa hauria de suprimir-la. La sèrie catalana mostra exactament això. Una hipòtesi que prediu correctament tant l'increment com la contenció de la TNB en funció de la TMP, de manera repetible al llarg de 26 temporades, difícilment pot ser producte de la coincidència: el patró no permet inferir causalitat directa, però és consistent amb un patró recurrent en la dinàmica poblacional, en la direcció que els mecanismes descrits prediuen.

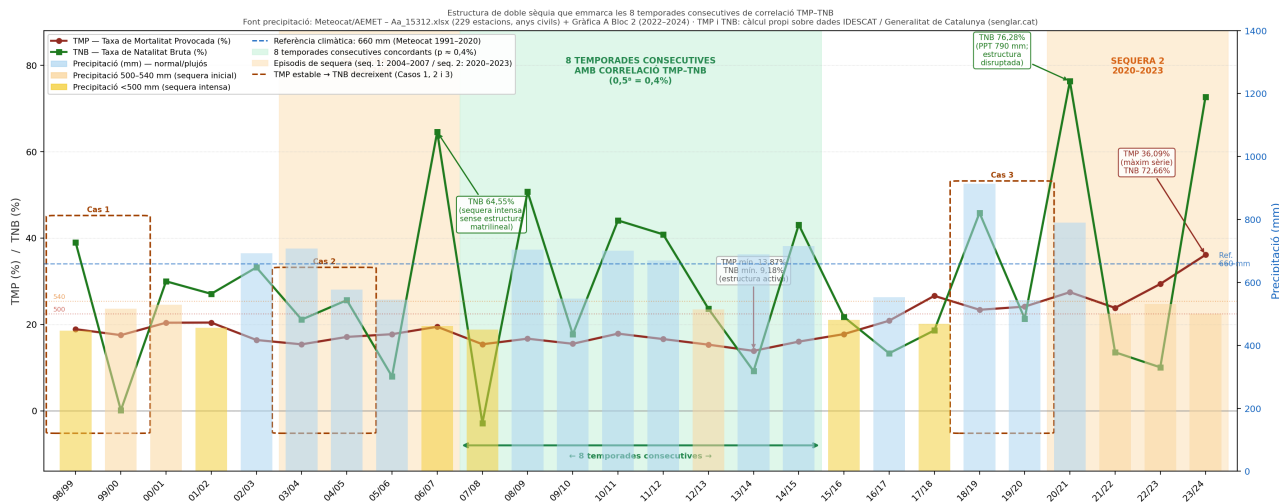
Convé precisar un element terminològic rellevant: una TNB negativa, com la registrada a la temporada 2007/08 (-2,86%), no implica l'absència de naixements ni una mortalitat neonatal catastròfica. Significa que el reclutament del cicle reproductiu posterior va ser insuficient per recuperar la mida de la població a l'inici d'aquella temporada: la temporada va concloure amb menys individus dels que havia iniciat. És una expressió del límit inferior de la resposta compensatòria en un context de condicions restrictives, no una inversió del potencial reproductiu de l'espècie.

7.3) Gràfica B BLOC 2 — TMP i TNB (anàlisi demogràfica pròpia)

La següent gràfica mostra l'evolució de la TMP i la TNB a Catalunya per temporades (1998/99–2023/24). Les zones grogues coincideixen amb els episodis de sequera identificats a la Gràfica A, confirmant la consistència entre la sèrie climàtica oficial i la sèrie demogràfica derivada de les dades institucionals catalanes.

Zones marró (contorn discontinu) — TMP estable → TNB decreixent: Cas 1 (1998/99–1999/00): TMP 18,89→15,54 / TNB 38,95→0,12. Cas 2 (2004/05–2005/06): TMP ~17% estable / TNB 25,61→7,95. Cas 3 (2018/19–2019/20): TMP ~23–24% estable / TNB 45,81→21,32. Els Casos 2 i 3 es basen exclusivament en dades oficials. La recurrència del patró en tres contextos independents suggereix que la variació de la TMP —i no el seu nivell absolut— emergeix com un factor estructurador de la resposta compensatòria, sense excloure la influència d'altres variables ambientals i demogràfiques.

TMP, TNB i Precipitació a Catalunya (1998/99–2023/24)



Gràfica B — Evolució de la TMP i la TNB a Catalunya (1998/99–2023/24). Zones grogues: episodis de sequera (Meteocat). Zona blava: baixa pressió cinegètica (2009/10–2013/14). Zona vermella: alta pressió cinegètica (2017/18–2023/24). Contorn discontinu: tres casos de TMP estable → TNB decreixent (Casos 1, 2 i 3). Barres: precipitació anual (mm), font Meteocat. Font TMP i TNB: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya (senglar.cat). $N = 25$ transicions. Correlació direccional TMP–TNB: $17/25 = 68\%$; $p = 0,054$ (test de signe bilateral). Nota interpretativa sobre la Gràfica B: el desfasament de 4 temporades i la seva possible coherència biològica

Correlació direccional TMP–TNB (1998/99–2023/24). Sobre les 25 transicions de la sèrie oficial del Programa de Seguiment (1998/99–2023/24), el 68% de les transicions (17/25) presenten direccionalitat concordant entre la Taxa de Mortalitat Provocada (TMP) i la Taxa de Natalitat Bruta (TNB), amb $p = 0,054$ (test de signe bilateral). Aquest resultat *no permet rebutjar la hipòtesi nul·la al nivell $\alpha = 0,05$* , però és compatible amb l'existència d'una tendència direccional entre les dues variables. La interpretació ha de ser necessàriament cautelosa, atesa la mida limitada de la sèrie i la sensibilitat del p-valor a la composició dels casos.

Un element addicional reforça la solidesa del patró global: dins de la sèrie de 25 transicions, n'hi ha 8 consecutives —de 2007/08 a 2014/15— en què la concordança direccional TMP–TNB no es trenca en cap cas. La probabilitat que una seqüència de 8 concordançes consecutives es produeixi per atzar pur, sota la hipòtesi nul·la d'independència ($p = 0,5$ per transició), és de $0,5^8 = 1/256$, és a dir aproximadament el 0,4%. Aquest valor no permet establir causalitat ni excloure la influència d'altres factors ambientals, però és compatible amb l'existència d'un mecanisme estructural operat de manera sostinguda durant tot el període, en la direcció que els mecanismes de perturbació social i resposta compensatòria descrits als apartats precedents prediuen.

A partir de la represa de la pressió cinegètica (2014/15), s'observa que la TMP inicia una nova tendència ascendent (de 16,01% a 26,61% el 2017/18), mentre que la TNB no hi respon de manera aparentment immediata: durant aproximadament quatre temporades (2014/15–2017/18), les transicions TMP–TNB presenten direccionalitat discordant o feble. Aquests casos constitueixen la major part dels 8 casos no concordants de la sèrie. Cal subratllar que aquesta observació és descriptiva i no permet, per si sola, inferir el mecanisme subjacent.

Possible interpretació biològica del desfasament. Una interpretació compatible amb aquest patró, i coherent amb la dinàmica dels grups matrilineals descrita al Bloc 2, seria la següent: durant els anys de baixa mortalitat per caça, les estructures matrilineals tendeixen a consolidar-se, i les femelles joves es desenvolupen en grups més estables i amb menor pertorbació generacional. Quan la pressió cinegètica es reprèn, la resposta reproductora poblacional podria no ser immediata, atès que les femelles subadultes criades en condicions d'estabilitat requeririen un o més cicles reproductors per incorporar-se plenament a la dinàmica de població pertorbada (Delcroix et al., 1990; Dardaillon, 1988; Davidson, 2021).

Aquesta hipòtesi suggereix que el reclutament juvenil, condicionat per l'estructura intragrupal, no s'activaria de manera instantània davant la represa de la pressió de caça. El rang aproximat de quatre temporades seria, en aquest marc interpretatiu, consistent amb el període de renovació generacional d'una estructura matrilineal pertorbada documentat a la literatura. La presència d'aquest desfasament temporal és coherent amb la naturalesa estructural del mecanisme proposat: la resposta compensatòria no depèn únicament de la densitat instantània, sinó de la reorganització progressiva de les estructures socials i reproductives.

No obstant això, no es pot afirmar categòricament que aquest sigui el mecanisme operatiu: altres factors no controlats (variabilitat climàtica, canvis en la disponibilitat d'aliment, efectes de resiliència densodepenent) podrien contribuir al patró observat o explicar-lo de manera alternativa.

Implicació en el context de l'anàlisi. En el marc de la present anàlisi, el patró descrit és *compatible amb* la hipòtesi que la caça actua sobre la dinàmica reproductora a través de la pertorbació dels grups matrilineals, amb un efecte desfasat i no lineal sobre la TNB. L'existència d'un retard temporalment consistent —en contraposició a una distribució aleatòria dels casos discordants al llarg de la sèrie— *suggereix* que els 8 casos no concordants podrien reflectir la dinàmica d'adaptació dels grups reproductors a condicions canviants de pressió, més que no pas una absència de relació entre les variables. Tanmateix, les limitacions de la sèrie temporal disponible no permeten una comprovació estadísticament robusta d'aquesta interpretació, que ha de considerar-se una hipòtesi plausible i coherent amb el marc teòric, però no una conclusió demostrativa.

7.4) Base de dades, indicadors derivats i Taula resum

Les temporades seleccionades a la Taula 1 il·lustren el gradient de pressió cinegètica i la seva correlació amb la TNB. Una ràtio decreixent no expressa únicament una relació aritmètica: és compatible amb una estructura social progressivament més disgregada, amb menor presència proporcional de femelles adultes i, per tant, menor estabilitat matrilineal. La inversió entre ràtio i TNB és compatible amb el mecanisme descrit als apartats precedents.

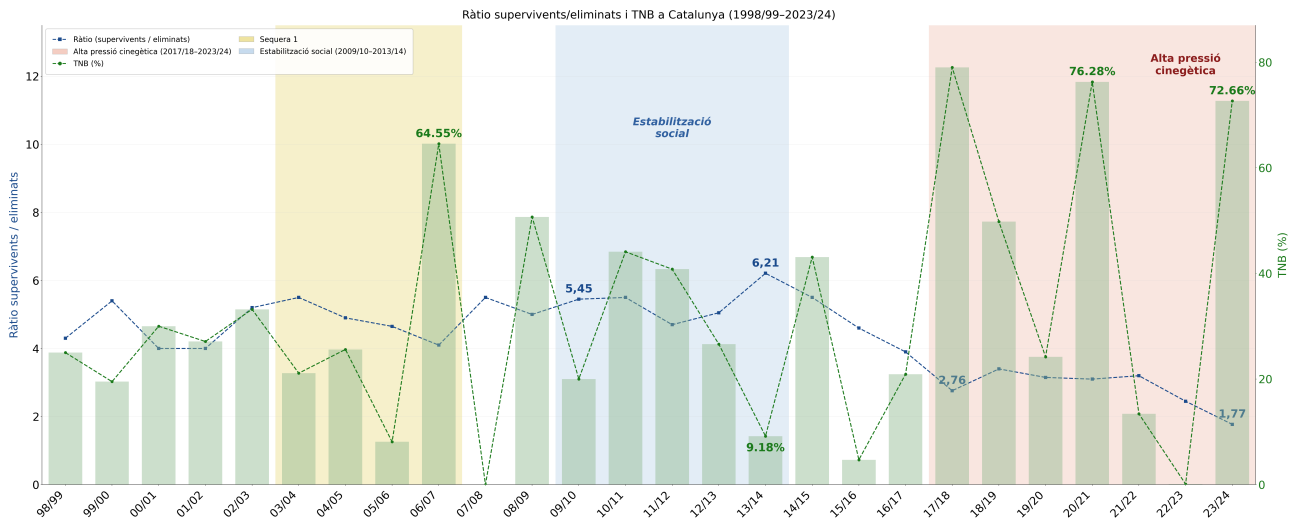
Temporada	Pobl. supervivent	Animals eliminats	Ràtio	TNB (%)
2013/14	208.505	33.579	1 : 6,21	9,18
2015/16	225.001	48.547	1 : 4,63	21,72
2016/17	216.779	57.090	1 : 3,80	13,30
2017/18	180.264	65.351	1 : 2,76	18,62
2020/21	159.546	60.384	1 : 2,64	76,28
2022/23	169.195	70.320	1 : 2,41	10,06
2023/24	119.009	67.209	1 : 1,77	72,66

Taula 1 del BLOC 2. Ràtio supervivents/eliminats i TNB per temporades seleccionades a Catalunya. A menor ràtio, major pressió cinegètica relativa i major potencial de resposta compensatòria activa. Font: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya.

Gràfica C del BLOC 2 — Ràtio supervivent/eliminat i TNB

Recuperant la ràtio supervivent/eliminat definida a la Taula 1, la convergència amb la Gràfica C és l'expressió empírica doble del mateix mecanisme: a mesura que la ràtio decreix —és a dir, a mesura que la pressió cinegètica s'intensifica—, la TNB tendeix a incrementar-se de manera sistemàtica i repetible. Aquest patró és incompatible amb una mortalitat exclusivament aditiva. Si la caça operés en règim aditiu pur, un increment de la pressió hauria de traduir-se en una reducció de la capacitat reproductiva. Les dades institucionals catalanes mostren un patró en què increments de pressió cinegètica s'associen a increments de la resposta compensatòria, en línia amb els mecanismes de disrupció social i alliberament reproductiu descrits. Aquesta associació no és una anomalia estadística: és coherent amb la signatura empírica dels mecanismes descrits als apartats precedents d'aquest bloc.

Gràfica C – Bloc 2 (complement)

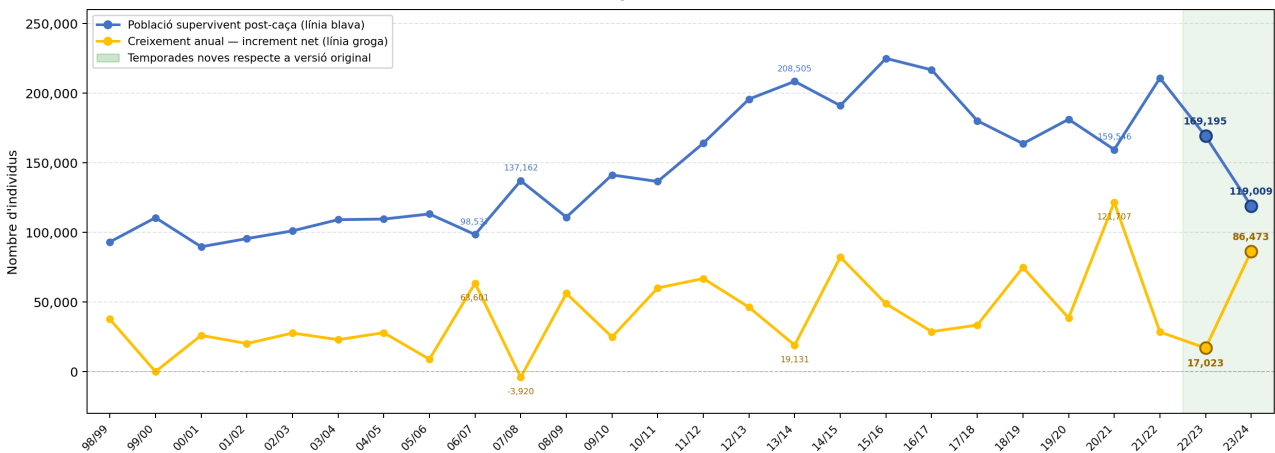


Gràfica C. Ràtio supervivents/eliminats (eix esquerre, línia blava) i TNB (eix dret, línia verda) a Catalunya (1998/99–2023/24). Zona blava: període d'estabilització social (2009/10–2013/14); zona vermella: increment sostingut de pressió cinegètica (2017/18–2023/24). Font: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya.

7.5) Gràfica D del BLOC 2 — Resposta compensatòria en valors absoluts

La Gràfica D permet una lectura empírica directa del mecanisme compensatori al llarg de tota la sèrie. La variable que es monitoritza no és la població total inicial de cada temporada, sinó la que sobreviu a la caça: és sobre aquesta base reduïda que el sistema genera el creixement del cycle reproductiu següent. La pressió cinegètica actua, per tant, simultàniament com a factor de reducció i com a detonador de la compensació que la línia groga quantifica. Les dues línies es mouen en sentit invers de manera sistemàtica i repetible, amb independència de la mida absoluta de la població.

Gràfica D — Bloc 2
Resposta compensatòria: evolució de la població supervivent post-caça i el creixement anual
Catalunya (1998/99 – 2023/24)



Font: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya (senglar.cat). Sèrie completa 1998/99–2023/24 (26 temporades). Les temporades 2022/23 i 2023/24 amplien la sèrie original.

Gràfica D. Evolució de la població supervivent post-caça (línia blava) i el creixement anual — increment net (línia groga) a Catalunya durant les 26 temporades de la sèrie completa (1998/99–2023/24). Font: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya (senglar.cat).

La Gràfica D permet una lectura empírica directa del mecanisme compensatori al llarg de tota la sèrie: les dues línies es mouen en sentit invers de manera sistemàtica i repetible, amb independència de la mida absoluta de la població i del context climàtic de cada temporada. Aquesta simetria no és un efecte puntual: es reproduceix en les 26 temporades analitzades, inclòs les dues més recents, que la confirmen per tercera vegada independent. El període ressaltat en vermell a la Gràfica C —les temporades 2017/18 a 2023/24— representa el segment de la sèrie amb la pressió cinegètica més elevada del conjunt del període, amb la ràtio supervivent/eliminat descendint de 2,76 fins a 1,77.

Lluny de trencar el patró, aquest període de pressió màxima el confirma amb la major intensitat registrada: la temporada 2023/24, amb la població supervivent més baixa dels darrers anys i la ràtio més reduïda de tota la sèrie, genera el creixement net més alt del període recent (86.473 individus, TNB del 72,66%). La convergència entre la Gràfica C i la Gràfica D és l'expressió empírica doble del mateix mecanisme: com més intensa és la pressió cinegètica, menor és la ràtio i major és la resposta compensatòria registrada. Les xifres de la Generalitat de Catalunya són compatibles amb el marc teòric dels blocs precedents i en reforcen la plausibilitat empírica.

En aquest context, la coherència entre prediccions teòriques, evidència experimental independent i patró observat en la sèrie catalana reforça la plausibilitat d'una relació sistèmica entre pressió cinegètica, disrupció social i resposta compensatòria, tot i que la naturalesa observacional de les dades no permet establir una causalitat directa en sentit estricte.

BLOC 3: Impacte espacial de la caça: desplaçaments induïts i redistribució territorial del senglar (*Sus scrofa*)

Objecte del bloc

Aquest bloc analitza un efecte específic i mesurable de la pressió cinegètica: la seva capacitat d'induir desplaçaments espacials en el senglar. L'objectiu no és avaluar l'eficàcia demogràfica de la caça, sinó examinar com els episodis de persecució —especialment les batudes— alteren el moviment, el lloc de repòs, l'àrea d'activitat i la selecció d'hàbitat.

En una espècie eurasiàtica amb elevada plasticitat espacial i conductual, la caça pot actuar com a factor associat a la estructuració del territori.

1) Batudes com a pertorbació espacial intensa

La caça col·lectiva combina estímuls de risc elevat: presència humana coordinada, gossos, soroll i persecució directa. Diversos estudis de telemetria han mostrat que, durant la temporada de caça, el senglar incrementa les distàncies diàries recorregudes, amplia temporalment l'àrea utilitzada, modifica els centres d'activitat i altera la ubicació dels jaços diürns.

Sodeikat & Pohlmeier (2003), Scillitani et al. (2010) i Thurffjell et al. (2013) documenten alteracions consistents del comportament espacial sota pressió cinegètica en diferents regions europees.

2) Relocalitzacions quilomètriques i reconfiguració de l'àrea nucli

La magnitud dels desplaçaments induïts per batudes ha estat quantificada en estudis independents que convergeixen en un rang consistent. Scillitani, Monaco & Toso (2010), en un seguiment radiotelemetrat de deu grups familiars als Apenins septentrionals durant dues temporades de caça, documenten que els grups sotmesos a pressió intensa —dues o més batudes mensuals, o amb pèrdua de femelles adultes— es van desplaçar progressivament fins a 15 km del lloc de captura. A diferència dels grups poc caçats, que van romandre dins d'un radi de 4 km, els grups intensivament perseguits van abandonar l'àrea familiar de manera definitiva: al final de la temporada, els supervivents no havien retornat. Thurffjell et al. (2013), amb dades GPS de 15 femelles a Suècia, documenten desplaçaments d'entre 2 i 20 km, amb estades a l'àrea refugi d'entre 6 i 29 dies. La convergència entre ambdós estudis, procedents de països i condicions ecològiques independents, situa el

rang de relocalització cinegètica entre uns pocs quilòmetres i 20 km, en funció de la intensitat de la pertorbació i de la pèrdua de femelles dominants.

El factor que determina si el desplaçament és temporal o definitiu no és únicament la freqüència de les batudes, sinó la pèrdua de la femella dominant del grup. Quan s'elimina la matriarca, el grup perd la referència espacial que organitza les rutes, els refugis i els punts d'alimentació —exactament la funció descrita al Bloc 2 per Kaminski et al. (2005) i Janeau et al. (1988). En absència d'aquesta femella, el grup no només es desplaça: perd la capacitat de retornar de manera organitzada al territori familiar. Això connecta directament la mortalitat selectiva sobre femelles adultes —documentada per Kamieniarz et al. (2020) i Bergqvist (2022) com a conseqüència específica de les batudes— amb la magnitud i la irreversibilitat dels desplaçaments espacials.

A llarg termini, l'experiència acumulada de batudes no atenua sinó que consolida i affina la resposta espacial. Olejarz et al. (2024) mostren que els animals aprenen de les pertorbacions viscudes i ajusten les seves estratègies de moviment en funció de la pressió cinegètica acumulada. Això implica que la redistribució territorial induïda per les batudes no és un efecte puntual i reversible, sinó un procés que es reforça amb el temps i que pot generar patrons estables d'evitació espacial en les poblacions sota pressió cinegètica sostinguda.

3) Reubicació del jaç diürn com a indicador d'evitació

El lloc de repòs diürn és una decisió espacial crítica. Keuling et al. (2008) mostren que la caça pot influir en activitat i ús de l'espai, incloent patrons de descans.

Després d'incidents de caça, augmenta la distància entre el lloc de risc i el jaç posterior, fet que pot modificar rutes nocturnes i patrons de moviment.

Un precedent català d'aquest patró el documenta Rosell et al. (2004) als Aiguamolls de l'Empordà. Mitjançant observació directa de 77 grups de senglar a les reserves integrals del parc, els autors constaten que el nombre màxim d'individus dins les reserves es produeix a la tardor, coincidint amb l'inici de la temporada de caça als terrenys adjacents. L'estudi documenta també que l'eliminació de femelles adultes líders altera la mida i composició dels grups, confirmant en context mediterrani i català el mecanisme descrit per Janeau et al. (1988) a la Camarga.

Resulta significatiu que Thurfjell et al. (2013) no van dissenyar l'estudi per documentar la disrupció espacial com a fenomen en si mateix, sinó per identificar el moment òptim de caça des del punt de vista dels danys agrícoles. Els desplaçaments de fins a 20 km i el moviment diürn en hàbitat boscós no són, per tant, conclusions destacades pels autors — són les dades que fonamenten la seva recomanació pràctica. Que una font orientada a l'optimització cinegètica documenti de manera incidental efectes espacials d'aquesta magnitud reforça la solidesa de les evidències presentades en aquest bloc: no provenen d'estudis dissenyats per criticar la caça, sinó de dades recollides amb una finalitat completament diferent. El moviment diürn en bosc és especialment rellevant en aquest sentit: el senglar és una espècie de patró d'activitat predominantment nocturn sota pressió cinegètica, i el bosc és l'hàbitat on normalment romandria estàtic durant les hores de llum. Un pic de moviment diürn en dies de batuda que desapareix fora d'aquest context no pot explicar-se per factors circadians ni de fotoperíode — és la signatura conductual de la pertorbació activa.

Una manifestació territorial d'aquest procés de redistribució és el denominat efecte refugi. Colomer et al. (2021), en un estudi realitzat al Parc Natural del Montseny (Catalunya) entre 2012 i 2015, van documentar mitjançant trampes fotogràfiques que, durant els períodes de caça en les zones circumdants, el nombre de senglars s'incrementava de manera significativa a l'interior de les reserves on la caça no estava permesa. Aquest patró és coherent amb una redistribució espacial activa de la població: la pressió cinegètica no elimina els animals del sistema territorial, sinó que els desplaça cap a zones de menor risc percebut. L'efecte refugi constitueix, per tant, una evidència directa que la caça pot actuar com a factor reorganitzador de la distribució espacial del senglar a escala de paisatge.

El propi Gortázar et al. (2026) reconeixen que les zones de caça prohibida en espais naturals protegits 'poden

actuar com a reserves de senglar', confirmant que la pressió cinegètica redistribueix la població sense eliminar-la del sistema territorial

4) Evidència fisiològica d'estrès associat a batudes

Güldenpfennig et al. (2021) analitzen els nivells de cortisol en sang de ~300 senglars abatuts durant batudes a la Baixa Saxònia (Alemanya) mitjançant radioimmunoassaig. Els resultats mostren una variabilitat molt elevada: el 54% de les mostres presentaven nivells considerats de resposta traumàtica, però l'efecte de la batuda sobre el cortisol va resultar menys intens del previst, enmascarant-se per factors biològics. En concret, les femelles adultes van presentar nivells de cortisol significativament superiors als dels mascles ($469,65 \pm 241,99$ nmol/L vs $353,67 \pm 230,97$ nmol/L), i les femelles gestants van mostrar valors significativament més elevats que les no gestants. Notablement, els animals que vivien en grup van presentar cortisol superior al dels solitaris, suggerint que la pertorbació de la cohesió social pròpia de les batudes afecta de manera desproporcionada les femelles en context matrilineal —exactament la unitat funcional descrita al Bloc 2. Els autors conclouen que l'impacte de la caça sobre el cortisol és mesurable però emmascarant-se per variables naturals com la gestació, i que les diferències de sexe i estat social resulten tan o més determinants que la batuda en si. Aquesta resposta fisiològica diferencial —concentrada en femelles adultes i gestants, és a dir en el nucli reproductiu del grup— és coherent amb l'augment de mobilitat i la reorganització espacial posterior documentats per Thurfjell et al. (2013) i Olejarz et al. (2024).

Gentsch et al. (2018) estableixen els valors de referència i identifiquen el mètode de caça com a principal predictor de cortisol; Güldenpfennig et al. (2021) apliquen aquest marc al senglar durant batudes i troben que l'efecte és present però més feble del previst, i que les variables biològiques —sexe i gestació— modulen la resposta tant o més que la batuda en si. Junts, els dos estudis construeixen un argument més sòlid que qual-sevol dels dos per separat.

Aquesta resposta és coherent amb l'augment de moviment i reorganització espacial posterior.

5) Selecció d'hàbitat sota pressió cinegètica

Morelle et al. (2015) descriuen com el senglar integra risc i disponibilitat energètica en les seves decisions espacials. En context de caça, la selecció pot desplaçar-se cap a àrees amb major cobertura vegetal i menor accessibilitat.

Treballs en paisatges mediterranis (Rosell 1998; Rosell & Llimona 2012; Cahill 2003) descriuen ajustos espacials coherents amb aquest marc general.

L'experiència europea en l'ús de tanques com a mesura de contenció del senglar en context de brot de PPA reforça la interpretació de la plasticitat espacial de l'espècie. Schulz i Sauter-Louis (2024), en una anàlisi de quatre anys de gestió de la PPA a Alemanya presentada al Workshop de Veterinaris en Cap de la Unió Europea, documenten que les tanques perimetrals a Brandenburg i Saxònia han requerit extensions successives i manteniment intensiu, sense que s'hagi aconseguit una contenció total del moviment de l'espècie. Aquest patró és coherent amb el que Rosell (2019) havia avançat en el context de la frontera danesa: les tanques de gran escala redueixen però no eliminen la dispersió espacial, especialment en animals adults que ja coneixen el territori.

Davidson (2021) aporta un element adicional: en àrees urbanes, els senglars mostren una percepció del risc significativament inferior a la dels individus en zones rurals, amb independència de l'activitat cinegètica present. Aquesta habituació a la presència humana en entorns periurbans pot reduir l'efectivitat de la caça com a pertorbador espacial en paisatges fortament humanitzats, on la base energètica —cultius, residus, parcs— opera com a factor de retenció que contrarresta parcialment la resposta d'evitació.

6) Gradient de risc i partició temporal

Gaynor et al. (2018) mostren que molts mamífers incrementen la nocturnitat en resposta a pressió humana.

En ossos europeus, Støen et al. (2015) descriuen un paisatge de la por associat a activitat humana.

El senglar presenta patrons compatibles sota pressió cinegètica: major activitat nocturna i evitació diürna d'àrees amb risc recurrent.

7) Convergència i implicacions

La síntesi dels estudis europeus indica que la caça pot associar-se a increments de moviment, relocalitzacions quilomètriques, reconfiguració de l'àrea nucli, desplaçament del jaç diürn i modificació de selecció d'hàbitat.

Keuling i Massei (2021), en una revisió sistemàtica de 29 estudis sobre els efectes de la caça en el comportament del senglar, confirmen que la majoria documenten canvis en la mida de l'àrea de campeo, desplaçament de l'àrea de campeo (reportat en el 45% dels estudis), modificació de l'ús de l'hàbitat i alteració dels patrons d'activitat. Els autors assenyalen explícitament que aquests desplaçaments poden conduir els animals cap a noves zones i incrementar el risc de transmissió de malalties. Aquesta revisió proporciona, per tant, una base de síntesi independent que reforça el conjunt de l'evidència presentada en aquest bloc.

Aquesta mateixa preocupació apareix a Gortázar et al. (2026), que adverteixen que les accions de caça recreativa en zones de brot epidèmic poden facilitar els moviments del senglar i generar bretxes de bioseguretat amb la consegüent dispersió de patògens. Per aquest motiu recomanen mètodes silenciosos i professionals en lloc de batudes convencionals, reconeixent implícitament que la pertorbació cinegètica ordinària té efectes espacials no desitjats sobre la distribució dels animals.

Cal precisar, però, que la substitució de la caça recreativa per mètodes professionals no resol el límit estructural de l'extracció com a eina de control poblacional. Cappa et al. (2021), en un seguiment d'onze anys de control professional al Parc del Ticino i el Llac Maggiore (nord-oest d'Itàlia) —un espai obert i connectat amb el paisatge agrícola circumdant, comparable en aquest sentit a la majoria de territoris europeus—, conclouen explícitament que la ineficàcia del control letal queda demostrada per l'absència de reducció de danys durant tot el període d'estudi. A escala nacional, Itàlia va incrementar l'abatiment un 45% entre 2015 i 2021, eliminant 2,1 milions d'animals en set anys, amb una fracció específicament atribuïda a control professional. Els danys agrícoles van continuar augmentant durant tot el període. La distinció entre modalitats d'extracció no altera el límit que el Bloc 4 analitza en detall: mentre K es mantingui alta, qualsevol forma d'extracció opera sobre N sense modificar el sostre funcional del sistema.

En una espècie amb elevada plasticitat espacial, aquests efectes poden generar redistribució territorial sense necessitat d'un increment demogràfic.

Richter et al. (2023), en una comparació dels primers divuit mesos de PPA en senglar a Saxònia i Letònia, conclouen que l'adaptació ràpida de les estratègies de contenció a partir de l'experiència acumulada en altres països va ser un factor clau en la resposta alemanya. L'anàlisi confirma que les mesures estructurals —zonificació, tanques i vigilància passiva de carcasses— van tenir un paper determinant, mentre que la reducció de la densitat per caça actuava com a mesura complementària i no com a eix central del control.

Els desplaçaments documentats en aquest bloc no són únicament un efecte conductual: reflecteixen que la població redistribueix la seva biomassa dins d'un territori amb una base energètica que es manté. Comprendre per què la pressió cinegètica no redueix N de manera sostinguda exigeix analitzar la variable que fixa el sostre funcional del sistema: la capacitat de càrrega K.

BLOC 4: Capacitat de càrrega (K), compensació demogràfica i reserva de potencial reproductiu

Objecte del bloc

Aquest bloc defensa que la caça actua sobre N, però el límit estructural el marca K efectiva. En senglar, K és dinàmica però estructural: si la base energètica es manté, el sostre funcional no disminueix, i si H no supera el llindar necessari per anul·lar la compensació, N tendeix a recuperar-se. Quan la base energètica es manté

alta —especialment en paisatges mediterranis amb aportacions antropogèniques— l'extracció pot reduir N a curt termini, però pot activar mecanismes compensatoris que permeten la recuperació o fins i tot l'increment posterior de la població.

1) K és modelitzable i depèn de l'energia disponible

Bruinderink et al. (1995) mostren que la capacitat de càrrega del senglar pot modelitzar-se a partir de la disponibilitat energètica i l'estructura de l'hàbitat. Si l'oferta alimentària es manté, K no baixa; i si K no baixa, reduccions parcials de N obren espai energètic que pot ser reocupat.

2) Elasticitats demogràfiques i recursos pulsàtils

Bieber & Ruf (2005) demostren que el senglar respon fortament a recursos pulsàtils (mast). Quan el context energètic és favorable, la contribució juvenil a la taxa de creixement augmenta, i la simple extracció d'adults no garanteix una reducció sostinguda. Keuling et al. (2013), a partir de telemetria en vuit països europeus, documenten que la reproducció neta del senglar assoleix entre el 210% i el 300% de la població base, confirmant que la capacitat compensatòria de l'espècie opera en un rang que fa estructuralment insuficient qualsevol extracció que no arribi al llindar equivalent.

3) K efectiva en ambients mediterranis

En paisatges mediterranis i periurbans, el senglar pot sostenir densitats elevades mitjançant l'ús de recursos antropogènics (cultius, residus i alimentació indirecta). Estudis realitzats a Europa occidental mostren que aquests aports energètics addicionals incrementen la capacitat de càrrega efectiva del sistema i afavoreixen la persistència de poblacions elevades fins i tot sota pressió cinegètica (Morelle et al., 2015; Cahill et al., 2003).

3.1) Reduir K versus reduir N : la intervenció sobre la base energètica com a estratègia estructural

Si K és el sostre energètic del sistema, la intervenció més eficaç per reduir N de manera sostinguda no és l'extracció d'individus, sinó la reducció de la base que determina K . Geisser & Reyer (2004) comparen directament tres estratègies de gestió —caça, estacions d'alimentació alternativa i tancaments de cultius— en una població de senglar a Suïssa, i conclouen que les mesures d'exclusió física que redueixen l'accés als recursos agrícoles resulten més eficaces per reduir els danys que l'increment de l'esforç cinegètic. Aquesta conclusió és consistent amb el marc $K/N/H$ d'aquest bloc: mentre K es mantingui alta per efecte de subsidis energètics antropogènics —cultius, residus, alimentació indirecta—, l'extracció opera principalment sobre la composició interna de la població, no sobre el seu sostre funcional. En conseqüència, qualsevol estratègia de gestió que no incorpori mesures sobre la base energètica opera sobre una variable dependent (N) sense modificar la variable estructural (K), amb la limitació d'eficàcia sostinguda que això comporta.

Aquesta mateixa lògica estructural és reconeguda per Gortázar et al. (2026), que identifiquen sis factors determinants de la dinàmica poblacional del senglar, dels quals només un correspon a la mortalitat per caça. Els cinc restants són factors estructurals vinculats a K , independents de l'esforç cinegètic (vegeu Conclusió per al detall complet).

4) Reserva de potencial reproductiu i buffer demogràfic

Quan la disponibilitat energètica ha estat favorable durant períodes previs, les femelles acumulen massa corporal, augmenta la probabilitat d'ovulació i la mida de ventrada, i es redueix l'edat d'entrada a reproducció.

Malmsten et al. (2017), Drimaj et al. (2020) i Chinn et al. (2022) mostren que la massa corporal i la condició nutricional són predictors directes de probabilitat de gestació i mida de ventrada. Aquest mecanisme genera un buffer demogràfic: la població pot mantenir o incrementar la seva sortida reproductiva fins i tot després de xocs ambientals o cinegètics.

Les dades de precipitació de la sèrie climàtica de Meteocat per a Catalunya (1920–2023, referència 1991–

2020, mitjana ~660 mm) permeten identificar dos episodis de sequera marcada en el període analitzat. El primer, entre 2004 i 2007, registra valors de 577, 544, 465 i 450 mm, els dos darrers per sota del llindar de 500 mm. El segon, entre 2021 i 2023, presenta 531, 500 i 450 mm, situant-se 2023 entre els anys més secs de tota la sèrie moderna.

A partir de les dades oficials de captures i població estimada proporcionades per IDESCAT i la Generalitat de Catalunya, és possible calcular dos indicadors derivats: la Taxa de Natalitat Bruta (TNB), entesa com el creixement net registrat sobre la població post-caça de la temporada anterior, i la Taxa de Mortalitat Provocada (TMP), corresponent a la fracció de la població inicial extreta per caça cada temporada (H). Cap d'aquests indicadors és publicat com a tal per les institucions: es dedueixen directament de les seves pròpies xifres.

Base de dades i indicadors derivats

La definició formal dels indicadors TMP i TNB, les seves fórmules de càlcul, la base de dades institucional i la nota sobre el desfasament temporal de la TNB s'han establert al Bloc 2, apartat 8, on aquests indicadors s'utilitzen per primera vegada.

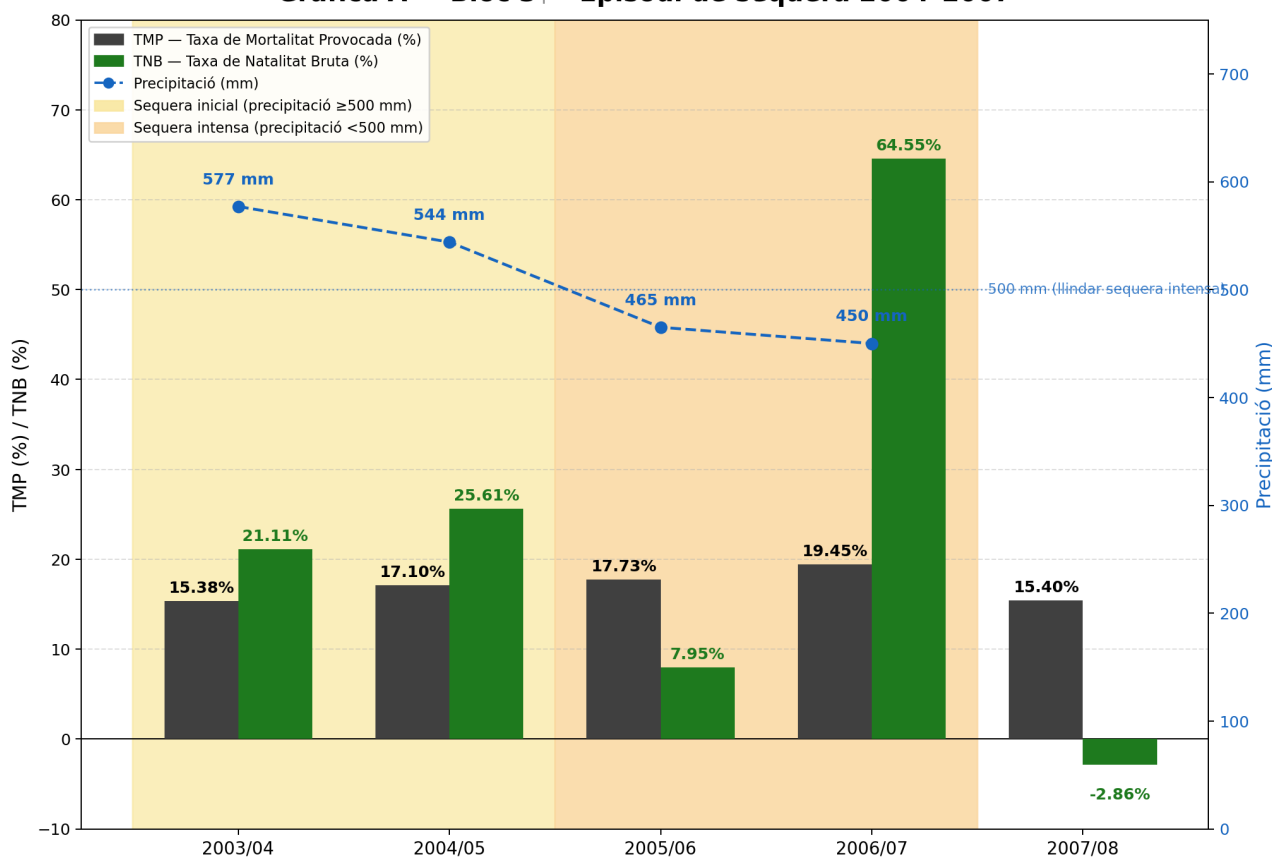
Taula A — Episodi de sequera 2004–2007 (temporades 2003/04 a 2007/08)

Temporada	Precip. (mm)	Pobl. inicial	Captures (H)	TMP (%)	Pobl. Post-Caça	Increment net	TNB (%)
2003/04	577	129.069	19.846	15,38	109.223	23.057	21,11
2004/05	544	132.279	22.625	17,10	109.654	28.083	25,61
2005/06	465	137.737	24.418	17,73	113.319	9.007	7,95
2006/07	450	122.326	23.789	19,45	98.537	63.601	64,55
2007/08	—	162.138	24.976	15,40	137.162	-3.920	-2,86

Llegenda: Groc clar = sequera inicial; Taronja clar = sequera intensa (precip. < 500 mm); Verd (casella de TNB) = reclutament de recuperació posterior a la sequera.

Nota sobre la fila 2006/07: la fila és taronja perquè la precipitació de la temporada és inferior a 500 mm (sequera intensa), però la casella de TNB és verda perquè recull el reclutament de la primavera de 2007, quan les condicions climàtiques ja havien millorat. El color de la fila correspon a la precipitació de l'any hidrològic de la temporada; el color de la casella de TNB correspon al cicle reproductiu posterior.

Gràfica A — Bloc 3 — Episodi de sequera 2004-2007



Taula B — Episodi de sequera 2021–2023 (temporades 2019/20 a 2024/25)

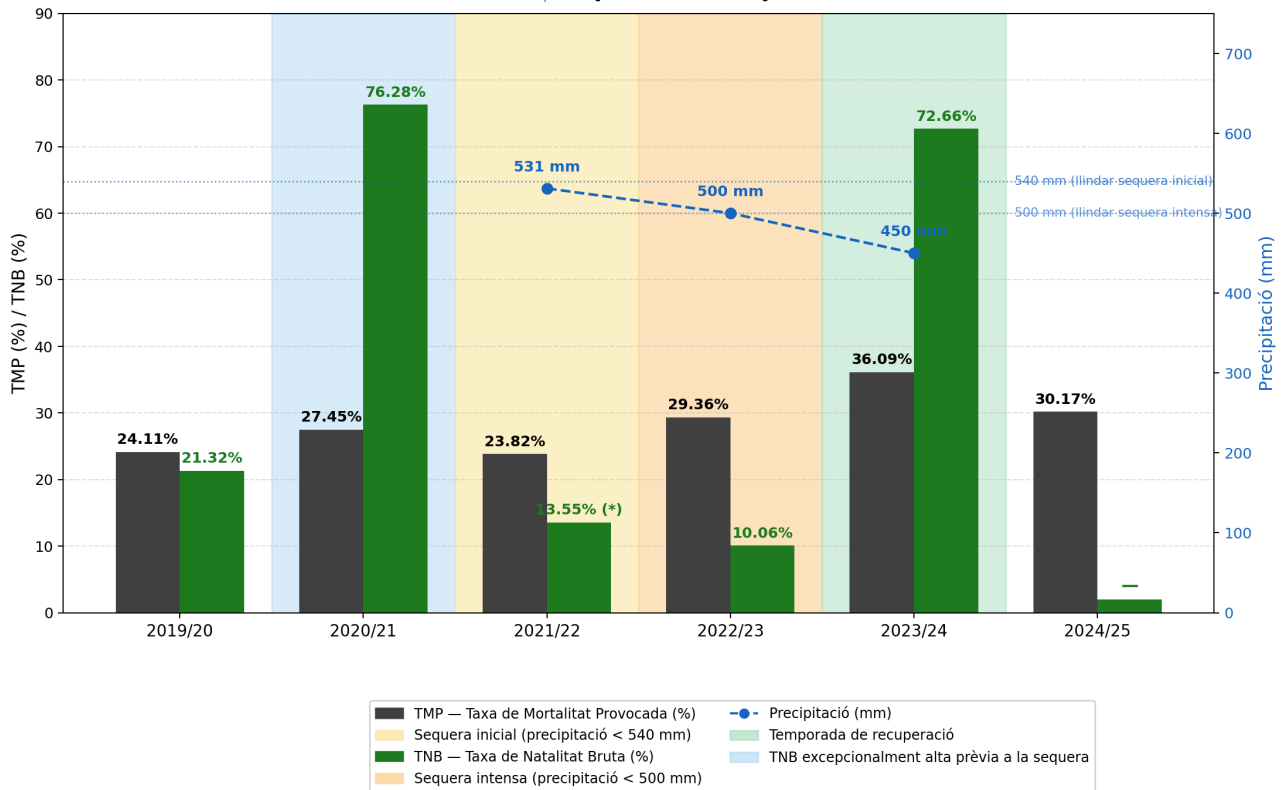
Temporada	Precip. (mm)	Pobl. inicial	Captures (H)	TMP (%)	Pobl. Post-Caça	Increment net	TNB (%)
2019/20	—	238.873	57.586	24,11	181.287	38.643	21,32
2020/21	—	219.930	60.384	27,46	159.546	121.707	76,28
2021/22	531	281.253	66.995	23,82	210.933 (*)	28.582 (*)	13,55 (*)
2022/23	500	239.515	70.320	29,36	169.195	17.023	10,06
2023/24	450	186.218	67.209	36,09	119.009	86.473	72,66
2024/25	—	205.408	61.975	30,17	143.433	—	—

Llegenda: Blau clar = temporada 2020/21, TNB excepcionalment alta prèvia a la sequera; Groc/Taronja = sequeres successives (precip. < 540 mm i < 500 mm); Verd = temporada de recuperació citada al text (increment net +86.473 individus).

(*) Per a la temporada 2021/22 s'observa una discrepància entre la Pobl. Post-Caça declarada a la taula institucional (210.933) i la que es dedueix algebraicament de Captures i Pobl. inicial (281.253 – 66.995 = 214.258). Els valors marcats amb (*) s'han calculat a partir del valor declarat (210.933). La discrepància (3.325 individus, ~1,2 % de la població) no altera la interpretació del patró general.

(**) La temporada 2024/25 no disposa de dades de Població temporada següent ni d'Increment net en el moment d'elaboració d'aquesta nota.

Gràfica B — Bloc 3 — Episodi de sequera 2021-2023



Verificació

Els valors de TMP i TNB citats explícitament al text —TNB 64,55 % per a 2006/07 i increment net +86.473 individus per a 2023/24— han estat verificats algebraicament sobre les dades brutes.

La Pobl. Post-Caçà de 2023/24 s'ha obtingut per diferència directa: 186.218 (Pobl. inicial) – 67.209 (Captures) = 119.009.

El valor TNB per a 2023/24 (72,66 %) s'ha calculat a partir de l'increment declarat al text (86.473) i la Pobl. Post-Caçà obtinguda per diferència (119.009): $86.473 / 119.009 \times 100 = 72,66 \%$.

Aplicant aquest càlcul a la sèrie disponible, el patró que emergeix en ambdós episodis és coherent i repetible. Durant els períodes de restricció ambiental, la TNB cau als valors mínims de la sèrie, però la TMP es manté o augmenta: la pressió cinètica no disminueix. Malgrat això, i de manera aparentment contraintuïtiva a la sortida de cada sequera, la recuperació reproductiva és intensa. Després del primer episodi, la temporada 2006/07 va registrar una TNB del 64,55 % i un increment net de +63.601 individus. Després del segon, la temporada 2023/24, amb 67.209 captures, va assolir un increment net de +86.473 individus.

La repetibilitat d'aquest patró en dos episodis independents separats per més d'una dècada, tots dos verificables a partir de fonts oficials catalanes, constitueix una evidència empírica directa del mecanisme de buffer demogràfic descrit per Malmsten et al. (2017), Drimaj et al. (2020) i Chinn et al. (2022). El fet que aquest patró sigui deduïble de les pròpies dades de la Generalitat reforça la seva solidesa: no és una hipòtesi externa, sinó una lectura que emergeix directament de les xifres institucionals.

La lectura comparada dels dos episodis suggereix que el factor determinant de l'expressió del buffer demogràfic no és la disponibilitat hídrica sinó la variació de la TMP. En el primer episodi, la TMP creix progressivament del 15,38% fins al 19,45% sobre una població que en aquell moment és inferior a la de temporades

anteriors, i és precisament en aquest context de pressió creixent i sequera intensa on es registra la TNB màxima de la primera meitat de la sèrie, el 64,55%. Aquest patró és compatible amb la hipòtesi que la disrupció dels grups matrilineals, i no la restricció hídrica, sigui el principal activador del reclutament juvenil.

El segon episodi suggereix una dinàmica més complexa. Després d'un període de TMP estable al voltant del 23–24%, la TNB es manté continguda, cosa que seria consistent amb una certa reestabilització dels grups matrilineals. Quan la TMP puja bruscament fins al 27,46% en la temporada 2020/21, la TNB explota fins al 76,28%, en coherència amb el mecanisme de disrupció social descrit al Bloc 2. Les quatre temporades següents presenten una TMP mitjana aproximada del 25%, sense salts bruscos, i la TNB es manté baixa, cosa que podria reflectir una contenció parcial de la resposta compensatòria compatible amb una relativa estabilitat jeràrquica dels grups. Finalment, en la temporada 2023/24, la TMP assoleix el valor màxim de tota la sèrie, el 36,09%, sobre la població supervivent més baixa dels darrers anys, i la TNB torna a expressar-se amb intensitat, el 72,66%, en plena sequera intensa. Aquest patró és compatible amb la hipòtesi que el salt brusc en la TMP, i no la sequera, sigui el detonador de la ruptura dels grups matrilineals i del reclutament juvenil associat. La sequera actuaria, en ambdós episodis, com a context i no com a mecanisme

Colomer et al. (2024), en un estudi revisat per parells elaborat pels mateixos responsables tècnics del Programa de Seguiment de la Generalitat de Catalunya — 23 temporades, 14 observatoris — identifiquen la precipitació de primavera com a predictor estadístic de la densitat i el creixement poblacional. Aquesta correlació és consistent a escala de llarg termini, però la sèrie analitzada en aquest bloc en limita el poder explicatiu a escala de temporada de manera particularment neta.

Durant el primer episodi de seqüera documentat (2004–2007), la pressió cinegètica és sostinguda i creixent — TMP del 15,38% al 19,45% en quatre temporades consecutives — i la precipitació cau progressivament fins als 450 mm el 2006/07. Malgrat la concurrència d'aquests dos factors suposadament limitants, la població no es redueix en cap de les quatre temporades: els increments nets successius són +23.057, +28.083, +9.007 i +63.601 individus. Cal precisar que en la temporada 2005/06, la N inicial de la temporada posterior (122.326) és lleugerament inferior a la de la temporada precedent (137.737), com a conseqüència aritmètica del fet que les captures (24.418) superen el reclutament net d'aquell cicle (9.007). Això no contradiu l'afirmació precedent: el mecanisme compensatori és actiu en totes quatre temporades ($\Delta N > 0$), i la recuperació immediata fins als 162.138 individus de 2007/08, amb un increment net de +63.601 en plena sequera intensa, confirma que el buffer demogràfic es manté funcional durant tot el període. L'únic valor lleugerament negatiu de tot el període (−3.920, temporada 2007/08) es produeix quan la seqüera ja havia acabat.

La conclusió que emergeix de les dades institucionals catalanes és, per tant, que ni la restricció hídrica ni la pressió cinegètica — ni totes dues actuant simultàniament durant quatre anys — no són suficients per reduir la població. La precipitació pot condicionar K a llarg termini; però quan el buffer reproductiu és funcionalment actiu, ni la seqüera ni la caça aconsegueixen anul·lar la capacitat compensatòria del sistema.

Això no significa que durant els episodis de sequera no existeixi mortalitat natural o neonatal, ni que les restriccions ambientals no afectin negativament la supervivència primerenca. El que mostren les dades és una altra cosa: que aquests factors, tot i existir, no anul·len el mecanisme compensatori ni impedeixen una recuperació reproductiva molt intensa tan aviat com milloren mínimament les condicions del sistema. En altres paraules, la sequera pot contenir temporalment l'expressió demogràfica del potencial reproductiu, però no l'elimina.

Precisament per això, el rebot observat immediatament després dels episodis de restricció ambiental reforça la interpretació del buffer demogràfic: la població no només resisteix la pressió cinegètica mantinguda, sinó que conserva una reserva funcional de recuperació capaç d'expressar-se amb gran rapidesa quan la limitació ambiental disminueix.

Cal afegir que la temporada immediatament posterior, 2007/08, registra l'únic valor negatiu de TNB de tota la sèrie (−2,86%), i ho fa en un any que els mapes de precipitació de Meteocat no identifiquen com a especialment sec. El par de casos 2006/07–2007/08 —any sec amb TNB explosiva seguit d'any no sec amb TNB negativa— constitueix l'evidència empírica més neta de la sèrie contra una explicació purament climàtica del patró.

Aquest patró permet una lectura precisa del paper de la mortalitat ambiental o neonatal: tot i que pot incrementar-se en contextos de restricció energètica (com episodis de sequera), el seu efecte no anul·la el mecanisme compensatori, sinó que en modula temporalment l'expressió. Les dades mostren que, un cop disminueix la limitació ambiental, la resposta reproductiva no només es recupera, sinó que ho fa de manera intensificada, indicant que el potencial reproductiu es manté funcional durant la fase restrictiva. En aquest sentit, la mortalitat ambiental pot ser demogràficament rellevant a curt termini, però estructuralment insuficient per neutralitzar la capacitat compensatòria del sistema.

Aquest comportament és plenament coherent amb el mecanisme de resposta compensatòria descrit al Bloc 1, en què la reducció de la densitat i la disponibilitat energètica per individu modulen la fecunditat i el reclutament juvenil.

4.1) Regulació densodependent clàssica en ungulats: el paper de la supervivència juvenil

La literatura sobre dinàmica de poblacions d'ungulats estableix que la regulació densodependent opera principalment a través de la supervivència en edats primerenques, no a través de la fecunditat adulta. Gaillard et al. (2000), en una revisió exhaustiva de la dinàmica poblacional de grans herbívors, mostren que la supervivència dels adults és el component més estable de la taxa de creixement, mentre que la supervivència juvenil i el reclutament constitueixen les variables més elàstiques i, per tant, les que responen amb més intensitat als canvis de densitat i disponibilitat de recursos.

Quan N s'aproxima a K , la competència intraespecífica per recursos es tradueix en una reducció de la supervivència juvenil i del reclutament, frenant el creixement poblacional de manera natural. En conseqüència, quan l'extracció cinegètica redueix N , el sistema s'allunya del llindar de saturació, la competència disminueix, la supervivència juvenil millora i el reclutament es reforça —exactament el mecanisme descrit als apartats anteriors d'aquest bloc. Aquesta dinàmica és intrínseca a l'espècie i opera amb independència de la pressió cinegètica: no és un efecte secundari inesperat de la caça, sinó la resposta esperada d'una població estructurada per mecanismes densodependents en un context d'alta disponibilitat energètica.

5) Pressió d'extracció i reestructuració demogràfica: la importància de la classe de pes com a variable operativa

Servanty et al. (2011) mostren que la pressió cinegètica pot alterar l'estructura d'edat i les tàctiques demogràfiques. Si H redueix N però no redueix K efectiva, el sistema pot reorganitzar-se i reomplir l'espai energètic mitjançant compensació. La pregunta pertinent, per tant, no és únicament quant s'extreu sinó a quines classes demogràfiques afecta l'extracció.

Gamelon et al. (2012), en un model matricial estructurat per sexe i pes corporal per al senglar, mostren que les classes de pes no contribueixen de manera uniforme a la taxa de creixement poblacional. Aplicant el model als registres cinegètics francesos, conclouen que la millor opció per frenar el creixement —fins assolir una taxa diana de $\lambda = 0,90$ — no és incrementar la pressió sobre els individus de major mida, sinó augmentar en un 14,6% l'extracció específica de femelles de mida mitjana. Aquesta conclusió té dues implicacions directes per al present anàlisi. Primera: la caça no orientada per criteris de pes i sexe opera sobre classes demogràfiques amb contribució variable a λ i, per tant, pot tenir una eficàcia molt inferior a la que els volums bruts d'extracció suggereixen. Segona: assolir i mantenir una extracció suficientment selectiva requereix un esforç de gestió activa que la caça recreativa convencional no garanteix de manera sistemàtica, en coherència amb els llindars descrits per Croft et al. (2020) i Keuling (2010) a la secció anterior.

6) Llindars de reducció segons modelització

Croft et al. (2020) modelitzen reduccions en poblacions tancades i mostren que la caça exclusiva requereix nivells molt elevats d'extracció sostinguda per reduir N ràpidament. La combinació amb control de fertilitat accelera la reducció en sistemes tancats.

Aquesta mateixa conclusió és traçable des de les dades oficials catalanes. Rosell et al. (2014), en el marc del

Programa de seguiment de les poblacions de senglar a Catalunya (DAAM), constaten que malgrat una extracció anual de l'entorn del 35% de la població —superior a la registrada en molts contextos europeus—, l'espècie continua creixent a Catalunya: “això no sembla suficient per controlar el creixement de l'espècie”. Aquesta observació, procedent de la coordinació tècnica del mateix programa institucional que genera les dades de captures i densitats analitzades en aquest bloc, és coherent amb els llandars descrits per Croft et al. (2020), Keuling (2010) i el model de Texas A&M, i confirma que el règim cinegètic ordinari català opera estructuralment per sota del llandar de reducció poblacional.

Keuling et al. (2013), en una anàlisi de telemetria de 661 individus en 15 àrees d'estudi de vuit països europeus (1998–2009), confirmen que el 73% dels animals observats sobrevivia fins al següent cicle reproductiu malgrat la pressió cinegètica, i que per compensar una reproducció neta d'entre el 210% i el 300% caldria eliminar aproximadament el 65% de la població estival. En cap de les àrees estudiades les taxes de caça assolien aquest llandar.

La literatura sobre control de feral swine als EUA (Kilgo et al., 2023; Pepin, 2023) indica que diversos models situen el llandar de reducció anual en rangs elevats i que en sistemes oberts la reducció sostinguda és difícil.

7) Modelització comparativa dels llandars d'extracció: Croft et al. (2020) i model de Texas A&M Agri-Life

Diferents models poblacionals independents indiquen que la reducció o estabilització de les poblacions de senglar requereix nivells d'extracció anual molt elevats. Tal com s'ha exposat al Bloc 4, la modelització desenvolupada per Croft et al. (2020) mostra que l'extracció per si sola sovint és insuficient per induir descensos sostinguts, i que la combinació amb control de fertilitat pot accelerar la reducció en poblacions aïllades.

La modelització de Croft et al. (2020) es refereix explícitament a poblacions aïllades, és a dir, sistemes amb immigració negligible. Aquesta condició difereix substancialment de la majoria de poblacions de senglar en paisatges continentals europeus, que presenten alta connectivitat i dispersió. En poblacions obertes, l'entrada contínua d'individus procedents d'àrees adjacents pot compensar les extraccions i diluir els efectes del control de fertilitat.

Cal precisar, però, una limitació operativa que els models de Croft et al. (2020) no contempen explícitament. En un espai tancat, la immunoconcepció pot funcionar com a eina de regulació poblacional, però únicament si l'extracció cinegètica no hi interfereix simultàniament. El mecanisme és el següent: una femella immunoconcepcionada i marcada ocupa el seu espai de K de manera permanent i funcional. Aquest espai no pot ser colonitzat per altres femelles nascudes dins del mateix espai, precisament perquè la immunoconcepció ha impedit que apareguin.

La femella tractada actua, per tant, com a bloqueador biològic del seu propi territori: manté l'espai ocupat i, en conseqüència, inaccessible per a individus reproductors. Ara bé, si aquesta femella és abatuda durant una batuda, l'espai queda alliberat de manera immediata i pot ser colonitzat per una femella jove no tractada, nascuda de les poques femelles que han reproduït malgrat la cobertura anticonceptiva. El model de Croft no contempla aquest escenari d'interferència entre el programa de fertilitat i l'extracció cinegètica concurrent, i assumeix implícitament que la mortalitat és exclusivament la gestionada pel programa. En una espècie amb la plasticitat reproductiva del senglar, aquesta omissió no és menor: l'eficàcia de la immunoconcepció en espais tancats depèn de forma crítica que la caça no anul·li els individus tractats, convertint en inútil el treball i el cost invertits en cada femella marcada.

A més, els nivells d'extracció requerits pels models per assolir reduccions sostingudes —sovint superiors al 50–60% anual— són difícils d'assolir i mantenir en condicions reals a gran escala. Diversos treballs assenyalen que el control letal rarament aconsegueix reduccions duradores en espècies d'alta fecunditat sense esforços extraordinaris i continuats (Massei et al., 2015; Massei, 2023).

Pel que fa al control de fertilitat, la literatura científica subratlla que la seva eficàcia depèn d'assolir i mantenir una proporció elevada d'individus tractats dins de la població. La mortalitat addicional no controlada — inclosa la caça no selectiva— pot reduir aquesta cobertura anticonceptiva efectiva, obligant a repetir tractaments i limitant la viabilitat operativa del mètode (Massei & Cowan, 2014; Ransom et al., 2014; Kirkpatrick et al., 2011).

De manera coherent, un model poblacional a gran escala elaborat per Texas A&M AgriLife Extension estima que, fins i tot en un context amb control permès durant tot l'any, seria necessari eliminar aproximadament el 66 % de la població anual per assolir l'estabilització demogràfica, mentre que nivells inferiors d'extracció continuen associats a creixement poblacional. Aquest model també assenyala que una taxa d'extracció estimada del 29 % anual resulta clarament insuficient per frenar l'expansió.

Keuling (2010), en una tesi doctoral dedicada específicament a l'eficiència cinegètica i la dinàmica espacial del senglar, conclou que “a tot Europa les taxes de caça semblen inferiors a la taxa de reproducció de l'espècie” i que, per reduir les poblacions, caldria incrementar substancialment les captures de femelles de totes les classes d'edat. Aquesta conclusió, procedent d'un treball de biologia de la gestió cinegètica, és coherent amb els llandars de Croft et al. (2020) i el model de Texas A&M i confirma que el règim cinegètic ordinari a Europa opera estructuralment per sota del llindar de reducció poblacional.

En conjunt, aquests resultats suggereixen que la dinàmica poblacional del senglar presenta una elevada capacitat compensatòria i que els llandars d'intervenció necessaris per alterar de manera sostinguda la trajectòria demogràfica són substancialment superiors als habituals en la gestió cinegètica ordinària.

Més enllà del model poblacional desenvolupat per Texas A&M AgriLife Extension, altres documents tècnics nord-americans arriben a conclusions similars sobre els llandars necessaris per estabilitzar les poblacions. Una síntesi de gestió elaborada pel Texas Parks and Wildlife Department indica que els esforços de control haurien d'aconseguir reduccions anuals contínues d'aproximadament entre el 66 % i el 70 % de la població només per mantenir-la estable, mentre que les extraccions habituals se situen molt per sota d'aquest rang — encara que en molts casos superiors a les registrades en contextos europeus— i continuen associades al manteniment o creixement poblacional.

En coherència amb aquests llandars, Gortázar et al. (2026) reconeixen explícitament els límits estructurals de l'extracció com a eina de gestió (vegeu Conclusió per al detall complet).

8) Lectura per biomassa

Si K funciona com a pressupost energètic, els individus ocupen aquest pressupost com a biomassa. L'eliminació d'una femella gran allibera energia que pot ser ocupada per subadults o múltiples femelles més petites, amb un potencial reproductiu col·lectiu que pot igualar o fins i tot superar la pèrdua inicial.

La lectura per biomassa permet una quantificació directa d'aquest efecte. Gethöffer, Sodeikat & Pohlmeier (2007) documenten que la mida de ventrada varia en funció de la classe de pes de la femella: les femelles de menor talla registren una mitjana de 5,5 fetus per ventrada, mentre que les de major talla n'assoleixen 7,6 — una diferència del 38% en fecunditat individual. Tanmateix, si K s'expressa com a pressupost de biomassa, dues femelles de menor talla ocupen el mateix espai energètic que una de gran i generen de manera agregada uns 11 fetus —un 45% més de producció reproductiva col·lectiva— i representen dues unitats reproductores independents en lloc d'una.

Malmsten et al. (2017) confirmen que la taxa de gestació es manté elevada fins i tot en les classes de pes inferiors, sempre que se superi el llindar funcional de 33 kg. En conseqüència, l'extracció d'individus adults de gran mida no redueix el potencial reproductiu global del sistema: allibera espai K que és reocupat per un nombre superior de femelles joves i de menor talla, amb una producció reproductiva agregada igual o superior. Gamelon et al. (2012) confirmen aquest patró des de la modelització matricial: la millor estratègia per reduir λ no és incrementar la pressió sobre les femelles de major mida, sinó sobre les de talla mitjana, precisament perquè el creixement poblacional no depèn de la fecunditat individual sinó del nombre d'unitats re-

productores actives.

9) Síntesi estructura

La capacitat de càrrega (K) estableix el límit energètic del sistema, mentre que la mida poblacional observada (N) constitueix una expressió demogràfica variable d'aquesta biomassa. Una mateixa K pot sostenir configuracions poblacionals diferents pel que fa al nombre d'individus, la seva estructura d'edat i la massa corporal mitjana.

L'extracció cinegètica (H) pot reduir N a curt termini, però sovint actua principalment modificant la composició interna de la població. La biomassa alliberada pot ser ocupada tant per un nombre menor d'individus de gran mida corporal com per un nombre superior d'individus més petits o juvenils.

Tot i que els individus adults de gran mida poden presentar una elevada fecunditat a nivell individual, una població amb més abundància d'individus joves o de menor mida pot assolir una producció reproductiva global similar o superior, ja que el nombre total de femelles reproductores és més elevat.

En conseqüència, mentre la K efectiva es mantingui alta, l'extracció es compatible amb l'alteració de la densitat numèrica, l'estructura d'edat i l'organització social sense reduir necessàriament el potencial reproductiu global ni la biomassa funcional del sistema.

BLOC 5: Depredació natural vs caça esportiva o professional en la regulació del senglar (*Sus scrofa*)

Una precisió prèvia és necessària per delimitar l'objecte d'aquest bloc. L'anàlisi que segueix no constitueix en cap cas una defensa de la introducció o reintroducció del llop, ni una presa de posició sobre polítiques específiques de gestió d'aquesta espècie ni sobre les complexes qüestions de coexistència amb l'activitat ramadera, que depassen l'objecte d'aquest document. El que aquest bloc analitza és una qüestió estrictament ecològica i demogràfica: per quins mecanismes opera la depredació natural sobre la dinàmica del senglar, i per quins mecanismes opera la caça humana.

La comparació no és entre "llop bo" i "caçador dolent": és entre dos tipus de mortalitat que la literatura científica descriu com a estructuralment diferents en els seus efectes demogràfics, conductuals i sanitaris. La conclusió central és que un caçador no és un llop —no perquè un sigui millor que l'altre, sinó perquè operen sobre variables distintes del sistema i generen efectes que no són intercanviables. La presència documentada del llop a Catalunya és un fet ecològic rellevant per a la literatura citada, però la seva gestió present o futura no és matèria d'aquest bloc.

Comparació ecològica, demogràfica i conductual basada en evidència

Objectiu

Analitzar, amb base científica i fonts institucionals, com la depredació del llop (*Canis lupus*) pot contribuir a regular el senglar, i comparar-ho amb els efectes de la caça humana (especialment batudes). El focus se centra en: (i) selecció de preses (edat/estat), (ii) efectes sobre estructura social i demografia, (iii) respostes espacials (desplaçaments, evitació), i (iv) conseqüències ecològiques i sanitàries.

Criteri metodològic

S'utilitzen (i citen) estudis revisats per parells i fonts tècniques. Per a l'efecte de les batudes sobre moviments i desplaçaments s'integra la síntesi ja establerta als blocs previs.

1) Les poblacions de senglar augmenten a Europa malgrat l'extracció cinegètica

La literatura de revisió indica que, a escala europea, el senglar ha incrementat la seva abundància en moltes regions tot i l'augment (o manteniment) de l'esforç cinegètic. Això s'explica per una combinació de factors de base energètica (cultius, recursos antropogènics), hiverns més suaus i alta plasticitat demogràfica. En

aquest context, la caça pot generar reduccions puntuals però no garanteix necessàriament una disminució sostinguda si la base energètica i el reclutament juvenil continuen elevats.

Evidència clau: Massei et al. (2015) documenten la tendència general de creixement del senglar a Europa; Melis et al. (2006) mostren una gran variació biogeogràfica de densitats, amb influència de productivitat i severitat hivernal, i incorporen la presència/absència de llop com a covariable explicativa.

1.1) El llop com a covariable explicativa de la densitat de senglar a escala biogeogràfica

Melis et al. (2006) analitzen la variació biogeogràfica de les densitats de senglar a Europa i mostren que la presència o absència de llop constitueix una covariable explicativa significativa: les densitats tendeixen a ser menors en territoris amb llop present, fins i tot quan es controlen factors com la productivitat primària i la severitat hivernal. Aquest resultat és rellevant per al present bloc perquè situa la depredació natural no com un factor marginal o anecdòtic, sinó com una variable estructural de la dinàmica poblacional del senglar a escala continental. La seva absència en la majoria del territori europeu actual és, per tant, un factor compatible amb l'increment de densitats documentat per Massei et al. (2015) i amb la limitada eficàcia de la caça com a mecanisme regulador únic.

Cal precisar que aquesta anàlisi descriu la funció ecològica del llop com a variable explicativa de la dinàmica poblacional del senglar, tal com apareix documentada a la literatura científica revisada per parells. No constitueix una presa de posició sobre polítiques específiques de gestió del llop ni sobre les complexes qüestions de coexistència amb l'activitat ramadera, que depassen l'objecte d'aquest document.

2) Selecció de presa: el llop tendeix a capturar senglars joves i/o vulnerables

A diferència de la caça humana (sovint oportunista o guiada per normes i preferències), la depredació del llop està constrenyida per la detectabilitat, la defensa de la presa i el risc de lesió. Quan el llop consumeix senglar, una proporció important de captures correspon a classes juvenils (garrins/subadults) o individus vulnerables.

En un cas d'estudi robust al nord d'Espanya, Nores et al. (2008) estimen que, dels senglars consumits pels llops amb edat determinable, el 75% eren del primer any de vida, comparat amb ~21% de garrins estimats a la població estival (diferència significativa). Aquest patró és coherent amb una regulació "óqualitativa": impacte sobre el reclutament i sobre individus amb menor capacitat de defensa.

3) Intensitat relativa: en sistemes co-gestionats, la caça pot superar àmpliament la mortalitat per llop

En sistemes amb llop i activitat cinegètica, les pèrdues per caça sovint superen de manera clara les pèrdues per depredació. Això implica que la caça opera com una mortalitat addicional elevada i parcialment deslligada de processos densodependents.

Nores et al. (2008) estimen, en la Reserva de Somiedo, una pèrdua anual total ~38% (mortalitat + emigració), amb una fracció atribuïble a caça al voltant d'un 11,7% anual, mentre que els senglars morts per llop representaven aproximadament un 4,2% de la població (aprox. 11% dels morts). En una sèrie de 10 anys a la Toscana (Itàlia), Bassi et al. (2020) quantifiquen que, tant en senglar com en un altre ungulat analitzat, les pèrdues per caça resultaven vuit a nou vegades més altes que les degudes a depredació de llop. Aquesta asimetria és clau per entendre per què l'efecte demogràfic de la caça pot ser alt però, alhora, poc estable en el temps si activa compensació.

4) Resposta espacial al risc: el risc humà (batudes) tendeix a provocar una pertorbació més intensa que el risc de llop

El risc de depredació natural opera de manera contínua, espacialment estructurada i amb "regles" ecològiques relativament estables. En canvi, les batudes concentren risc agut (humans, gossos, soroll, persecució) en episodis intensos i sovint imprevisibles, capaços de desencadenar respostes d'evitació i desplaçament.

Olejarz et al. (2024), amb dades GPS de senglars durant tres temporades, mostren que l'experiència amb batures modula el comportament: els animals aprenen i ajusten estratègies de moviment/ús de l'espai en funció de la pressió viscuda. Això és coherent amb una "selecció" conductual sota caça que pot reforçar l'evitació de zones i la redistribució territorial.

En paral·lel, estudis sobre "paisatges de la por" indiquen que la resposta a humans pot ser especialment forta. A escala general (multiespècie), Gaynor et al. (2018) mostren increments de nocturnitat sota pertorbació humana; i Kasper et al. (2025) documenten que fins i tot llops i les seves preses poden reaccionar amb més fugida i més rapidesa davant estímuls humans que davant controls, reforçant la idea que la pertorbació humana pot ser qualitativament més disruptiva.

4.1) L'efecte por (landscape of fear) com a mecanisme de regulació conductual: implicacions sobre K realitzada

La regulació exercida pel llop no opera exclusivament per mortalitat directa. Un cos creixent de literatura documenta que la simple presència del depredador —el risc percebut— modifica el comportament espacial i alimentari de les preses de manera que aquestes eviten zones d'alta disponibilitat de recursos quan el risc de depredació és elevat. Aquest fenomen, conegut com a landscape of fear, pot reduir de facto la K realitzada de la població: els individus no exploten tots els recursos disponibles perquè la pressió de risc els restringeix espacialment.

Raynor, Grainger & Parker (2021), ja citats al Bloc 8 per les seves implicacions econòmiques, subratllen explícitament que la reducció de col·lisions amb ungulats associada a la presència de llop no es deu principalment a una reducció demogràfica de les preses, sinó a modificacions conductuals induïdes pel risc. Aplicat al senglar, aquest mecanisme suggereix que la recuperació funcional del llop pot contribuir a la regulació poblacional per una via diferent i complementària a la mortalitat directa: alterant els patrons d'ús de l'espai i la intensitat d'exploració dels recursos, i reduint per tant la K efectivament realitzada per la població.

Belardi et al. (2026), en un disseny avant–després en un parc costaner mediterrani de la Toscana, aporten evidència empírica d'aquest mecanisme a escala de comportament tròfic: tot i que la recolonització del llop va incrementar la disponibilitat de carcasses d'ungulats a la zona d'estudi, el senglar en va fer un ús notablement baix —molt inferior al documentat en altres àrees—, cosa que els autors atribueixen explícitament a l'alt risc percebut de depredació. L'efecte por no sols modifica l'ús de l'espai, sinó que altera fins i tot les decisions d'alimentació del senglar en presència del depredador apical.

5) Interaccions llop–senglar: resposta antipredatòria "fina" sense expulsió generalitzada

Quan el llop recolonitza, la resposta del senglar no necessàriament és un abandonament generalitzat del territori, sinó ajustos espaciotemporals més selectius (p. ex., canvis d'horari, microselecció d'hàbitat, modulació de l'ús d'àrees de risc). Aquest tipus d'ajust és típic de sistemes depredador–presa.

Orazi et al. (2024) analitzen interaccions tròfiques, temporals i espacials en un parc alpí recolonitzat, mostrant que els patrons d'activitat i ús de l'espai poden reflectir aquesta coadaptació, compatible amb una regulació més "ecològica" i menys basada en desplaçaments massius.

6) Efectes socials i demogràfics: la caça pot contribuir a desestabilitzar adults reproductors; el llop impacta de manera diferent

El senglar presenta estructura social matrilineal (femelles emparentades + descendència) (Podgórski et al., 2014). La caça, segons modalitat i biaixos, pot eliminar adults reproductors i desestabilitzar grups, amb efectes en cohesió i en la dinàmica reproductiva posterior (p. ex., reagrupaments, fragmentació, canvis de rutes i refugis) (Podgórski et al., 2026; Kamieniarz et al., 2020). En canvi, si el llop captura sobretot juvenils, l'efecte pot concentrar-se en reclutament i vulnerabilitat, amb menor probabilitat d'eliminar "matriarques" de manera sistemàtica (Nores et al., 2008).

En aquest sentit, la comparació més sòlida no és “qui mata més”, sinó “óquin tipus de mortalitat introdueix cada agent”: el llop tendeix a una mortalitat més funcional dins la xarxa tròfica; la caça introdueix una mortalitat sovint més abrupta, agregada i potencialment desestructurant (Podgórski et al., 2026).

7) Dues vies de reducció del reclutament juvenil: fecunditat i supervivència primerenca

Tal com s’ha exposat al Bloc 4, en l’apartat de modelització (Croft et al., 2020), la reducció poblacional sostinguda requereix actuar sobre paràmetres demogràfics clau més enllà de l’extracció directa. En aquests models, el control de fertilitat —com la immunoconcepció— aporta una reducció addicional del reclutament actuant “per sota” del naixement, mitjançant la disminució de la fecunditat (Massei & Cowan, 2014), i, combinat amb extracció, accelera el descens poblacional en poblacions aïllades. Des d’un punt de vista demogràfic, la depredació selectiva sobre classes juvenils —com la exercida pel llop— actua “per sobre” del naixement, mitjançant la reducció de la supervivència primerenca (Nores et al., 2008), i pot contribuir en el mateix sentit funcional —reduir el reclutament efectiu i, per tant, la taxa de creixement—, tot i que amb mecanismes, intensitat i variabilitat no directament equiparables al control de fertilitat.

8) Regulació sanitària: la depredació pot reduir prevalença de malaltia sense col·lapsar la població

La base teòrica d’aquest mecanisme es fonamenta en la diferència qualitativa entre mortalitat selectiva i mortalitat no selectiva. Kawata (2009), mitjançant un model epidemiològic SIR (Susceptible–Infected–Recovered) aplicat a ungulats, corrobora formalment que la caça humana pot contribuir a frenar la difusió d’una malaltia en reduir la mida poblacional global, de manera estadística i no dirigida: en disminuir el nombre total d’individus, es redueixen les probabilitats de contacte entre susceptibles i infectats, però la caça no identifica els portadors; qualsevol reducció del reservori infecciós és un subproducte estadístic de l’extracció aleatòria, no el resultat d’una acció dirigida sobre els individus infectats.

En contrast, els grans carnívors —en particular el llop— no operen per estadística: detecten activament individus febles o malalts a través de senyals conductuals i fisiològics —marxa alterada, resposta d’alerta reduïda, senyals olfactius— i els prenen de manera preferent, eliminant-los directament del reservori infecciós. Aquesta diferència no és quantitativa sinó qualitativa: una taxa d’extracció idèntica produeix efectes epidemiològics radicalment diferents depenent de si és aleatòria (caça) o selectiva (depredació natural).

Wild et al. (2011) quantifiquen aquest contrast mitjançant modelització de la malaltia de desgast crònic (CWD) en cérvids: una extracció no selectiva del 15% anual —equivalent a una pressió cinegètica moderada— redueix tant la mida poblacional com la prevalença de la malaltia, però de manera lenta. Una depredació selectiva al mateix 15% anual provoca un descens de la prevalença molt més ràpid i és capaç d’eliminar la malaltia en una població tancada. El factor explicatiu és que el llop elimina individus infectats amb una eficiència aproximadament quatre vegades superior a l’extracció aleatòria, actuant directament sobre el reservori de la malaltia en lloc de sobre la densitat global.

En sistemes multihost amb transmissió real, com la tuberculosi bovina en senglar, Tanner et al. (2019) confirmen empíricament aquest patró: la depredació per llop pot reduir de manera marcada la prevalença d’infecció sense reduir necessàriament la densitat del hoste, perquè part de la mortalitat per depredació substitueix mortalitat que hauria ocorregut per malaltia. Combinats, els tres estudis construeixen un argument estratificat: Kawata (2009) estableix la impossibilitat formal de la substitució per via no selectiva; Wild et al. (2011) la quantifiquen comparativament; i Tanner et al. (2019) l’observen en condicions de camp en la pròpia espècie objecte d’aquesta anàlisi.

El resultat és que la depredació natural, en la mesura que és selectiva i contínua, aporta una regulació qualitativa del risc sanitari que la caça, per la seva naturalesa no selectiva, no pot reproduir independentment del volum d’esforç invertit.

Conclusions

- A Europa, les poblacions de senglar han crescut en moltes regions malgrat la caça, en coherència amb una

base energètica alta i una elevada plasticitat demogràfica.

- El llop tendeix a seleccionar senglars juvenils i/o vulnerables; això concentra l'impacte en reclutament i pot funcionar com a regulació "óqualitativa".
- En molts sistemes, la caça supera àmpliament la mortalitat per llop (fins a ordres de magnitud), operant com a mortalitat addicional intensa i parcialment deslligada de processos densodependents.
- La resposta espacial a batudes es compatible amb un efecte disruptiu (desplaçaments, evitació, aprenentatge), sovint més intensa que la resposta a la depredació natural.
- La caça pot desestabilitzar unitats socials reproductives (matrilínies) i introduir perturbacions qualitativament diferents de la regulació tròfica del llop.
- La depredació pot contribuir a reduir prevalença de malaltia en senglar sense necessàriament col·lapsar la densitat, aportant un benefici ecosistèmic rellevant.

BLOC 6: Zoonosi i risc sanitari: la interfície humà–animal–medi com a variable operativa central

Objecte del bloc

Aquest bloc estableix que el risc zoonòtic rellevant per a salut pública no deriva automàticament de la presència de patògens en fauna silvestre, sinó de les condicions d'interfície creades per l'activitat humana que permeten contacte intens i repetit, amplificació en altes densitats i disseminació mitjançant mobilitat i processament. En conseqüència, la reducció numèrica de la fauna silvestre no constitueix una mesura preventiva estructuralment suficient: l'eficàcia de la intervenció depèn de la gestió de les condicions d'interfície, independentment de la mida de la població hoste.

1) Emergència zoonòtica i transformació humana del territori

Jones et al. (2008) analitzen tendències globals de malalties infeccioses emergents i indiquen que els esdeveniments estan fortament associats a factors socioeconòmics i ambientals vinculats a activitat humana. Allen et al. (2017) identifiquen hotspots globals correlacionats amb densitat humana i transformació del paisatge. La literatura no descriu el medi natural intacte com a factor causal principal, sinó la intensificació i la interfície.

El risc zoonòtic associat a la interfície cinegètica no es limita a la Pesta Porcina Africana. Montagnaro et al. (2015), en un estudi de camp al Laci (Itàlia), documenten una seroprevalença d'HEV del 40,7% en senglars i del 25% en caçadors exposats durant la temporada de caça, amb confirmació filogenètica que les soques circulants en ambdues poblacions pertanyen al mateix genotip 3. Fredriksson-Ahomaa (2019) documenta, en una revisió de les zoonosi alimentàries del senglar, casos de brucel·losi en caçadors per contacte directe amb carcasses. Aquests resultats situen la interfície cinegètica com una via de transmissió documentada i quantificable de múltiples patògens, coherent amb el marc One Health exposat a l'apartat 5.

2) Amplificació epidemiològica en sistemes d'alta densitat

Si la transformació del territori crea les condicions d'interfície, la dinàmica d'amplificació determina la magnitud del risc un cop el contacte s'ha produït.

Mur et al. (2016) situen la bioseguretat en explotacions porcícoles com a element central de control de la PPA. Swanenburg et al. (2023) documenten el risc d'introducció del virus mitjançant transport de carn i restes per part de caçadors. Dellicour et al. (2020) mostren que la dinàmica espacial del brot belga respon a factors ecològics i de dispersió estructural. La mobilitat humana i la manipulació de productes constitueixen vectors epidemiològics documentats.

En el context específic de la PPA en senglar, la vigilància passiva basada en la detecció de carcasses ha estat corroborada estructuralment amb una eficàcia superior a la vigilància activa basada en animals abatuts en cacera. Guberti i Gervasi (2023) documenten que la vigilància passiva supera en més de cinquanta vegades la vigilància activa cinegètica en capacitat de detecció precoç del virus. Oļševskis (2023) quantifica aquesta diferència: la ràtio de detecció vírica en animals trobats morts és cinquanta-cinc vegades superior a la dels animals abatuts.

La quantificació institucional definitiva d'aquest límit prové de l'anàlisi epidemiològica anual de la Unió Europea. EFSA (Ståhl, Boklund, Podgórski et al., 2025) documenta que, durant 2024, les carcasses trobades —que representaven únicament el 5,2% de totes les mostres analitzades en senglar— van ser responsables de la detecció del 70,4% dels brots de PPA en senglar a la UE. Per contra, els animals caçats —que representaven el 91,5% de totes les mostres— tan sols van detectar el 28,4% dels brots, amb una taxa de positivitat per PCR del 0,4%. Aquests valors constitueixen la prova estadística institucional més robusta disponible de la desproporció estructural entre el rendiment epidemiològic de la caça i el de la vigilància passiva.

Sehl-Ewert et al. (2022), en una anàlisi patològica de carcasses de senglar infectades naturalment a Alemanya, documenten l'existència de variants del virus amb nivells de virulència dispars, algunes de les quals generen infeccions prolongades i major excreció viral. Això reforça el valor epidemiològic de la vigilància passiva de carcasses: a diferència de l'animal caçat —que acostuma a ser clínicament sa en el moment de la mort—, la carcassa pot reflectir infeccions avançades i càrrega viral elevada, convertint-se en el senyal de detecció precoç de major rendiment disponible.

3) Modelització epidemiològica i gestió sistèmica

La modelització epidemiològica permet avaluar si la reducció de la densitat del senglar per via cinegètica constitueix una mesura eficaç dins d'aquest marc d'amplificació, o si el control sistèmic requereix intervenir sobre variables diferents de N.

Croft et al. (2020) modelitzen patrons espacials i temporals de PPA i indiquen que la dinàmica del brot depèn de detecció, estructura poblacional i mesures coordinades de control. La reducció genèrica d'individus no apareix com a mesura autosuficient en la modelització publicada.

Guberti i Gervasi (2023) proposen un model de quatre fases d'expansió del virus en senglar —incurió, invasió, epidèmia i endemicitat— en el qual la reducció numèrica per caça no figura com a mesura eficaç en cap fase i pot resultar contraproductiu durant la fase d'invasió activa a causa de l'efecte de dispersió induïda.

La FAO (2023) confirma, en el seu document institucional de referència, que l'eliminació del virus en poblacions de senglar s'ha demostrat extraordinàriament difícil en tots els contextos estudiats: únicament Bèlgica i la República Txeca l'han assolit a Europa, i en el cas txec el virus va reaparèixer anys després. Oura (2023) constata que, a data de la consulta, no existeix cap vacuna comercial disponible contra la PPA, la qual cosa descarta la immunització com a eina de control a curt termini i fa recaure el pes de la prevenció exclusivament sobre la bioseguretat estructural i la vigilància passiva.

Olesen et al. (2025) aporten dades experimentals rellevants sobre la via de transmissió: la infecció de porcs per via oral requereix dosis del virus substancialment superiors a les necessàries per via intranasal. Aquest resultat implica que la transmissió per ingestió de material contaminat —la via associada a la manipulació de restes cinegètiques i a l'accés de porcs domèstics a residus orgànics— és intrínsecament menys eficient que altres vies, desplaçant el focus de risc cap a les condicions logístiques de la interfície humana, no cap a la densitat de la fauna silvestre.

En coherència, l'EFSA (2021) ha reconegut institucionalment la insuficiència de la caça recreativa com a eina de control poblacional, la qual cosa reforça que la reducció numèrica per caça no pot assumir-se com a mesura de control epidemiològic eficaç en absència d'evidència que demostrï el contrari (vegeu Bloc 1 i Conclusió)

4) Pertorbació, mobilitat i possibles efectes no desitjats

La pressió cinegètica pot convertir-se en un vector indirecte de dispersió de patògens: la pertorbació dels moviments documentada al Bloc 3 —relocalitzacions de fins a 20 km, abandó de l'àrea nucli, resposta d'evitació apresada— opera de manera idèntica independentment de si hi ha circulació vírica activa o no.

A més de ser insuficient com a mesura de control, la pressió cinegètica pot generar efectes contraris als desitjats en contextos de circulació vírica activa, en incrementar la mobilitat dels animals i ampliar les bretxes de bioseguretat.

La relació entre mobilitat del senglar i dispersió de la PPA és més complexa del que una lectura lineal suggereix. Podgórski & Śmietanka (2018), analitzant la dinàmica espacial del brot de PPA al nord-est de Polònia durant 2014–2015, troben que els paràmetres habituals de moviment del senglar —àrea de campeo, distàncies de dispersió estacionals— eren predictors febles de la progressió del brot, que va avançar a un ritme constant d'1,5 km/mes amb independència de l'estació. Els autors conclouen que el factor limitant és la gravetat de la pròpia malaltia: la ràpida letalitat incapacita els animals infectats abans que puguin desplaçar-se extensivament, de manera que la transmissió es concentra en la via indirecta, és a dir, les carcasses infectades. Aquesta conclusió reforça, des d'un angle inesperat, la centralitat de la vigilància passiva: si el vector principal no és el senglar mòbil sinó el senglar mort, l'esforç cinegètic és estructuralment inferior a la detecció de carcasses com a instrument epidemiològic.

Ara bé, els moviments aguts induïts per batudes constitueixen un cas qualitatiu diferent dels moviments habituals analitzats per Podgórski & Śmietanka (2018). Thurfjell et al. (2013) documenten relocalitzacions quilomètriques post-batuda; Olejarz et al. (2024) mostren que l'experiència modula la resposta espacial sota pressió cinegètica. Gortázar et al. (2026) confirmen explícitament que les batudes recreatives en zones de brot poden facilitar la dispersió vírica a través d'aquests desplaçaments d'emergència, i recomanen mètodes silenciosos i professionals precisament per evitar-los.

Aquesta preocupació no és teòrica. El Ministeri d'Agricultura de la República de Corea del Sud (MAFRA, 2023), a partir de l'experiència del brot de PPA en senglar iniciat el 2019, va substituir les batudes convencionals per protocols silenciosos de contenció perimetral —cercats físics i mètodes no pertorbadors— precisament perquè les accions de caça col·lectiva incrementaven la mobilitat dels animals i acceleraven la dispersió geogràfica del front epidèmic. La FAO (2023) reforça aquest marc indicant que, en territoris amb circulació vírica activa, qualsevol increment de mobilitat —inclòs el induït per l'activitat cinegètica— amplia les bretxes de bioseguretat.

Oļševskis (2023) afegeix que la compensació econòmica als caçadors per carcasses trobades, combinada amb formació específica, és una condició necessària per mantenir operativa la vigilància passiva; sense aquest incentiu, la detecció precoç es fragmenta i el control del brot es debilita.

5) Marc One Health i coherència institucional

El marc One Health promogut per OMS/WHO, FAO i WOAHA estableix que la prevenció requereix actuar sobre la interfície humà–animal–medi, no sobre la reducció numèrica de la fauna silvestre. La FAO (2023), en el seu document institucional de referència sobre PPA, operativitza aquest marc identificant tres vectors principals de transmissió —animals infectats, persones contaminades i productes càrnics— i assenyala explícitament els caçadors com a vector documentat de transmissió, en tant que poden transportar material contaminat des de zones de circulació vírica fins a explotacions porcínes a través de roba, calçat, vehicles i utensilis. El document conclou que els punts crítics de la prevenció eficaç són la bioseguretat en explotacions, el control logístic, la traçabilitat i la vigilància passiva estructural. Oļševskis (2023) confirma, des de l'experiència de Letònia, que els instruments de major rendiment epidemiològic disponibles no depenen de la pressió cinegètica sinó d'un sistema de compensació econòmica per carcasses i de formació dels caçadors com a agents de vigilància passiva.

L'experiència de Lituània, documentada al Workshop de Veterinaris en Cap de la UE el novembre de 2024, il·lustra els límits operatius d'una estratègia basada en la reducció de la densitat de senglar per caça. Des de la detecció del primer brot el gener de 2014, Lituània ha mantingut una pressió cinegètica intensa combinada amb vigilància passiva i bioseguretat en explotacions. Malgrat deu anys d'esforç sostingut, la PPA no ha estat eliminada del territori. Seržants (Letònia, 2024) confirma que l'eliminació del virus en una població de senglar infectada podria ser assolible únicament si la gestió poblacional s'acompanya de la detecció i eliminació sistemàtica de carcasses per reduir la càrrega viral ambiental, desplaçant el focus de la densitat cap a la gestió del residu víric en el medi.

6) Implicacions operatives

La síntesi de la literatura indica que la prevenció efectiva del risc zoonòtic requereix reduir oportunitats de transmissió generades per l'activitat humana a la interfície, mitjançant bioseguretat estructural, vigilància i control logístic.

Els apartats precedents han documentat el risc des de la perspectiva de la interfície operativa: vectors humans, mobilitat induïda i gestió de la càrrega viral ambiental. Rest a tancar l'argument des de la base ecològica: per quina raó estructural la reducció de N és insuficient amb independència del volum d'esforç cinegètic invertit.

L'argument del bloc troba el seu fonament conceptual més profund en la distinció entre dues categories estructuralment diferents de patògens associats al senglar a Europa. Els patògens associats al senglar a Europa pertanyen a dues categories estructuralment diferents. D'una banda, patògens endèmics de l'ecosistema europeu —HEV, *Trichinella*, *Brucella*, entre d'altres— que co-evolucionen amb l'hoste des de molt abans de qualsevol pressió cinegètica moderna: formen part de la dinàmica densodependent natural del sistema, persisteixen en el medi amb independència de la mida poblacional momentània i es restauren tan aviat com N es recupera per efecte de la compensació demogràfica descrita als Blocs 1–4. En aquest cas, la reducció numèrica no pot eliminar-los perquè no actuen com a contaminants externs sinó com a components funcionals del propi ecosistema.

De l'altra, la Pesta Porcina Africana (PPA) és un patògen d'introducció recent a Europa —present al continent des de 2007, via el Caucas— i per tant absent de l'equilibri ecològic europeu previ. Tot i aquesta diferència d'origen, un cop establerta en poblacions de senglar en hàbitat obert, la PPA comparteix el mateix límit operatiu: persisteix en el medi a través de carcasses, sòl i vectors independentment de la densitat de l'hoste viu (Podgórski & Śmietanka, 2018; FAO, 2023). En ambdós casos, per raons distintes però convergents, la reducció numèrica per caça és estructuralment incompatible amb la resolució del risc sanitari: per als patògens endèmics, perquè formen part del sistema i es restauren amb la població; per a la PPA, perquè persisteix en el medi com a reservori ambiental independent de la densitat de l'hoste viu.

Cap dels dos casos admet la reducció de N com a mesura sanitàriament suficient, independentment del volum d'esforç cinegètic invertit. Aquesta constatació desplaça el focus de la gestió des de la mida de la població fins a la interfície: les condicions de contacte entre la fauna, la cadena humana i els animals domèstics que els apartats anteriors han documentat com a vectors operatius reals del risc.

BLOC 7 — Mortalitat humana i risc públic compatibles amb l'activitat de la caça i a la dinàmica del senglar (*Sus scrofa*)

Les condicions d'interfície que el Bloc 6 descriu no generen únicament risc sanitari: la pressió cinegètica que les caracteritza produeix efectes directes i mesurables sobre la seguretat de les persones.

Aquest bloc sintetitza l'evidència aportada (articles revisats per parells, informes tècnics i documents forenses) per argumentar que l'activitat cinegètica genera risc públic per dues vies complementàries: (1) increment del risc de sinistres viaris per col·lisió amb senglar en períodes i jornades de caça, i (2) mortalitat i lesions per arma de foc en el context de la caça, tant entre caçadors com

sobre tercers (senderistes, boletaires, persones que transiten o treballen al medi natural). El fil conductor és la seqüència operativa «caça → alteració del comportament i del moviment → exposició humana → dany».

1) Mortalitat i lesions per sinistres viaris amb senglar: evidència de la seqüència caça → moviment → col·lisió

1.1) Marc principal (Lagos et al., 2012)

En una revisió de la literatura europea publicada el 2011, Langbein, Putman i Pokorny assenyalaven que, malgrat les hipòtesis formulades als Estats Units, no existia fins aleshores cap estudi europeu que hagués investigat específicament l'efecte de la pressió cinegètica sobre les col·lisions amb ungulats. Lagos et al. (2012), publicat l'any següent, va ser el primer treball europeu a omplir aquesta llacuna: documentant el cas de Galícia, va corroborar estadísticament el vincle entre dies de batuda i pics de col·lisió, i va establir per primer cop evidència empírica directa d'un efecte que la literatura fins aleshores havia assumit però no quantificat.

El risc de col·lisió s'intensifica en períodes de caça i especialment en jornades de batuda. L'estudi de Lagos et al. (European Journal of Wildlife Research) és clau perquè no es limita a descriure patrons estacionals: vincula explícitament l'activitat cinegètica (batudes/drive hunts, dies de caça) amb un increment del risc de col·lisions amb ungulats en determinades finestres temporals. Això permet plantejar el risc viari no com un «accident inevitable», sinó com una conseqüència operativa d'un factor humà modificable: la pressió cinegètica i la seva distribució en el calendari setmanal.

A més, Lagos et al. (2012) documenten un fenomen especialment revelador: durant la temporada de caça s'observa un increment de col·lisions en horari diürn els dijous i diumenges —dies hàbils de batuda—, increment que desapareix completament fora d'aquest període. Atès que el senglar és un animal estrictament nocturn en condicions normals, l'aparició d'un pic diürn en els dies de batuda és l'indicador més net de causalitat cinegètica disponible en la literatura: no pot explicar-se per fotoperíode ni per comportament basal de l'espècie, sinó únicament per pertorbació activa.

Cal subratllar que els factors biològics habitualment invocats com a possibles variables de confusió —zel, fotoperíode, temperatura ambiental— operen a escala estacional o anual: el zel del senglar s'estén durant setmanes o mesos, el fotoperíode varia gradualment al llarg de l'any, i la temperatura no presenta variació setmanal sistemàtica. Cap d'aquests factors no és compatible, des d'un punt de vista biològic, amb la generació d'un pic d'accidentalitat recurrent en dies concrets de la setmana que desaparegui la resta de dies del mateix període. En aquest sentit, l'evidència disponible suggereix que la hipòtesi de confusió per factors biològics presentaria dificultats explicatives davant del patró observat: cap mecanisme biològic descrit en la literatura sobre *Sus scrofa* opera amb periodicitat setmanal.

Això no permet afirmar de manera definitiva una relació causal exclusiva, però sí assenyalat que qualsevol hipòtesi alternativa a la influència de l'activitat cinegètica hauria d'identificar un factor amb periodicitat de set dies en el comportament del senglar. Fins a la data, cap estudi ha descrit cap factor d'aquesta naturalesa en l'espècie.

1.2) Reforç institucional (Generalitat de Catalunya):

Accidentalitat viària amb senglar i compatibilitat amb la hipòtesi d'alteració per activitat cinegètica

Els patrons temporals d'accidentalitat amb senglar observats a Catalunya mostren una elevada compatibilitat amb els descrits per Lagos et al. (2012) a Galícia. Diversos informes tècnics de la Generalitat de Catalunya indiquen que aproximadament el 60% dels accidents amb animals es concentren entre setembre i gener, amb màxims a la tardor i a l'hivern, període que coincideix amb la temporada hàbil de caça major. Aquesta coincidència temporal no implica per si mateixa causalitat, però estableix un solapament robust entre l'activitat

cinètica i l'increment de sinistralitat.

La distribució horària reforça aquesta compatibilitat: els informes catalans situen la major part dels accidents amb senglar en la franja vespertinanocturna (aprox. 18:00–24:00), amb un pic al voltant de les 21–22 h. Aquest patró és pràcticament idèntic al documentat per Lagos et al. (2012), que troben que el 69% de les col·lisions amb senglar es produeixen entre les 18:00 i les 23:00.

Distribució setmanal i concentració en caps de setmana

L'anàlisi gràfica de la distribució per dies de la setmana mostra una concentració notable d'accidents en diumenge i especialment en diumenge durant la temporada de caça. Fora d'aquest període, la distribució esdevé més homogènia i difusa entre dies. Atès que els principals factors biològics del senglar —cicle reproductor, activitat alimentària i fotoperíode— no presenten periodicitat setmanal, l'aparició de pics dominicals suggereix la intervenció de factors antròpics recurrents.

Aquest patró és coherent amb l'organització temporal de les batudes de caça major, que sovint es concentren en caps de setmana. Els informes tècnics catalans assenyalen que durant les batudes els senglars abandonen temporalment les zones de refugi i posteriorment hi retornen, cosa que incrementa la probabilitat de creuament de vies.

Correlació descrita en informes catalans

L'Estudi de l'accidentalitat provocada per animals en llibertat a la xarxa de carreteres de la Generalitat de Catalunya (Minuartia/DG Carreteres, 2012, període 2007–2011) no es limita a constatar el solapament temporal: afirma explícitament que existeix una “correlació positiva entre el nombre de batudes de caça i el nombre d'accidents amb senglar”, citant Markina (1999), Lagos et al. (2012) i la Swedish National Transport Administration (2012) com a fonts concordants. L'informe precisa a més el doble mecanisme operatiu: les batudes provoquen desplaçaments durant la pertorbació activa, però també desorganitzen els grups, cosa que genera una mobilitat addicional posterior a la batuda.

Això és coherent amb els mecanismes de disrupció social descrits al Bloc 2 d'aquesta anàlisi i reforça que el risc viari no es concentra exclusivament durant la batuda sinó que s'estén en les hores posteriors.

El mateix informe institucional quantifica la franja horària de màxim risc amb una precisió que la literatura científica no sempre ofereix: el 66% dels accidents amb senglar es produeix entre les 18:00 i les 23:59h, amb màxim entre les 21 i les 22h. L'actualització per al període 2010–2014 confirma el patró amb un 55% entre les 19:00 i les 24:00h. El denominat “cas típic d'accident” que emergeix de les dades catalanes és: senglar, carretera convencional de calçada única, mes de novembre, entre les 21 i les 22 hores, sense víctimes, cost mitjà de 8.085–8.850 €. Aquesta fotografia forense és estadísticament robusta i és vàlida per als dos quinquennis analitzats (2007–2011 i 2010–2014), cosa que n'incrementa la fiabilitat.

Dies hàbils oficials de caça a Catalunya i interpretació dels pics setmanals

La normativa anual de caça publicada pel Departament d'Agricultura estableix els dies hàbils per a la caça major mitjançant resolució específica de vedes. En el quadre resum corresponent a la temporada 2025–2026 (Resum de la Resolució ARP/3127/2025, DOGC núm. 9475 – 11.8.2025), s'indica que, a les zones d'aprofitament comú de més de 200 hectàrees, les batudes de senglar durant el període hàbil només es poden dur a terme els dijous, diumenges i festius.

Aquest marc normatiu proporciona una base institucional per interpretar la concentració setmanal d'accidents observada durant la temporada de caça, especialment els pics dominicals. Atès que els factors biològics intrínsecs del senglar no presenten periodicitat setmanal, la coincidència entre els dies autoritzats per a les batudes i els increments d'accidentalitat suggereix la intervenció d'un factor antròpic recurrent vinculat a l'activitat cinètica.

Cal destacar que, tot i que els dijous també són dies hàbils, la seva incidència potencial pot veure's modulada per factors socioeconòmics, com la disponibilitat dels participants en dies laborables, fet que pot contribuir a una major concentració d'activitat en caps de setmana i festius.

En aquest context, la predominança d'accidents en diumenge durant el període hàbil resulta compatible amb l'organització real de les batudes de caça major a Catalunya.

Conclusió

En conjunt, l'evidència disponible indica que els patrons temporals observats a Catalunya —estacionalitat tardorhivern, concentració vespertinanocturna i pics setmanals durant la temporada de caça— són altament compatibles amb la hipòtesi que l'activitat cinegètica pot contribuir a incrementar el risc de col·lisió mitjançant l'alteració dels patrons de moviment del senglar. Aquesta formulació és coherent amb Lagos et al. (2012) i amb els informes institucionals catalans, sense establir una relació causal exclusiva.

Aquest patró contrasta amb contextos on el control és continu durant tot l'any, com el Savannah River Site (Carolina del Sud, EUA), on Mayer documenta col·lisions distribuïdes sense concentració estacional, fet compatible amb una influència de l'activitat humana organitzada sobre la distribució temporal del risc.

Els patrons institucionals permeten identificar el solapament temporal entre activitat cinegètica i accidentalitat, però no resolen la pregunta de si l'increment d'accidents és atribuïble a la TMP o simplement al creixement de N. L'apartat següent tanca específicament aquesta escaleta.

1.3) El quasi-experiment natural: TMP com a predictor d'accidentalitat amb N controlada (Catalunya 2007/08–2023/24)

L'evidència dels apartats anteriors estableix el solapament temporal entre batudes i accidents. Un crític podria adduir que l'increment d'accidents no requereix invocar la pertorbació cinegètica si N creix simultàniament: més animals = més accidents, independent de la TMP. L'anàlisi que segueix tanca específicament aquesta escaleta mitjançant un disseny quasi-experimental que controla N i aïlla l'efecte de la TMP.

1.3.1) Disseny: 30 parells amb N pràcticament idèntica

Sobre la sèrie oficial catalana de 17 temporades (2007/08–2023/24), s'han identificat tots els parells de temporades que compleixen: (i) diferència relativa de $N \leq 15\%$ i (ii) $\Delta TMP \geq 5pp$. El resultat són 30 parells independents on N és pràcticament idèntica i la variable que canvia és la TMP.

Resultats generals:

Accidents PUGEN ($>+5\%$)	Estable ($\pm 5\%$)	Accidents BAIXEN ($<-5\%$)
25 de 30 (83%)	4 de 30 (13%)	1 de 30 (3%)

En 26 dels 30 parells (87%), quan la TMP puja amb N controlada, els accidents també pugen. En 3 parells (10%) la variació és inferior al 5% (estable). Només 1 parell (3%) mostra descens d'accidents malgrat TMP creixent i N similar.

1.3.2) Taula completa dels 30 parells

Ordenada per $\Delta N\%$ creixent. Verd = accidents pugen. Gris = estable. Taronja = accidents baixen.

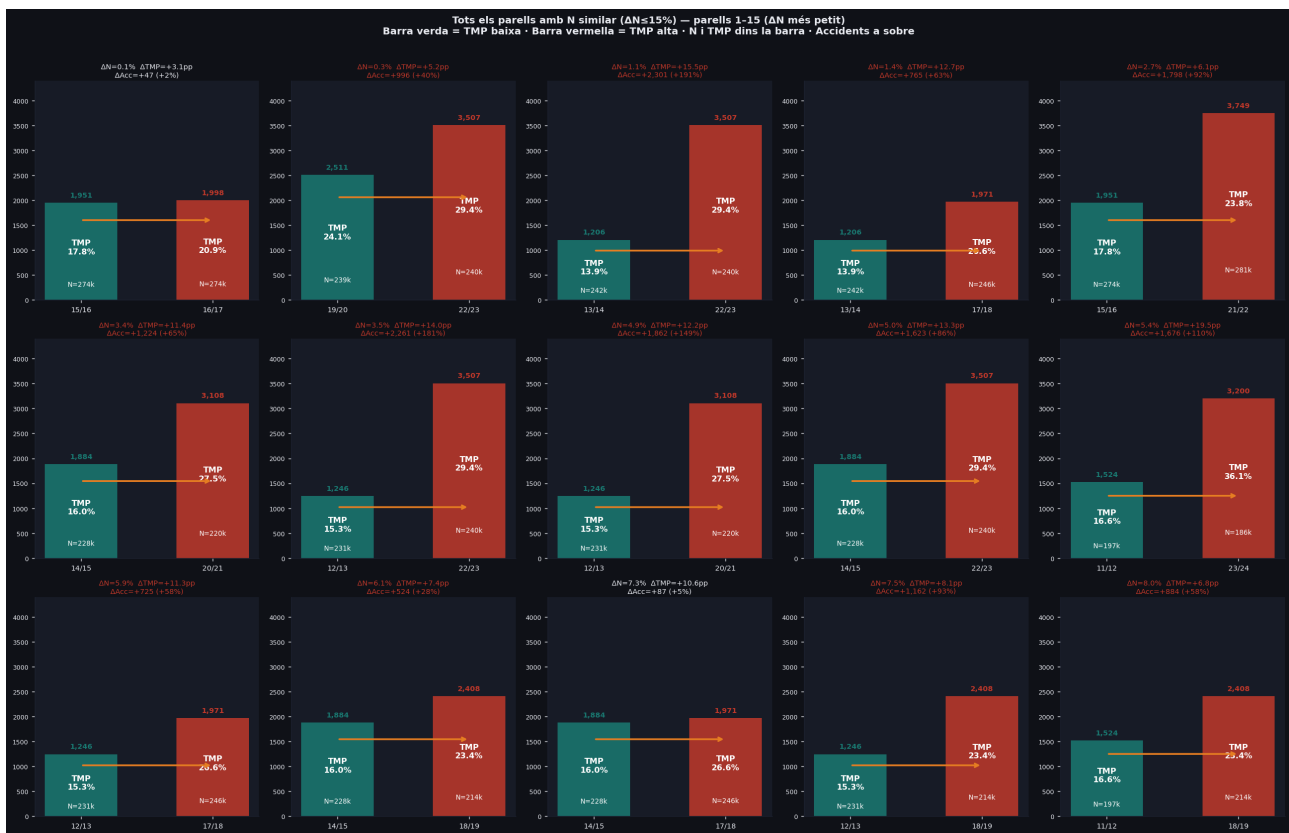
Parell	ΔN%	N1≈N2	TMP1	TMP2	ΔTMP	Acc1	Acc2	ΔAcc	Resultat
15/16 vs 16/17	0.1%	~274k	17.8 %	20.9 %	+3.1pp	1.951	1.998	47	→ +2% (estable)
19/20 vs 22/23	0.3%	~239k	24.1 %	29.4 %	+5.3pp	2.511	3.507	996	↑ +40%
13/14 vs 22/23	1.1%	~241k	13.9 %	29.4 %	+15.5pp	1.206	3.507	2.301	↑ +191%
13/14 vs 17/18	1.4%	~244k	13.9 %	26.6 %	+12.7pp	1.206	1.971	765	↑ +63%
15/16 vs 21/22	2.7%	~277k	17.8 %	23.8 %	+6.1pp	1.951	3.749	1.798	↑ +92%
14/15 vs 20/21	3.4%	~224k	16.0 %	27.5 %	+11.4pp	1.884	3.108	1.224	↑ +65%
12/13 vs 22/23	3.5%	~235k	15.3 %	29.4 %	+14.1pp	1.246	3.507	2.261	↑ +182%
12/13 vs 20/21	4.9%	~226k	15.3 %	27.5 %	+12.2pp	1.246	3.108	1.862	↑ +149%
14/15 vs 22/23	5.0%	~234k	16.0 %	29.4 %	+13.3pp	1.884	3.507	1.623	↑ +86%
11/12 vs 23/24	5.4%	~192k	16.6 %	36.1 %	+19.5pp	1.524	3.200	1.676	↑ +110%
12/13 vs 17/18	5.9%	~238k	15.3 %	26.6 %	+11.3pp	1.246	1.971	725	↑ +58%
14/15 vs 18/19	6.1%	~221k	16.0 %	23.4 %	+7.4pp	1.884	2.408	524	↑ +28%
14/15 vs 17/18	7.3%	~237k	16.0 %	26.6 %	+10.6pp	1.884	1.971	87	→ +5% (estable)
12/13 vs 18/19	7.5%	~222k	15.3 %	23.4 %	+8.1pp	1.246	2.408	1.162	↑ +93%
11/12 vs 18/19	8.0%	~205k	16.6 %	23.4 %	+6.8pp	1.524	2.408	884	↑ +58%
13/14 vs 20/21	9.2%	~231k	13.9 %	27.5 %	+13.6pp	1.206	3.108	1.902	↑ +158%
15/16 vs 17/18	10.2 %	~260k	17.8 %	26.6 %	+8.9pp	1.951	1.971	20	→ +1% (estable)
16/17 vs 17/18	10.3 %	~260k	20.9 %	26.6 %	+5.8pp	1.998	1.971	-27	→ -1% (estable)
11/12 vs 20/21	10.5 %	~208k	16.6 %	27.5 %	+10.9pp	1.524	3.108	1.584	↑ +104%
10/11 vs 23/24	10.7 %	~176k	17.9 %	36.1 %	+18.2pp	1.400	3.200	1.800	↑ +129%
18/19 vs 22/23	10.7 %	~227k	23.4 %	29.4 %	+6.0pp	2.408	3.507	1.099	↑ +46%
13/14 vs 16/17	11.6%	~258k	13.9 %	20.9 %	+7.0pp	1.206	1.998	792	↑ +66%
13/14 vs 18/19	11.7%	~228k	13.9 %	23.4 %	+9.5pp	1.206	2.408	1.202	↑ +100%
15/16 vs 22/23	12.4 %	~257k	17.8 %	29.4 %	+11.6pp	1.951	3.507	1.556	↑ +80%
16/17 vs 22/23	12.5 %	~257k	20.9 %	29.4 %	+8.5pp	1.998	3.507	1.509	↑ +76%
15/16 vs 19/20	12.7 %	~256k	17.8 %	24.1 %	+6.4pp	1.951	2.511	560	↑ +29%
07/08 vs 23/24	12.9 %	~174k	15.4 %	36.1 %	+20.7pp	1.100	3.200	2.100	↑ +191%
18/19 vs 23/24	12.9 %	~200k	23.4 %	36.1 %	+12.7pp	2.408	3.200	792	↑ +33%

13/14 vs 21/22	13.9 %	~262k	13.9 %	23.8 %	+9.9pp	1.206	3.749	2.543	↑ +211%
21/22 vs 22/23	14.8 %	~260k	23.8 %	29.4 %	+5.5pp	3.749	3.507	-242	↓ -6% (-242)

Verd >+5% · Gris ±5% · Taronja <-5%. $\Delta N\%$ = diferència relativa de N. $N1 \approx N2$ = valor aproximat comú.

1.3.3) Gràfic — Parells 1 a 15 (N més similar, $\Delta N \leq 8\%$)

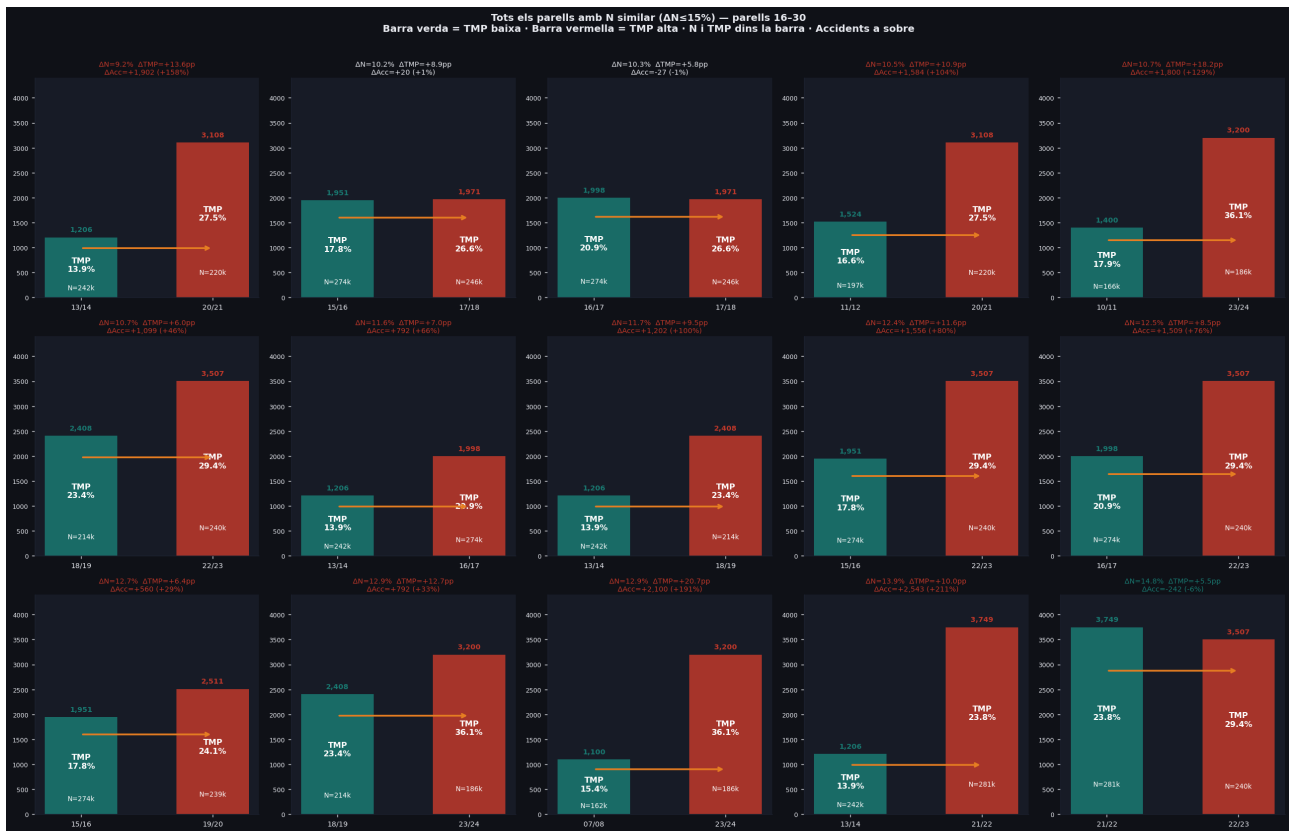
Cada panel mostra dues temporades amb N pràcticament idèntica. Dins de cada barra: N a la part baixa i TMP al centre. El nombre d'accidents apareix a sobre de la barra. La fletxa indica la direcció del canvi. Els 5 primers (fila superior) tenen $\Delta N < 3\%$ — la densitat és pràcticament idèntica.



Ordenats per ΔN creixent. Els 5 primers (fila superior) tenen $\Delta N < 3\%$ — la densitat és pràcticament idèntica.

1.3.4) Gràfic — Parells 16 a 30 (N similar, $\Delta N 9-15\%$)

Mateixa representació. En aquest grup ΔN és lleugerament més gran (9–15%), però el patró es manté: en quasi tots els parells, major TMP amb N similar implica majors accidents. Les úniques excepcions (16/17 vs 17/18 i 21/22 vs 22/23) es produeixen quan N baixa prop del llindar del 15% — la caiguda de N compensa parcialment la pujada de TMP.



Ordenats per ΔN creixent. Els 5 primers (fila superior) tenen $\Delta N < 3\%$ — la densitat és pràcticament idèntica.

1.3.5) Avaluació estadística i criteri Bradford Hill

El test de signe binomial sota la hipòtesi nul·la d'associació aleatòria ($p=0,5$; $n=30$) produeix $p(\text{observar } \geq 26 \text{ casos en la direcció esperada}) < 0,001$. Aquest resultat constitueix support estadístic fort a la hipòtesi que la TMP, i no la densitat poblacional, és el predictor dominant de l'accidentalitat.

La relació dosi-resposta documentada — a major ΔTMP , major $\Delta Acc\%$, amb independència del nivell absolut de N — constitueix evidència convergent forta d'un mecanisme operatiu, en coherència amb el criteri de gradient de Bradford Hill. Amb $\Delta TMP = +3pp$ l'efecte és petit (+2%). Amb $\Delta TMP = +15pp$ l'efecte és gran (+191%). Amb $\Delta TMP = +20pp$ l'efecte és extrem (+211%).

Aquest patró presenta consistència empírica robusta a través de 30 combinacions independents i és estructuralment incompatible amb la hipòtesi que la densitat sigui la variable explicativa principal: parells amb N pràcticament idèntica — en alguns casos diferent en menys de 400 animals sobre poblacions de 200.000 — mostren variacions d'accidentalitat de fins al +211% en funció únicament de la TMP.

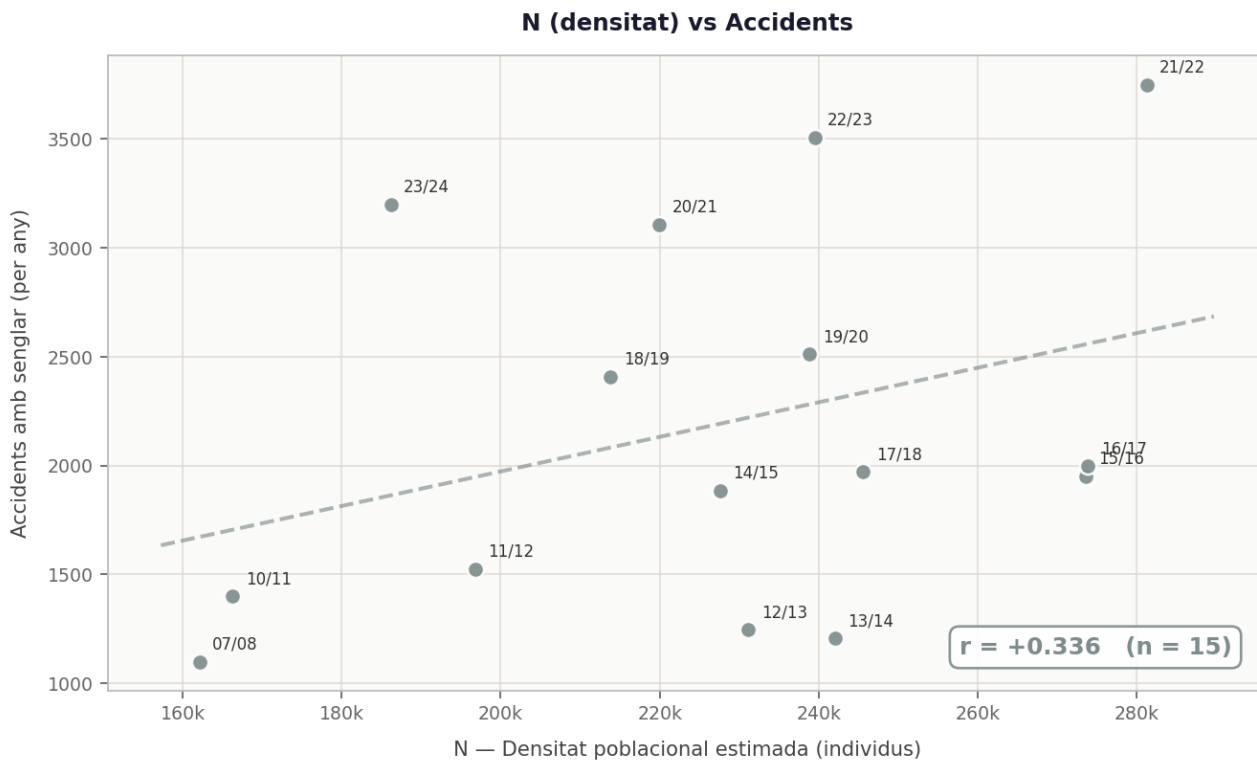
Correlació de Pearson: N, H i TMP vs Accidents amb senglar

Sèrie de 15 temporades cinegètiques (2007/08–2023/24). S'exclouen les temporades 2008/09 i 2009/10 per indisponibilitat de dades d'accidentalitat desagregades per temporada cinegètica; les dades existents per a aquest període corresponen a anys naturals i la seva incorporació introduiria heterogeneïtat metodològica incompatible amb la sèrie principal.

Font: IDESCAT / Generalitat de Catalunya. Càlcul propi.

Gràfic 1 — N (densitat poblacional) vs Accidents | $r = +0,336$

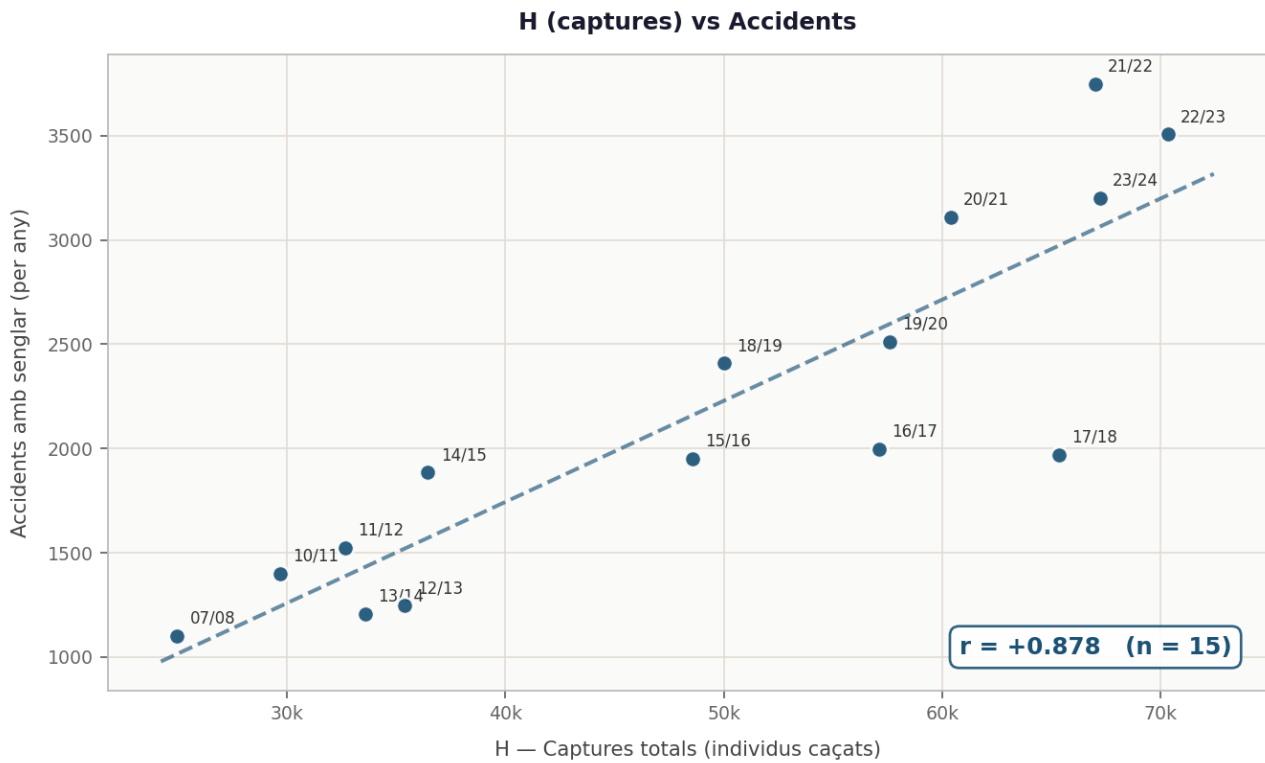
La densitat poblacional aïllada presenta una correlació feble amb els accidents ($r = +0,336$). Els punts s'allunyen notablement de la recta de regressió, indicant que N per si sola no és un predictor fiable de l'accidentalitat.



Gràfic 1. N (densitat estimada, individus) vs accidents amb senglar. Recta de regressió (línia discontinua). Cada punt: una temporada cinesgètica etiquetada. $r = +0,336$ ($n = 15$).

Gràfic 2 — H (captures totals) vs Accidents | $r = +0,878$

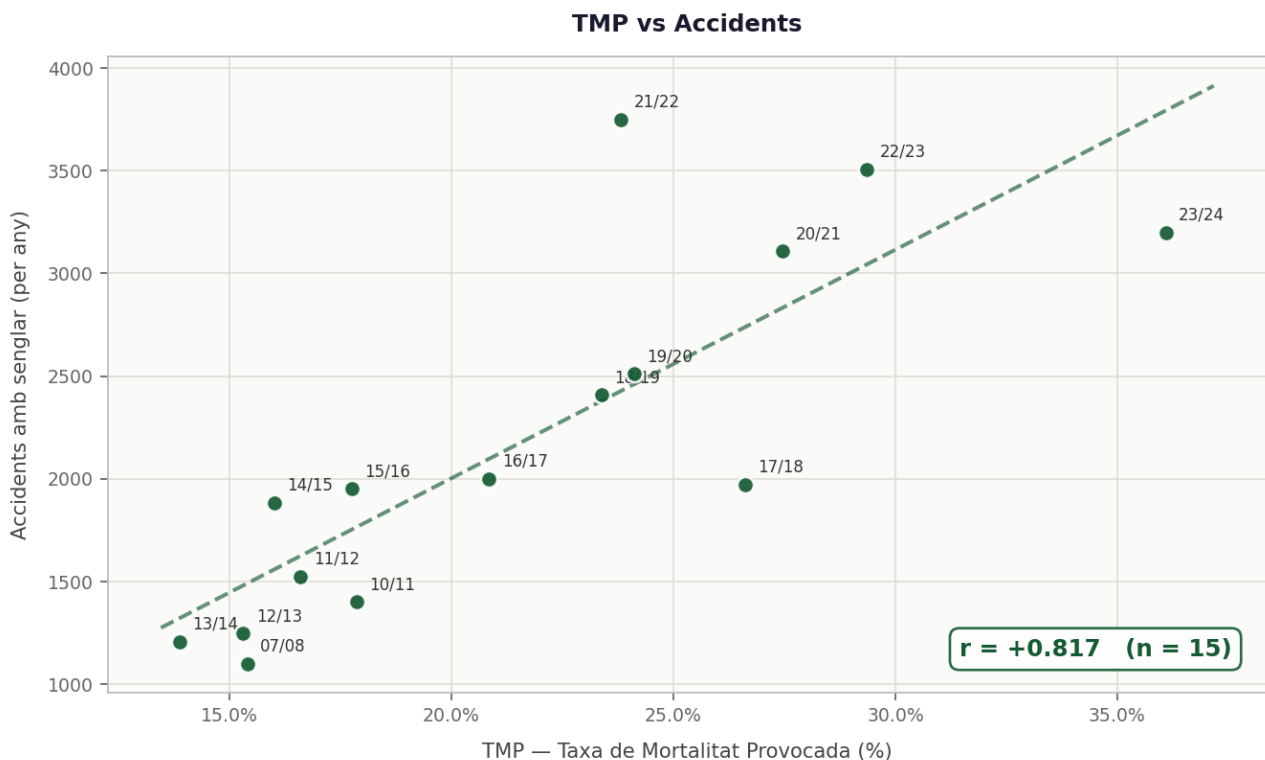
Les captures totals presenten una correlació molt alta amb els accidents ($r = +0,878$). Els punts s'agrupen de forma molt més estreta al voltant de la recta de regressió. H és el millor predictor simple de l'accidentalitat en la sèrie analitzada.



Gràfic 2. H (captures totals, individus caçats) vs accidents amb senglar. $r = +0,878$ ($n = 15$).

Gràfic 3 — TMP (Taxa de Mortalitat Provocada) vs Accidents | $r = +0,817$

La TMP mostra igualment una correlació alta ($r = +0,817$). La intensitat cinegètica relativa — no el volum absolut de captures — és un predictor robust de l'accidentalitat. Aquest resultat és coherent amb la hipòtesi que la pertorbació dels grups matrilineals, proporcional a la pressió cinegètica, és el mecanisme explicatiu dominant.



Gràfic 3. TMP (%) vs accidents amb senglar. $r = +0,817$ ($n = 15$).

Resum dels resultats

Variable	r de Pearson	Interpretació
N (densitat estimada)	0,336	Correlació feble — N per si sola no explica els accidents
H (captures totals)	0,878	Correlació molt alta — millor predictor simple
TMP (%)	0,817	Correlació alta — la intensitat cinegètica relativa és predictor robust

La densitat (N) per si sola és un predictor feble de l'accidentalitat ($r = 0,336$). En canvi, les captures totals (H) i la taxa de mortalitat provocada (TMP) mostren correlacions molt altes ($+0,878$ i $+0,817$ respectivament), fent que la pressió cinegètica sigui que l'hipòtesi més plausible — i no la densitat — sigui el factor estructurant de la sinistralitat viària amb senglar a Catalunya.

1.3.7) Les tres fases de la dinàmica matriarcal com a mecanisme explicatiu

El gradient dosi-resposta documentat troba la seva explicació mecanicista en la dinàmica dels grups matrilineals descrita al Bloc 2. La interpretació matrilineal emergeix com l'explicació més parsimoniosa del patró observat, articulada en tres fases identificables directament en la sèrie:

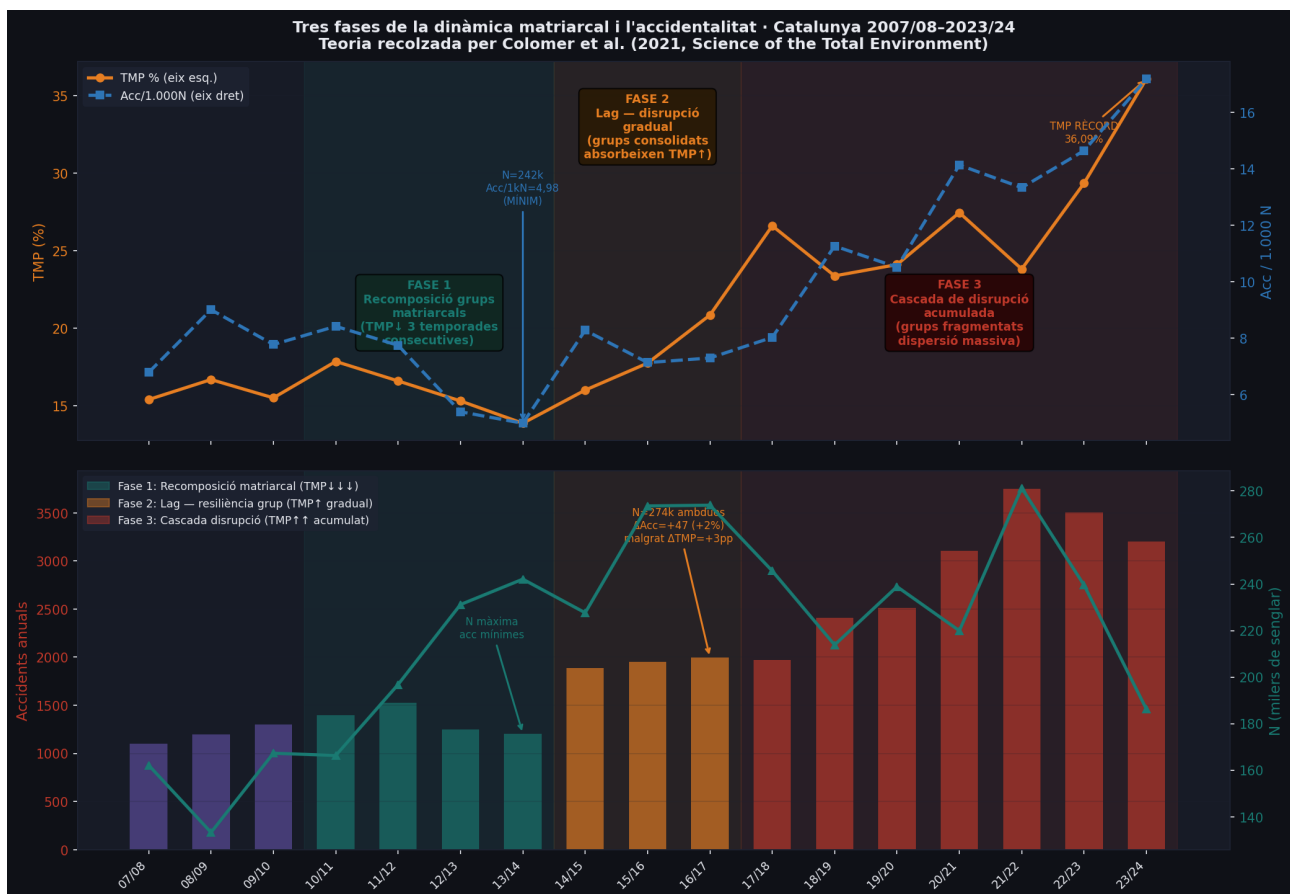
FASE 1 — Recomposició matriarcal (11/12 → 13/14): TMP cau tres temporades consecutives fins al mínim absolut (13,87%). Les femelles adultes no són eliminades, els grups s'estabilitzen. Resultat: Acc/1.000N cau

al mínim absolut (4,98) malgrat N màxima (242k). Animals assentats en el seu territori, baixa necessitat de desplaçament.

FASE 2 — Lag: resiliència del grup (14/15 → 16/17): TMP puja gradualment (+2,14pp, +1,74pp, +3,10pp). Els grups matrilineals consolidats absorbeixen la disrupció inicial. Prova directa del quasi-experiment: parell 15/16 vs 16/17 ($\Delta N=0,1\%$, $\Delta TMP=+3,1pp$) → accidents +2,4% només. La resiliència estructural actua com a amortidor.

FASE 3 — Cascada de disrupció acumulada (17/18 en endavant): TMP fa un salt bruscat a 26,61% (+5,76pp). La disrupció supera el llindar de resiliència: femelles líder eliminades, grups fragmentats, juvenils sense guia territorial. Acc/1.000N s'accelera fins al rècord de 17,18. El salt no el genera N — en algunes temporades N fins i tot baixa — sinó la pèrdua de l'estructura social.

Panel superior: TMP% (línia taronja) i Acc/1.000N (línia blava discontinua). Panel inferior: barres d'accidents (color per fase) i N en milers (línia verda). Les tres fases s'identifiquen clarament: Fase 1 (verd) = TMP↓↓↓ + accidents mínims; Fase 2 (taronja) = TMP↑ gradual + accidents quasi plans; Fase 3 (vermell) = TMP↑↑ acumulada + cascada d'accidents.



Panel superior: TMP% (línia taronja) i Acc/1.000N (línia blava discontinua). Panel inferior: barres d'accidents (color per fase) i N en milers (línia verda). Les tres fases s'identifiquen clarament: Fase 1 (verd) = TMP↓↓↓ + accidents mínims; Fase 2 (taronja) = TMP↑ gradual + accidents quasi plans; Fase 3 (vermell) = TMP↑↑ acumulada + cascada d'accidents.

1.3.8) Connexió amb evidència experimental independent: Colomer et al. (2021)

La hipòtesi de les tres fases troba respaldó en evidència experimental independent: Colomer, Rosell et al. (2021, *Science of the Total Environment* 795:148721), publicat per investigadores de Minuartia — la mateixa empresa que elabora els estudis TCAU per a la Generalitat — demostra al Parc Natural del Montseny:

- Efecte reserva: durant les batudes als terrenys circumdants, el nombre de senglar augmenta dins de les reserves, documentant desplaçaments forçats massius cap a zones sense pressió cinegètica.
- La proporció de grups matrilineals és significativament més alta durant la temporada de caça: són les femelles adultes amb cries les que lideren els desplaçaments de refugi.
- Una sola batuda dins la reserva redueix individus de forma significativa amb efectes persistents almenys 45 dies — exactament el temps necessari per dissoldre un grup matrilineal reestablert.

Les dades oficials de la Generalitat, analitzades amb la metodologia dels seus propis investigadors, són altament compatibles amb la hipòtesi que els informes oficials eviten fer explícita: la pressió cinegètica actua com a factor predictor dominant de l'accidentalitat amb independència de la densitat, en coherència amb un mecanisme causal operat a través de la disrupció matrilineal.

1.3.9) Síntesi i conclusió

- 26/30 parells (87%): quan TMP puja amb N controlada, els accidents PUGEN. Patró consistent i aclaparador.
- • 3/30 parells (10%): variació inferior al 5% (estable). Dosi baixa, efecte baix.
- • 1/30 parells (3%): accidents baixen lleugerament malgrat TMP creixent. En ambdós casos N baixa prop del llindar del 15%.
- Test de signe binomial: $p < 0,001$. Estadísticament molt significatiu.
- Relació dosi-resposta: a major Δ TMP, major Δ Acc%. Gradient coherent amb causalitat (criteri Bradford Hill).

Conclusió

Amb densitat (N) pràcticament controlada, la TMP és el predictor dominant dels accidents. El patró és consistent en el 87% dels parells, estadísticament significatiu ($p < 0,001$) i mostra gradient dosi-resposta. La prova definitiva del mecanisme causal (distribució per dia de la setmana) requereix les microdades del SCT, sol·licitades via Portal de Transparència.

L'anàlisi quasi-experimental estableix que la TMP és el predictor dominant dels accidents amb N controlada. L'apartat 1.4 contextualitza aquest patró en el marc europeu comparatiu.

1.4) Evidència comparada europea

El problema és generalitzable i quantificable en costos i lesions. Diversos treballs aportats mostren que els accidents amb senglar o ungulats: augmenten a llarg termini amb l'expansió de poblacions i la penetració en paisatges humanitzats, generen lesions personals mesurables i costos econòmics elevats. L'estudi suec sobre l'increment d'accidents amb senglar i costos (Safety, 10.3390/safety4040053) en quantifica l'impacte; altres estudis (Morelle et al., 2013, *Nature Conservation*; Thurfjell et al., 2015, *Landscape and Urban Planning*;

Putzu et al., 2014) descriuen patrons espai-temporals i determinants de risc (paisatge, cobertura, proximitat a infraestructures, estacionalitat, i ritmes d'activitat diari-nocturn).

En una revisió paneuropea de 36 països, Bíl et al. (2025) estimen que les col·lisions amb fauna salvatge causen aproximadament 90 morts humanes anuals a les carreteres europees, xifra que probablement és inferior a la real per efecte d'una infradeclaració sistèmica atribuïble als marcs de responsabilitat legal vigents. A 19 dels països analitzats no existeix cap responsable legal quan un vehicle col·lideix amb un animal salvatge, cosa que redueix els incentius per registrar els incidents i dificulta la identificació de punts negres i la definició de mesures correctores.

Langbein, Putman i Pokorny (2011), en una revisió sistemàtica paneuropea, quantifiquen l'impacte humà amb una granularitat que confirma l'ordre de magnitud: estimen aproximadament 30.000 accidents amb lesions humanes anuals a Europa per col·lisions amb ungulats, i documenten dades nacionals que il·lustren l'escala del problema. A Espanya l'any 2004 les col·lisions amb ungulats van causar 17 morts, 76 ferits greus i uns 400 ferits lleus; a França el mateix any, 20 morts i 340 ferits; a Alemanya a finals dels anys vuitanta s'estimaven ~25 morts i 2.500 ferits anuals. El cost econòmic mitjà per col·lisió se situa en €2.000–2.500, xifra que els estudis de la Generalitat de Catalunya eleven fins a €8.000–8.850 quan s'incorporen tots els costos associats a víctimes, intervenció policial i retirada de carcasses. La convergència d'aquestes estimacions independents reforça que el problema és estructural i mesurable, no anecdòtic.

En coherència amb aquesta tendència, Balčiauskas et al. (2025), en una revisió multidisciplinària actualitzada, documenten que el nombre de col·lisions amb fauna ha augmentat de manera sostinguda en les darreres dècades mentre que la resta d'accidents de trànsit ha disminuït, una paradoxa que reforça que el risc associat a la fauna no és un subproducte del risc viari general sinó un problema específic amb dinàmiques pròpies.

Aquesta constatació no és nova. Iuell et al. (2003), en el manual tècnic europeu de referència sobre fauna i trànsit elaborat en el marc del programa COST 341 —amb la participació de prop de vint països europeus i amb Carme Rosell com a coautora—, ja identificaven explícitament la caça com una de les “pertorbacions estacionals” que influeixen en la variació estacional de la mortalitat de fauna a les carreteres, al costat dels cicles reproductors i migratoris de les espècies. Això significa que el vincle entre activitat cinegètica i sinistralitat viària no és un resultat emergent de la recerca recent, sinó un patró reconegut en el corpus tècnic institucional europeu des de fa més de dues dècades.

El risc de col·lisió entre vehicles i fauna silvestre no és un problema exclusiu del senglar, ni tan sols dels grans mamífers. Qualsevol espècie que es desplaci lliurement per un territori travessat per infraestructures lineals pot generar accidents de trànsit. Nores et al. (2026), en el debat sobre la reintroducció del bisont europeu (*Bison bonasus*) a la Península Ibèrica, argumenten que utilitzar el risc viari com a argument contra la presència d'una espècie condueix, per extensió, a bloquejar qualsevol acció de conservació de fauna en llibertat. La conclusió és que el conflicte entre mobilitat faunística i seguretat viària no s'ha de resoldre eliminant la fauna, sinó millorant la permeabilitat de les infraestructures mitjançant passos de fauna, senyalització adequada i planificació territorial.

Aquesta lògica és plenament aplicable al senglar a Catalunya: la solució estructural no passa per la reducció poblacional com a fi en si mateixa, sinó per la gestió integrada del territori que compatibilitzi la presència d'una fauna abundant amb la seguretat de les persones.

1.5) Mecanisme conductual

La caça modifica la mobilitat i l'ús d'hàbitat del senglar, amb efectes potencials sobre l'exposició viària. Diversos estudis aportats sobre comportament i moviments del senglar sota pressió cinegètica reforcen el mecanisme de Lagos: quan hi ha batudes amb gossos (drive hunts), el senglar pot alterar el seu patró de moviment segons el tipus d'hàbitat (àrees obertes vs boscoses) i la cobertura disponible, modulant el desplaçament diürn i concentrant activitat a la nit (quan disminueix la detecció visual i el risc percebut). Això és coherent amb el que descriuen estudis específics sobre l'efecte de batudes intensives i sobre el comportament de fuga/evitació (Scillitanier et al (2010); Thurfjell, H. et al. (2013)), així com amb treballs més recents

(Tarjuelo, R.; Luque-Larena, J. J.; & Mougeot, F. (2024); Olejarz, A. et al. (2024)) que mostren plasticitat espacial i temporal d'espècies en paisatges antropogènics.

En aquest sentit, els desplaçaments documentats al Bloc 3 —incloent-hi relocalitzacions de diversos quilòmetres i l'abandó temporal de l'àrea nucli— representen el mecanisme espacial que incrementa la probabilitat de creuament de vies. Quan la pressió cinegètica redistribueix individus cap a zones de refugi allunyades, aquests recorreguts travessen necessàriament infraestructures viàries, concentrant el risc en les franges horàries i estacionals compatibles amb l'activitat de la caça.

Pakula et al. (2026), en una revisió sistemàtica sobre el comportament del conductor durant interaccions amb fauna, conclouen que el comportament del conductor és un component present en totes les col·lisions i que els sistemes d'avís existents mostren una eficàcia molt variable. Això reforça que el risc no és únicament una funció de l'abundància poblacional, sinó una interacció entre moviment animal, condicions de la via i resposta humana, tots ells factors parcialment modificables mitjançant intervencions estructurals.

1.6) Coherència amb patrons generals d'ungulats.

Temporalitat i lluminositat (crepuscle/nit) com a finestra de risc. El patró que emergeix per al senglar encaixa amb l'evidència d'altres ungulats: els accidents tenen ritmes diaris i estacionals marcats, i poden variar amb factors com la fase lunar o la visibilitat (p. ex., l'estudi PLOS ONE sobre patrons temporals d'accidents amb cabirol, 10.1371/journal.pone.0249082). Això reforça que qualsevol factor que desplaci activitat cap a la nit (inclosa la caça) pot tenir conseqüències viàries.

2) Mortalitat i lesions per arma de foc en context cinegètic: caçador-caçador, caçador-tercer i risc comunitari

Si la primera via del risc és la pertorbació espacial dels animals, la segona opera de manera directa sobre les persones: l'activitat cinegètica genera en si mateixa una exposició a armes de gran letalitat en entorns d'alta concurrència i visibilitat variable.

2.1) Un risc inherent a l'ús recreatiu d'armes en medi obert.

L'evidència aportada mostra que els accidents per arma de foc en caça no són anecdòtics: apareixen en sèries temporals, informes sanitaris, estudis forenses i revisions clíniques. A diferència d'altres activitats de risc, la caça combina (a) armes de gran letalitat, (b) entorns amb visibilitat variable (bosc, sotabosc), (c) moviment simultani de múltiples persones i gossos, i (d) presència de tercers aliens a l'activitat. Aquest còctel operacional explica la recurrència d'esdeveniments greus.

2.2) Evidència epidemiològica i de salut pública (EUA i Europa).

L'estudi clàssic d'American Journal of Public Health sobre lesions per armes de caça (Cole, 1988) descriu lesions relacionades amb l'activitat cinegètica i aporta una lectura de salut pública. A Europa, estudis nacionals i regionals documenten accidents de caça amb arma de foc i la seva gravetat: Dinamarca (Therbo et al., 2009, 10.1097/TA.0b013e3181b00f6c), Croàcia (Tomljanovic, 10.15177/seeфор.25-23), i treballs de medicina legal i forense (Karger, 1996; Junuzovic et al., 2016, 10.1111/1556-4029.13098). Els estudis de Junuzovic (2013, 10.1016/j.aap.2013.08.002; i Rodriguez-Morales 2013, 10.1016/j.aap.2013.07.032) aporten mares quantitatius de sinistralitat i factors associats en accidents (incloent contextos de caça i riscos d'exposició).

2.3) Evidència quasi-experimental

inici de temporada de caça i incidència d'incidents amb arma de foc. Un element especialment potent per establir causalitat és l'anàlisi quasi-experimental publicada a BMJ (2024, 10.1136/bmj-2024-082324), que utilitza l'inici de les temporades de caça com a «xoc temporal» per observar canvis en la incidència d'incidents amb armes de foc. Aquest tipus de disseny reforça la idea que la caça no només és un entorn on 'passa' la sinistralitat: és un determinant temporal mesurable del risc.

2.4) Evidència clínica i casuística: Lesions accidentals durant la caça

Els casos clínics i informes de trauma (p. ex. el cas report a F1000Research, 10.12688/f1000research.55659.1; Orthopedic Reviews 2011, 10.4081/or.2011.e10) documenten com lesions per arma de foc en contextos cinegètics poden ser greus, generar seqüeles i requerir atenció hospitalària immediata. Aquests treballs aporten detalls sobre mecanismes lesius, trajectòries, i errors operatius (identificació incorrecta de blanc, angles de tir, etc.).

2.5) Forense i traçabilitat

Residus de tret i reconstrucció d'esdeveniments. La revisió sobre residus de tret (Gunshot residues) (10.1002/wfs2.1472) aporta el marc per entendre com la ciència forense reconstrueix incidents amb arma de foc, inclosos accidents, i reforça la necessitat de protocols estrictes de seguretat i investigació. Aquesta literatura, combinada amb estudis de medicina legal (p. ex. Junuzovic 2016; Karger 1996), situa els accidents de caça dins d'un continu de danys prevenibles.

2.6) Dany sobre tercers (no participants)

El risc públic com a element central. La literatura i els informes aportats (incloent documents interns i recopilacions com 'firearms', 'pemd-91-9', 'srs2-01', i documents regionals com el d'Astúries, b4e89dfb-a349-...) recullen casos en què el dany afecta persones alienes a la caça (senderistes, boletaires, treballadors forestals). A nivell de política pública, aquest punt és crític: la caça trasllada el risc a la comunitat usuària del medi natural, que no ha consentit participar en una activitat amb armes.

Les recomanacions tècniques que proposen assolir taxes d'extracció d'entre el 65% i el 70% de la població —necessàries per compensar la reproducció neta segons Keuling et al. (2013) i el model de Texas A&M— impliquen intensificar la pressió cinegètica precisament durant els mesos de primavera i estiu, quan la concurrència de persones als espais naturals és màxima. Això genera una tensió estructural entre l'objectiu de control poblacional i el risc per a tercers no participants en l'activitat cinegètica, que haurien de ser considerats en qualsevol planificació de gestió.

2.7) Evidència institucional catalana: sèrie URMA–Mossos d'Esquadra (2006–2023)

Les dades aportades fins ara en aquest bloc procedeixen majoritàriament de literatura científica internacional i de marcs epidemiològics generals. El present apartat incorpora evidència primària oficial catalana que permet anclar l'argument en el territori específic objecte d'anàlisi.

Les Unitats Regionals de Medi Ambient (URMA) dels Mossos d'Esquadra han registrat, entre 2006 i 2023, **14 accidents de caça amb resultat de mort** —14 persones mortes en 14 incidents— i, entre 2014 i 2023, **37 accidents amb 39 persones ferides**. Aquestes xifres constitueixen el registre oficial disponible més complet per a Catalunya en el període analitzat. La comparació entre la sèrie URMA i el registre independent del sistema d'incidències dels Mossos d'Esquadra per a l'any 2023 —que comptabilitza 11 incidents classificats com a "accident de caça", incloent-hi un cas de disparo que va impactar un vehicle en circulació sense produir ferits— revela discrepàncies entre sistemes de notificació, cosa que suggereix que les xifres absolutes disponibles subestimen la magnitud real del fenomen.

L'anàlisi de la casuística de morts permet identificar dos patrons d'especial rellevància per a l'argument central d'aquest bloc. En primer lloc, **almenys 2 de les 14 morts documentades corresponen a persones no participants en l'activitat cinegètica**: el 2021, una persona que recollia pinyes va morir durant una batuda a Santa Maria de Martorelles (ABP Mollet del Vallès); el 2023, una persona asseguda a terra va ser abatuda per un caçador que la va confondre amb un cabirol a Canejan (ABP Vall d'Aran-Alta Ribagorça). Aquestes dues morts —un 14,3% del total— constitueixen l'evidència directa més sòlida disponible per a Catalunya del risc que l'activitat cinegètica trasllada a persones alienes. En segon lloc, **almenys 5 de les 14 morts estan explícitament vinculades a batudes**: els incidents de 2007 (Òs de Civís), 2014 (Fogars de la Selva), 2015 (Centelles), 2017 (Vandellós i l'Hospitalet de l'Infant) i 2021 (Santa Maria de Martorelles) mencionen la batuda com a context operatiu directe de la mort. Aquesta concentració reforça la cadena causal descrita a l'apartat

1.1: la batuda com a factor pertorbador del moviment que incrementa el risc d'exposició letal.

Entre les 39 persones ferides, la sèrie permet identificar almenys set o vuit casos de no participants clarament documentats: un menor ferit per arma de foc d'un caçador el 2016 (ABP Anoia); una persona que va perdre un ull per impacte de perdigó el 2019 (ABP Segrià-Garrigues-Pla d'Urgell); un recol·lector de lletiscle disparat per un caçador el 2019 (ABP Bages); una persona que feia BTT ferida greu per tret de caçador el 2022 (ABP Mataró); una persona ferida per perdigó disparat a prop del seu domicili el 2023 (ABP Selva Litoral); i un menor ferit per arma de foc el 2023 (ABP Segarra-Urgell). A aquests cal afegir un cas qualitativament singular: el 2023, a Castellnou de Bages (ABP Bages), **una persona aliena a la cacera va resultar ferida per un porc senglar que fugia dels caçadors**. Aquest incident tanca el circuit argumental entre el Bloc 3 i el present bloc: la batuda indueix el desplaçament de l'animal, el desplaçament es materialitza en contacte físic amb un tercer no participant, i el dany recau sobre un individu que no havia consentit exposar-se a cap risc derivat de l'activitat cinegètica.

Taula 1 del BLOC 7. Accidents de caça amb mort o ferits a Catalunya (2006–2023). Font: URMA / Mossos d'Esquadra (dades oficials).

Tipologia	Període	Incidents / Víctimes	No participants identificats
Morts	2006–2023	14 accidents · 14 morts	≥ 2 (14,3%)
Ferits	2014–2023	37 accidents · 39 ferits	≥ 7–8 (estimació conservadora)
Total	2006–2023	51 accidents · 53 víctimes	≥ 9–10

Nota: La sèrie de ferits cobreix únicament des de 2014; la comparació directa amb la sèrie de morts (des de 2006) no és possible per al mateix període. La classificació de "no participant" és conservadora: en diversos casos no s'especifica explícitament la condició de la víctima, de manera que la xifra real pot ser superior. El subregistre entre sistemes de notificació (URMA vs. Mossos d'Esquadra) indica que les xifres absolutes subestimen la magnitud real.

En conjunt, la sèrie URMA–Mossos proporciona una base empírica oficial per afirmar que, a Catalunya, l'activitat cinegètica ha generat entre 2006 i 2023 un mínim de 14 morts i 39 ferits documentats, dels quals una fracció significativa i verificable correspon a persones alienes a la caça. Aquesta evidència, procedent de fonts institucionals de màxima credibilitat, és coherent amb els marcs internacionals descrits als apartats anteriors (Cole, 1988; Junuzovic et al., 2016; BMJ, 2024) i confirma que el risc per arma de foc en context cinegètic no és un fenomen estadísticament negligible ni limitat als participants: **constitueix un risc públic mesurable i documentat sobre el conjunt d'usuaris del medi natural**.

Conclusió II

Amb el conjunt d'evidències documentades es pot defensar una tesi coherent i acumulativa: (1) la caça pot incrementar el risc viari associat al senglar perquè altera el comportament i el moviment (especialment en jornades i períodes de batuda), i aquest moviment es materialitza en col·lisions en trams i franges horàries previsibles; (2) la caça incrementa el risc de lesions i mortalitat per arma de foc, amb evidència epidemiològica, forense, clínica i quasi-experimental, i (3) aquest risc no es limita als participants, sinó que tercers i, per tant, s'ha de tractar com un problema de seguretat pública i gestió del risc.

L'actualització per al quinquenni 2010–2014 eleva el cost mitjà a 8.085–8.850 €/accident (incloent-hi tots els costos associats a víctimes, intervenció policial i retirada de cadàvers). Aplicant aquesta xifra als 8.267 accidents registrats a Catalunya en aquell quinquenni, el cost agregat estimat per al conjunt de la xarxa catalana

es situa en l'ordre de 13,4–16,5 milions d'euros anuals, dels quals uns 9,5–11,7 milions corresponen a carreteres de titularitat de la Generalitat. L'estudi per al quinquenni 2019–2023 documenta que el nombre d'accidents ha continuat augmentant fins a 23.092 en cinc anys —un increment de gairebé el 50% respecte al quinquenni anterior—, la qual cosa suggereix que el cost agregat actual supera substancialment les estimacions anteriors.

3) Conducta del senglar (*Sus scrofa*) davant les col·lisions viàries i la seva pròpia mortalitat

La plasticitat conductual del senglar davant les infraestructures viàries ha estat documentada per diversos treballs empírics. Thurffjell et al. (2015) corrobora que els senglars eviten creuar carreteres amb trànsit intens, concentrant-se els accidents en vies amb nivells intermedis de circulació.

Així mateix, estudis sobre patrons d'activitat indiquen que la pertorbació humana afavoreix canvis temporals cap a una major activitat nocturna (Morelle et al., 2013), fet que influeix en la probabilitat de col·lisió. A escala poblacional, l'increment d'accidents també s'ha relacionat amb l'expansió del senglar a Europa (Jägerbrand, 2018). En conjunt, aquests resultats evidencien que la sinistralitat viària depèn de la interacció entre comportament adaptatiu, pressió humana i intensitat del trànsit, i no únicament de l'abundància poblacional.

BLOC 8: ECONOMIA

Els impactes econòmics descrits a continuació deriven directament dels mecanismes ecològics i operatius analitzats als blocs anteriors. La tesi central d'aquest bloc és que els costos externs generats per la dinàmica del senglar —accidents viaris, danys agrícoles, risc sanitari— no es redueixen de manera eficient ni sostinguda mitjançant l'increment de la pressió cinegètica, sinó a través de mesures preventives i estructurals que actuen sobre la interfície entre l'espècie i l'activitat humana.

1. Quantificació dels costos externs: accidents viaris amb fauna (WVC, de l'anglès Wildlife-Vehicle Collision)

La sinistralitat viària amb fauna salvatge constitueix una de les externalitats econòmiques més ben documentades i creixents associades al senglar (*Sus scrofa*) i a altres ungulats a Europa i Nord-Amèrica. Seiler (2004), en una anàlisi de tendències europees, va estimar aproximadament 500.000 col·lisions anuals amb ungulats a Europa (excloent Rússia), amb un cost en danys materials superior a 1.000 milions d'euros anuals. Langbein, Putman & Pokorný (2011), en una revisió paneuropea de 36 països, quantifiquen l'ordre de magnitud del problema: aproximadament 30.000 accidents anuals amb lesions humanes a Europa, amb 17 morts, 76 ferits greus i uns 400 ferits lleus a Espanya l'any 2004, i xifres similars a França i Alemanya. Bíl et al. (2025) actualitzen aquesta estimació amb una revisió de 36 països i documenten aproximadament 90 morts humanes anuals en col·lisions amb fauna a Europa, xifra probablement infravalorada per l'absència de responsabilitat legal en 19 dels països analitzats, que redueix la declaració d'incidents.

A Catalunya, les dades oficials de la Generalitat proporcionen una sèrie temporal sòlida i verificable. L'estudi de l'accidentalitat de Minuartia/DG Carreteres (2012) registra un cost mitjà de 8.085–8.850 €/accident (incorporant víctimes, intervenció policial i retirada de carcasses), amb 8.267 accidents en el quinquenni 2010–2014, el que representa un cost agregat d'entre 66,8 i 73,2 milions d'euros en cinc anys, o 13,4–14,6 milions d'euros anuals. El quinquenni 2019–2023 documenta un increment del 50% fins a 23.092 accidents, cosa que projecta un cost agregat estimat entre 186 i 204 milions d'euros (37–41 M€/any), sense que les dades apuntin a una inversió de la tendència.

Balčiauskas et al. (2025), en la revisió multidisciplinari més recent, constaten que les col·lisions amb fauna han augmentat de manera sostinguda mentre la resta d'accidents de trànsit disminueix: una paradoxa que situa el risc associat a la fauna com un problema amb dinàmiques pròpies, no com un subproducte del risc viari general. Gren & Jägerbrand (2019), en un model bio-econòmic suec (2003–2015) que integra dinàmica poblacional, pressió cinegètica i volum de trànsit, demostren que els accidents amb ungulats van créixer un

36% mentre el conjunt d'accidents disminuïa un 20%, i que per al senglar específicament el cost anual en danys materials s'estima en 1,2 milions de dòlars. Per a Suècia en conjunt, De Prins (2018) estima un cost total aproximat de 1.300 milions de SEK anuals per col·lisions amb ungulats.

La Taula 1 BLOC 8 sintetitza els costos

TAULA 1 — Cost per accident amb fauna (estimacions europees i catalanes)

Àmbit / Estudi	Cost per accident	Cost per víctima mortal	Font
Europa (estimació mitjana)	€ 2.000 – 2.500	N/D (exclou mortalitat humana)	Langbein et al. (2011)
Catalunya — carreteres Generalitat (2007–2011)	€ 8.085 – 8.850	N/D	Minuartia/DG Carreteres (2012)
Catalunya — actualització (2010–2014)	€ 8.085 – 8.850	N/D	Generalitat de Catalunya (2015)
Suècia — ungulats (2003–2015)	Variable (senglar: aprox. 1,2 M\$/any total)	N/D	Gren & Jägerbrand (2019)
EUA — cérvol (valors 2018)	\$ 8.190 per col·lisió	\$ 3.341.468 per mort humana	Huijser et al. (2009/2018)
EUA — wapiti (valors 2018)	\$ 25.319 per col·lisió	Inclòs en cost total	Huijser et al. (2009/2018)
EUA — porc senglar/Sus scrofa (total anual)	\$ 36 milions / any (conservador)	N/D	Mayer (cit. Texas Parks and Wildlife)
Europa (total anual estimat)	> 1.000 M€ / any (danys materials)	~90 morts humanes/any (probablement infradeclarades)	Seiler (2004); Bil et al. (2025)

documentats per accident i per context:

Nota: N/D = no disponible; \$ = dòlars nord-americans; € = euros. Els valors de Huijser et al. (2009) corresponen a estimacions del 2018 (ajustades per inflació des del 2007).

La Taula 2 BLOC 8 quantifica el cost agregat per a Catalunya en sèrie temporal:

TAULA 2 — Cost agregat dels accidents amb fauna a Catalunya				
Quinquenni	Accidents registrats	Cost mitjà / accident	Cost total estimat (5 anys)	Cost / any
2007–2011	~5.500 (aprox.)	€ 8.085 – 8.850	€ 44 – 49 M	€ 8,8 – 9,7 M
2010–2014	8.267	€ 8.085 – 8.850	€ 66,8 – 73,2 M	€ 13,4 – 14,6 M
2019–2023	23.092 (+50%)	€ 8.085 – 8.850 (estimat)	€ 186 – 204 M (estimat)	€ 37 – 41 M (estimat)
TENDÈNCIA	Creixement sostingut (+50% entre 2010-14 i 2019-23)			

Nota metodològica: els accidents del quinquenni 2019–2023 s'han estimat a partir del volum declarat i el cost unitari de referència 2010–2014. La tendència de creixement és estadísticament robusta i consistent entre quinquennis.

2. Eficàcia de les mesures estructurals de prevenció: vallats, passos de fauna i regulació ecològica

La literatura científica internacional és consistent i inequívoca sobre l'eficàcia de les mesures d'exclusió física i els passos de fauna com a instruments de reducció de col·lisions. Huijser et al. (2016), en una revisió global, conclouen que els vallats continus de més de 5 km combinats amb passos de fauna adequats redueixen les col·lisions amb grans mamífers entre un 80% i un 97%, amb resultats reproductibles en múltiples contextos geogràfics. Aquesta eficàcia és estructural: actua eliminant la possibilitat física de col·lisió en les zones tractades, independentment de la mida de la població animal.

Ament et al. (2020) quantifiquen fins al 97% de reducció quan es combinen passos de fauna, vallat continu i reixes de sortida. Siu (2023), en una anàlisi econòmica de l'Interstate 80 a Utah (EUA), estima que la implantació d'un sistema integrat de pas de fauna amb tancaments associats genera una millora social neta superior a 15 milions de dòlars al llarg de la vida útil del sistema, amb beneficis que superen el cost inicial en més del doble. Huijser et al. (2009) estableixen el llindar de rendibilitat econòmica: els passos de fauna es recuperen per si sols quan hi ha una mitjana de cinc o més col·lisions per milla i any amb cérvol, dos amb wapití, o una amb ants.

A Europa, el programa SAFEROAD (Seiler, Rosell et al., 2016), finançat per set governs europeus, proporciona la base tècnica independent per a la planificació de mesures de mitigació, i conclou que les intervencions de major retorn combinen tancaments continus amb passos de fauna adequats. De Prins (2018) documenta reduccions de fins al 78% en col·lisions en un cas d'estudi suec, però assenyala que el risc residual es concentra als extrems del vallat si no es dissenyen correctament. Antonson, Jägerbrand & Ahlström (2015) confirmen que el disseny dels extrems és crític per evitar efectes de compensació conductual en els conductors.

Un mecanisme complementari i de cost zero en termes d'inversió pública és la regulació ecològica aportada per la presència funcional de depredadors apicals. Raynor, Grainger & Parker (2021), en un estudi econòmetri sobre la recolonització del llop gris a Wisconsin (EUA), documenten una reducció mitjana del 23,7% en col·lisions amb cérvol associada a la presència del llop, equivalent a un estalvi superior a 375.000 dòlars anuals per comtat. Els autors confirmen que l'efecte no deriva principalment de la reducció demogràfica de les preses sinó de modificacions conductuals induïdes per la por al depredador (landscape of fear). Tarjuelo, Luque-Larena & Mougeot (2024), en dades de Castella i Lleó, confirmen que l'increment de captures cinegètiques no s'associa a reducció de col·lisions amb ungulats a escala regional, mentre que la recuperació de les interaccions depredador-presa pot contribuir a mitigar-los.

Un element de connectivitat territorial de gran escala i baix cost d'implementació és la xarxa espanyola de vies pecuàries, que s'estén més de 125.000 km de nord a sud de la Península Ibèrica i cobreix més de 425.000 hectàrees. Nores et al. (2026) la citen explícitament com a exemple inspirador per restaurar els moviments estacionals i migratoris d'ungulats silvestres a Europa, assenyalant que aquesta xarxa ha estat un element pivot en el desenvolupament de l'Estratègia Estatal d'Infraestructura Verda i de Connectivitat i Restauració Ecològiques (MITERD, 2024).

Des de la perspectiva del present anàlisi, aquesta xarxa preexistent representa una oportunitat estructural: en lloc de construir corredors faunístics des de zero, la seva recuperació funcional podria contribuir a canalitzar els moviments del senglar —i d'altres ungulats— cap a zones de menor conflicte viari, reduint la probabilitat de creuament de vies de trànsit intens. Aquesta és una mesura de connectivitat que, a diferència de la pressió cinegètica, actua sobre la interfície territorial i no genera les externalitats negatives descrites als apartats anteriors.

La Taula 3 BLOC 8 sintetitza els rangs d'eficàcia de les mesures estructurals documentats a la literatura:

TAULA 3 — Eficàcia de les mesures estructurals de prevenció de col·lisions (WVC)				
Mesura	Reducció WVC (%)	Espècie / context	Observació	Font
Vallat continu (>5 km) + pas de fauna	80 – 97 %	Ungulats (diverses sp.)	Efecte màxim amb disseny adequat dels extrems	Huijser et al. (2016); Clevenger et al. (2001)
Vallat continu + subpas + reixes de sortida	Fins al 97 %	Cérvol / mule deer	Combinació de mesures; millor retorn cost-benefici	Ament et al. (2020); Siu (2023)
Subpas (underpass) + vallat (12 milles, Wyoming)	81 %	Cérvol, pronghorn	Col·lisions amb pronghorn: eliminades totalment	Huijser et al. (2009); Pew (2022)
Vallat continu (carretera Suècia)	Fins al 78 %	Ungulats (Suècia)	Risc residual als extrems del vallat	De Prins (2018)
Sistema integrat (pas + vallat), Utah I-80	66 – 77 %	Cérvol, wapití, ant.	Millora social neta > \$15 M al llarg de la vida útil	Siu (2023)
Presència funcional de llop (comportamental)	~ 24 %	Cérvol de cua blanca (Wisconsin)	Estalvi > \$375.000/any per comtat	Raynor et al. (2021)
Senyalització i limitació de velocitat nocturna	Variable (baixa sense vallat)	Diverses esp.	Eficàcia molt inferior sense mesures físiques associades	Riginos et al. (2019); Huijser et al. (2016)

3. Anàlisi cost-benefici de les mesures estructurals de prevenció

L'anàlisi cost-benefici de les mesures de prevenció de col·lisions amb fauna és una de les àrees on la literatura és més madura i coherent. El marc metodològic de referència el proporcionen Huijser et al. (2008, 2009), que van desenvolupar un model de suport a la decisió per a l'administració dels EUA que permet calcular la rendibilitat d'un pas de fauna a partir del nombre de col·lisions per milla, el cost unitari per accident i el cost de la infraestructura. Aquest model, basat en un cost de 8.190 \$/col·lisió (cérvol), 25.319 \$ (wapití) i 44.546 \$ (ant) (valors de 2018), ha estat actualitzat i ampliat per múltiples agències estatals i és la referència citada per l'administració federal nord-americana.

A Suècia, De Prins (2018) documenta que els vallats de carretera van aconseguir reduccions de fins al 78% en la taxa de col·lisions en el tram intervingut, i subratlla que el risc residual als extrems ha de ser corregit mitjançant transicions adequades i jump-out ramps. Seiler (2004) proporciona la referència de baseline europea: si Europa registra ~500.000 col·lisions/any amb cost > 1.000 M€, una reducció sistemàtica del 70–97% mitjançant mesures estructurals implicaria un estalvi en l'ordre de 700 M€ – 970 M€ anuals a escala continental. Pew Charitable Trusts (2026), en la seva revisió actualitzada, estima que un únic pas de fauna pot

evitar aproximadament 1.400 accidents al llarg d'una vida útil de 70 anys, traduint-se en estalvis de milions de dòlars.

A Catalunya, aplicant el rang d'eficàcia documentat a la literatura (66–97%, amb 71% com a valor conservador de referència) als costos base declarats per la Generalitat, l'estalvi potencial anual se situaria entre 8,8 i 14,2 milions d'euros per al quinquenni 2010–2014, i entre 24 i 40 milions d'euros anuals per al quinquenni 2019–2023. Cal subratllar que fins i tot en l'extrem inferior del rang —corresponent a dissenys menys optimitzats i condicions menys favorables— les mesures presentarien un retorn econòmic positiu en un horitzó clarament inferior a la seva vida útil de 30–70 anys.

La Taula 4 BLOC 8 presenta l'anàlisi cost-benefici per a casos d'estudi documentats:

TAULA 4 — Anàlisi cost-benefici de mesures de mitigació de col·lisions (casos d'estudi documentats)				
Cas / Territori	Cost de la mesura	Reducció de col·lisions	Benefici econòmic estimat	Font
Utah I-80 (EUA) — overpass + vallat	Inversió inicial inclosa en model	66 – 77 %	> \$15 M millora social neta (vida útil)	Siu (2023)
Wyoming (EUA) — 2 overpass + 6 underpass + 12 milles vallat	~\$11 M	81 % (pronghorn: 100%)	Estalvi anual > \$500.000 (WYoDOT); ràpid payback	Huijser et al. (2009); WYDOT
Catalunya — carreteres Generalitat (quinquenni 2010–2014)	N/D (no calculat)	Potencial: 70–97 % amb vallat + pas	Estalvi potencial: €9,4 – 14,2 M/any	Càlcul propi sobre Generalitat (2012/2015) + Huijser (2016)
Catalunya — projecció quinquenni 2019–2023	N/D (no calculat)	Potencial: 70–97 %	Estalvi potencial: €26 – 40 M/any	Càlcul propi sobre dades catalanes + rangs internacionals
Suècia — vallat continu (cas documentat)	N/D	Fins al 78 %	Cost anual total accidents ungulats (baseline): ~1.300 M SEK/any	De Prins (2018)
Wisconsin (EUA) — presència funcional de llop	Cost: 0 € (recuperació natural)	~24 % menys col·lisions cérvol-vehicle	> \$375.000/any per comtat; 4.500 – 14.700 €/llop (França)	Raynor et al. (2021); Tarjuelo et al. (2024)

4. Impacte econòmic dels danys agrícoles i retorn de les mesures d'exclusió física

Els danys agrícoles causats pel senglar constitueixen una altra via de cost econòmic estructural i documentat. La literatura científica coincideix que les mesures d'exclusió física representen l'estratègia més eficaç i cost-efectiva per reduir-los, a diferència de la caça, que actua sobre N sense modificar la base energètica (K) que genera l'atractiu dels cultius (Geisser & Reyer, 2004; Bloc 4 del present anàlisi).

Geisser & Reyer (2004), en una comparació directa de tres estratègies a Suïssa —caça, estacions d'alimentació alternativa i tancaments—, conclouen que els tancaments físics redueixen el dany de manera més eficaç i sostinguda que l'increment de la pressió cinegètica. Lombardini et al. (2017), a Sardenya, documenten pèrdues totals de 483.982 €, de manera que una exclusió efectiva al 80–90% implica un estalvi d'entre 387.000 i 435.000 €. Cappa et al. (2019), al Parc del Ticino, documenten compensacions per danys en praderies de 324.768 €, amb un estalvi potencial del 74% (~240.000 €) amb sistemes d'exclusió estàndard.

A escala global, McKee et al. (2026) estimen que els Sus scrofa als EUA generen un cost mínim anual de 3.400 milions de dòlars, impactant l'agricultura, la propietat i els recursos naturals. Mayer (citada per Texas Parks and Wildlife) estima de manera conservadora que les col·lisions específiques de Sus scrofa amb vehicles costen 36 milions de dòlars anuals als EUA. Pimentel (2007) havia estimat prèviament en 1.500 milions de dòlars el cost agrícola anual del porc senglar als EUA, xifra que les estimacions més recents de McKee et al. (2026) elevarien fins als 3.400 M\$ si s'inclou el conjunt d'impactes.

Aquestes xifres nord-americanes referents a Sus scrofa (en les seves formes silvestres, asilvestrades i híbrides, que des del punt de vista taxonòmic corresponen totes a la mateixa espècie: Sus scrofa) il·lustren que l'ordre de magnitud dels costos externs generats per l'espècie és molt superior als costos de les mesures preventives, confirmant el marc cost-benefici que sustenta les recomanacions d'inversió en exclusió física.

La Taula 5 BLOC 8 sintetitza l'eficàcia i l'estalvi potencial de les mesures d'exclusió física en danys agrícoles:

TAULA 5 — Danys agrícoles i eficàcia de les mesures d'exclusió física				
Cas / Territori	Cost documentat del dany	Mesura d'exclusió	Reducció / Estalvi potencial	Font
Sardenya (Itàlia) — senglar	€ 483.982 totals	Tancament elèctric bàsic	Estalvi 60–70%: €290.000–340.000	Lombardini et al. (2017)
Sardenya — instal·lació intensiva	€ 483.982	Tancament multifil electrificat	Estalvi 80–90%: €387.000–435.000	Lombardini et al. (2017)
Parc del Ticino (Llombardia, Itàlia)	€ 324.768 compensacions praderies	Exclusió física estàndard (74%)	Estalvi ~74%: €240.000	Cappa et al. (2019)
Suïssa (comparació directa 3 estratègies)	N/D (relatiu)	Exclusió física vs. caça vs. alimentació alternativa	Exclusió física: MILLOR resultat. Caça sola: menys eficaç.	Geisser & Reyer (2004)
EUA — Sus scrofa (Sus scrofa feral/silvestre, total)	\$1.500 M/any (agricultura)	Control letal + exclusió	Cost mínim global (inclou control): \$3.400 M/any	Pimentel (2007); McKee et al. (2026)
Europa — estimació WVC ungulats (total)	> €1.000 M/any (danys materials)	Passos de fauna + vallat	Potencial de reducció del 70–97% dels costos si mesures ben aplicades	Seiler (2004); Balčiauskas et al. (2025)

5. Comparació estructural: caça versus mesures preventives

La comparació entre la caça com a instrument de gestió i les mesures preventives ha de realitzar-se en termes d'eficàcia sobre els costos externs que es pretenen reduir, no en termes del volum d'animals extrets. Des d'aquesta perspectiva, l'evidència convergeix en un patró inequívoc: la caça és estructuralment menys eficaç que les mesures preventives per a les dues externalitats principals —danys agrícoles i accidents viaris—, i pot generar externalitats negatives addicionals en forma d'augment de mobilitat dels animals i increment de WVC en períodes de batuda (Lagos et al., 2012; Gortázar et al., 2026).

Des d'una perspectiva de sostenibilitat operativa, la base humana que sustenta la caça com a eina de gestió s'està contraient de manera estructural. A Catalunya, el nombre de llicències de caça va passar de 104.085 el 1996 a 30.609 el 2024 (IDESCAT), un descens superior al 70% en menys de tres dècades. Gaspar et al. (2025) projecten una reducció addicional del 70% de la base de caçadors a la Península Ibèrica per al 2050. Aquesta divergència entre el creixement de l'espècie i la contracció del col·lectiu que n'ha de gestionar-la qüestiona la viabilitat econòmica d'un model centrat exclusivament en la reducció poblacional per via cinegètica.

En contrast, les mesures estructurals presenten un perfil d'inversió radicalment diferent: cost inicial definit, vida útil de 30–70 anys, retorn econòmic quantificable i independent de la disponibilitat de voluntaris. La

Taula 6 del BLOC 8 sintetitza la comparació:

TAULA 6 — Comparació estructural: caça vs. mesures preventives com a resposta econòmica		
Dimensió analítica	Caça (gestió cinegètica convencional)	Mesures preventives (exclusió + passos + regulació ecol.)
Eficàcia sobre dany agrícola	Baixa quan la base energètica (K) no es redueix. Geisser & Reyer (2004): menys eficaç que l'exclusió física.	Alta i sostinguda. Redueix dany 60–93% sense necessitat de reduir la població. Geisser & Reyer (2004); Lombardini et al. (2017).
Eficàcia sobre col·lisions viàries (WVC)	Pot augmentar el risc en períodes de batuda (Lagos et al., 2012; Tarjuelo et al., 2024). La pressió cinegètica intensa no s'associa a menys col·lisions a escala regional.	Reducció documentada del 66–97% amb vallat + passos (Huijser et al., 2016; Siu, 2023). Llop: ~24% menys col·lisions (Raynor et al., 2021).
Sostenibilitat a llarg termini	Requereix pressió contínua i creixent (>60–70% anual, Croft et al., 2020). Base humana de caçadors en contracció: –70% llicències a Catalunya 1996–2024 (IDESCAT).	Infraestructura permanent amb vida útil de 30–70 anys. Regulació ecològica (llop): contínua i densodependent. No requereix manteniment humà intensiu.
Risc afegit sobre tercers	Genera accidents per armes de foc (Cole 1988; Junuzovic et al., 2016) i augment de WVC en jornades de batuda (Lagos et al., 2012). Risc sobre senderistes i usuaris del bosc.	Les mesures d'exclusió redueixen el risc. La restauració de depredadors no genera risc directe per a tercers.
Cost d'oportunitat (ASF/PPA)	Caçadors identificats com a vector de transmissió (FAO, 2023; Swanenburg et al., 2023). Batudes incrementen mobilitat en brots actius (Gortázar et al., 2026).	Vigilància passiva de carcasses (rendiment x55 superior a la caça, Oļševskis, 2023) no genera mobilitat. Bioseguretat estructural: cost-efectiva.
Model de finançament	Cost parcial a les federacions/llicències, però costos externs (accidents, WVC, gestió sanitària) recauen sobre l'administració pública.	Inversió pública inicial amb retorn econòmic quantificable i transparent (Huijser et al., 2009; Siu, 2023). Finançament europeu disponible (SAFEROAD; Infrastructure Investment and Jobs Act, EUA).

6. Impacte econòmic de la Pesta Porcina Africana (PPA): la prevenció com a inversió

La FAO (2023) documenta que la càrrega econòmica acumulada de la PPA entre 2007 i 2023 representa un

dels impactes sanitaris i comercials més severes registrats en el sector porcí mundial. Elleby (2023), en una anàlisi del brot xinès de 2018 elaborada per al JRC de la Comissió Europea, documenta alteracions significatives en els fluxos globals de comerç porcí i en la formació de preus a escala continental, amb repercussions directes per als mercats europeus d'exportació.

En aquest context, la prevenció estructural —bioseguretat en explotacions, vigilància passiva de carcasses, control logístic de caçadors com a vector— és econòmicament superior al tractament reactiu del brot. EFSA (Ståhl, Boklund, Podgórski et al., 2025) documenta que les carcasses (5,2% de les mostres) van detectar el 70,4% dels brots de PPA en senglar durant 2024, mentre que els animals caçats (91,5% de les mostres) tan sols van detectar el 28,4% dels brots. Des d'una perspectiva de rendibilitat de la inversió en vigilància, aquesta asimetria implica que el gruix del pressupost de detecció destinat a la caça genera un rendiment epidemiològic 14 vegades inferior al de la vigilància passiva de carcasses per mostra analitzada.

Oļševskis (2023) confirma que la compensació econòmica als caçadors per carcasses trobades, combinada amb formació específica, és la condició necessària per mantenir operativa la vigilància passiva: una mesura de baix cost que genera el major retorn epidemiològic disponible.

7. Escenari combinat d'estalvi potencial

La Taula 7 BLOC 8 actualitza i amplia l'escenari combinat aplicant una reducció uniforme del 71% (dins del rang d'eficàcia documentat) sobre els costos base dels casos d'estudi seleccionats:

TAULA 7 — Escenari combinat: estalvi potencial aplicant reducció del 71% sobre costos base documentats

Àmbit	Cost base documentat	Reducció aplicada	Estalvi potencial	Font del cost base
Conreus — Sardenya (Lombardini)	€ 483.982	71 %	€ 343.627	Lombardini et al. (2017)
Col·lisions — Suècia (baseline anual)	€ 100.000.000 / any	71 %	€ 71.000.000 / any	Seiler (2004)
Col·lisions — Catalunya (2010–2014, 8.267 accidents)	€ 13,4 – 16,5 M / any	71 %	€ 9,5 – 11,7 M / any	Generalitat de Catalunya (2012/2015)
Col·lisions — Catalunya (2019–2023, 23.092 accidents)	€ 37 – 41 M / any (estimat)	71 %	€ 26 – 29 M / any	Càlcul propi sobre dades catalanes
ESCENARI COMBINAT SUÈCIA + SARDENYA	€ 71.343.627 / any			

Nota metodològica: els valors presentats tenen caràcter orientatiu. Els percentatges de reducció aplicats utilitzen el 71% com a valor de referència conservador, situat al terç inferior del rang d'eficàcia documentat a la literatura (66–97%). Aquest valor correspon als resultats documentats en dissenys menys optimitzats —vallats sense passos de fauna associats, o passos amb deficiències en el disseny dels extrems—, de manera que qualsevol instal·lació que compleixi les especificacions tècniques de referència (Huijser et al., 2016; Ament

et al., 2020) hauria d'assolir reduccions superiors a aquest llindar. La seva aplicació a un territori específic requereix substituir els costos base per dades locals i ajustar el percentatge d'eficàcia a les condicions concretes de disseny de la infraestructura, densitat de trànsit i espècie present. Els valors presentats tenen, per tant, caràcter orientatiu i il·lustratiu de l'ordre de magnitud del retorn potencial, no de projecció territorial exacta.

8. Síntesi i implicacions de política pública

La síntesi de l'evidència econòmica disponible permet formular quatre conclusions robustes:

- Els costos externs del senglar —accidents viaris, danys agrícoles, risc sanitari— no es redueixen de manera eficient ni sostinguda a través de la caça convencional, que actua sobre N sense modificar K ni la interfície amb l'activitat humana.
- Les mesures estructurals d'exclusió física i els passos de fauna presenten una eficàcia documentada del 66–97% sobre els WVC, amb un retorn econòmic positiu i quantificable en horitzons de 5–15 anys, molt per sota de la vida útil de les infraestructures (30–70 anys).
- La regulació ecològica per via de la restauració de depredadors apicals aporta beneficis addicionals documentats: reducció de WVC (~24%, Raynor et al., 2021), regulació sanitària qualitativa (Kawata, 2009; Wild et al., 2011) i reducció de la K efectivament realitzada per la població (landscape of fear), sense cost de manteniment humà.
- El model de gestió centrat en la caça presenta un doble risc econòmic estructural: la contracció de la base de caçadors (–70% de llicències a Catalunya en tres dècades) i la generació d'externalitats negatives addicionals —WVC en jornades de batuda, accidents per armes de foc, dispersió vírica en brots de PPA— que recauen sobre l'erari públic i sobre tercers no participants.

En conjunt, l'evidència econòmica situa la inversió en mesures preventives estructurals —protecció de cultius, passos de fauna, vallats, bioseguretat i restauració ecològica— no com una alternativa marginal a la caça, sinó com l'estratègia de major eficiència econòmica i sostenibilitat operativa per gestionar els impactes del senglar sobre la societat.

CONCLUSIÓ

La dinàmica poblacional del senglar (*Sus scrofa*) a Europa occidental respon a una lògica de sistema: hi ha una entrada energètica que determina la capacitat de càrrega (K), una mida poblacional observada (N) que tendeix estructuralment a aproximar-se a K , i una mortalitat (H) que pot ser natural, per depredació o per extracció cinegètica. La síntesi dels vuit blocs d'aquesta anàlisi apunta a una conclusió coherent i acumulativa: la caça actua principalment sobre N , però el límit estructural el fixa K . Mentre K es mantingui alta —per efecte de subsidis energètics antropogènics, hiverns suaus i producció primària elevada—, les reduccions de N activen mecanismes compensatoris que tendeixen a restaurar la població en un horitzó de mesos o anys.

Aquesta conclusió no és especulativa. Descansa sobre una convergència d'evidències demogràfiques (Servanty et al., 2009, 2011; Bieber & Ruf, 2005; Croft et al., 2020; Gamelon et al., 2012), ecològiques (Massei et al., 2015; Melis et al., 2006; Gaillard et al., 2000), fisiològiques (Davidson et al., 2021), conductuals (Olejarz et al., 2024; Scillitani et al., 2010), evolutives (Gamelon et al., 2011; Gayet et al., 2016), metodològiques sobre selectivitat cinegètica (Kamieniarz et al., 2020; Bergqvist, 2022) i epidemiològiques (Kawata, 2009; Wild et al., 2011; Podgórski & Śmietanka, 2018), totes consistentes amb el mateix patró: en una espècie d'alta plasticitat i elevada disponibilitat energètica, l'extracció cinegètica ordinària opera principalment sobre la composició interna i l'estructura demogràfica de la població. El problema no és la mida de la població: és la interfície. Aquest marc permet interpretar de manera integrada i causal els resultats empírics descrits en els blocs precedents.

Els blocs 6, 7 i 8 documenten que els principals impactes atribuïts al senglar —danys agrícoles, accidents viaris, risc sanitari— no depenen exclusivament ni directament de la mida poblacional, sinó de les condicions d'interfície entre l'espècie i l'activitat humana. La literatura sobre zoonosi (Jones et al., 2008; Allen et al., 2017) situa l'emergència de risc en la intensitat del contacte, no en la presència de l'espècie. Els estudis sobre accidentalitat viària (Lagos et al., 2012; Tarjuelo et al., 2024) mostren que la caça pot augmentar el risc de col·lisió en desplaçar el moviment dels animals. I la literatura sobre protecció de cultius (Geisser & Reyer, 2004; Lombardini et al., 2017) indica que les mesures d'exclusió física redueixen el dany de manera més eficaç i sostinguda que l'increment de l'esforç cinegètic. En l'àmbit epidemiològic, la mateixa lògica s'aplica a la PPA: Podgórski & Śmietanka (2018) demostren que la dispersió del virus no depèn principalment de la mobilitat activa del senglar, sinó de la via indirecta de les carcasses —exactament la interfície passiva que la vigilància estructural ha de gestionar.

Aquesta posició és avui un consens institucional explícit: la FAO (2023), en el seu document de referència sobre PPA, estableix que la prevenció eficaç del risc associat al senglar no passa per la seva eliminació numèrica sinó per la gestió de les condicions d'interfície. Guberti i Gervasi (2023) i Oļševskis (2023) confirmen, des de la perspectiva epidemiològica de camp, que els instruments de major rendiment disponibles no depenen de la pressió cinegètica sinó de la vigilància estructural passiva, la compensació econòmica i la bioseguretat aplicada a la cadena humana de contacte amb la fauna silvestre. La confirmació quantitativa definitiva d'aquesta posició prové de l'anàlisi epidemiològica anual de la UE: EFSA (Ståhl, Boklund, Podgórski et al., 2025) documenta una asimetria estructural entre el rendiment epidemiològic de la caça i el de la vigilància passiva que constitueix la prova estadística institucional més sòlida disponible (vegeu Bloc 6, apartat 2 per al detall complet). Aquesta asimetria és la prova estadística institucional més sòlida disponible que la caça, com a instrument de vigilància epidemiològica, opera amb una eficiència estructuralment inferior a la vigilància passiva, independentment del volum d'esforç invertit.

Control versus regulació: una distinció operativa

La literatura distingeix, implícita o explícitament, entre control i regulació. El control implica una intervenció exògena, intensiva i sostinguda orientada a reduir N per sota del nivell que K permetria; requereix extraccions molt elevades (superiors al 60–70% anual, segons Croft et al. (2020) i Texas A&M AgriLife Extension) i és difícil de mantenir en poblacions obertes. La regulació, en canvi, implica la restauració o el reforç

de mecanismes interns del sistema que modulen N de forma densodependent i contínua, sense necessitat d'intervencions massives periòdiques. Aquesta distinció no és només quantitativa sinó qualitativa: Kawata (2009) corroboren formalment que la caça, per la seva naturalesa no selectiva, és estructuralment incapaç de reproduir l'efecte sanitari de la depredació natural, independentment del volum d'esforç invertit. Wild et al. (2011) quantifiquen aquesta diferència: al mateix nivell d'extracció del 15% Manual, la depredació selectiva elimina la malaltia d'una població tancada mentre que la caça no selectiva només la redueix lentament. El control per via cinegètica opera, per tant, amb un doble límit estructural: demogràfic i epidemiològic.

Aquesta conclusió ja no és exclusiva de la literatura crítica amb la caça: Gortázar et al. (2026), amb almenys un coautor pertanyent a una federació de caça, afirmen que 'la gestió actual, quasi exclusivament centrada en la mortalitat, no és capaç de compensar els factors ambientals i socials que afavoreixen el creixement del senglar' i que assolir i mantenir una mortalitat elevada mitjançant la caça recreativa 'és difícilment factible'. Quan els propis defensors de la gestió cinegètica arriben a aquesta conclusió, el límit estructural de l'extracció deixa de ser una hipòtesi contestable per convertir-se en un consens científic transversal. La literatura científica documenta que el llop (*Canis lupus*), en els sistemes on és funcionalment present, actua com a regulador natural del senglar amb mecanismes estructuralment diferents dels de la caça: selecciona individus joves i vulnerables (Nores et al., 2008), actua de forma contínua i densodependent, introdueix un efecte por que modifica l'ús de l'espai i la intensitat d'explotació dels recursos (Raynor et al., 2021), pot reduir la prevalença de malaltia sense col·lapsar la densitat (Kawata, 2009; Wild et al., 2011; Tanner et al., 2019), i constitueix una covariable explicativa significativa de la densitat de senglar a escala biogeogràfica (Melis et al., 2006). Aquestes evidències descriuen funcions ecològiques documentades i no impliquen cap valoració sobre polítiques de gestió del llop ni sobre les condicions de coexistència amb altres usos del territori. L'absència funcional del llop en la major part del territori europeu és, en aquest marc estrictament ecològic, un factor que la literatura identifica com a contribuent a la dificultat de regular les poblacions de senglar per via cinegètica exclusiva.

La síntesi de l'evidència disponible suggereix que una gestió eficaç del senglar ha d'actuar sobre les variables estructurals del sistema, no únicament sobre N : Sobre K : reducció de subsidis energètics antropogènics mitjançant gestió de residus, protecció física de cultius i eliminació d'alimentació indirecta no intencionada. Aquestes mesures redueixen el sostre funcional de la població de forma estructural i sostenible. Sobre la interfície: mesures de bioseguretat en explotacions ramaderes, gestió d'accessos a zones d'alta densitat, infraestructures de pas de fauna en vies de risc elevat. Redueixen l'impacte sense necessitat de reduir prèviament la mida poblacional.

Sobre la regulació ecològica: conservació i restauració de les interaccions tròfiques naturals, especialment la presència funcional de depredadors apicals. Aquesta via aporta regulació densodependent contínua i beneficis ecosistèmics addicionals documentats (sanitaris, conductuals, econòmics). A aquests tres eixos cal afegir una limitació operativa de naturalesa sociològica: la base humana que sustenta la caça com a eina de gestió s'està contraient de manera sostinguda. A Catalunya, el nombre de llicències de caça va passar de 104.085 el 1996 a 30.609 el 2024 (IDESCAT, Generalitat de Catalunya), un descens superior al 70% en menys de tres dècades. A escala europea, Massei et al. (2015) documenten que el nombre de caçadors va disminuir o es va mantenir estable en 12 dels 17 països analitzats, mentre la població de senglar creixia. Gaspar et al. (2025), en una anàlisi demogràfica de la península Ibèrica, confirmen una caiguda del 45% en mig segle i un col·lapse del reclutament juvenil del 89%, amb projeccions que apunten a una reducció addicional del 70% per al 2050. Aquesta divergència entre el creixement de l'espècie i la contracció del col·lectiu que n'ha de gestionar-la qüestiona la viabilitat operativa d'un enfocament centrat únicament en intentar controlar la població per via cinegètica.

Limitacions de l'anàlisi

Les dades catalanes no inclouen errors estàndard ni intervals de confiança, tal com reconeix la Resolució SAIP 27/2024. Per a la validació metodològica de la sèrie, vegeu Nota terminològica.

Consideració final

La caça pot actuar com a eina de control puntual en determinats contextos i amb determinades modalitats —condicionat a nivells d'extracció molt superiors als habituals, selectivitat per sexe i pes, i absència de factors compensatoris actius. La depredació natural, en canvi, no és una eina de control sinó un mecanisme de regulació: opera de forma contínua, és densodepenent per definició, i s'integra en el sistema sense necessitat d'intervenció externa ni manteniment. Aquesta diferència no és de grau sinó de naturalesa. Una gestió que confon ambdós conceptes aplica solucions d'un règim —el control extern— a un problema que pertany a l'altre —la regulació interna del sistema.

BIBLIOGRAFIA

- Allen, T. et al. (2017). Global hotspots and correlates of emerging zoonotic diseases. *Nature Communications*, 8, 1124.
DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00923-8>
- Allendorf, F.W. & Hard, J.J. (2009). Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106 (Suppl. 1), 9987–9994.
DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0901069106>
- Ament, R.J. et al. (2020). Wildlife-Vehicle Conflict, Crossing Structures, and Cost Estimates. Center for Large Landscape Conservation.
<https://largelandscapes.org/wp-content/uploads/2021/01/Crossing-Structures-and-Cost-Estimates.pdf> Wildlife-vehicle-Conflict-Crossing-Structures-and-Cost-Estimates.pdf
- Amici, A.; Serrani, F.; Rossi, C. M.; & Primi, R. (2012). Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0668-5>
- Bartmann, R. M.; White, G. C.; & Carpenter, L. H. (1992). Compensatory mortality in a Colorado mule deer population. *Wildlife Monographs*, 121, 1–39.
DOI: <https://doi.org/10.2307/3830668>
- Bassi, E. et al. (2020). Relative impact of human harvest and wolf predation on two ungulate species in Central Italy. *Ecological Research*.
Acces: <https://esj-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1440-1703.12130>
- Bergqvist, G. (2022). Harvest bag composition differs among hunting methods for wild boar in Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 68, 27.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01576-9>
- Belardi, I. et al. (2026). Wild boar feeding habits before versus after wolf recolonization. *Journal of Zoology*.
Acces: <https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jzo.70088>
PDF: <https://zslpublications.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/jzo.70088>
- Bieber, C.; Rauchenschwandtner, E.; Michel, V.; Suchentrunk, F.; Smith, S.; & Vetter, S. G. (2019). Forming a group in the absence of adult females? Social networks in yearling wild boars. *Applied Animal Behaviour Science*, 217, 57–64.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2019.05.006>
- Bieber, C. & Ruf, T. (2005). Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x>
PDF: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x>
- Bobek, B. et al. (1999). Wild boar damage to agriculture in Poland. *Acta Theriologica*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03192608>
- Bruinderink, G. W. T. A.; Hazebroek, E.; & van der Voot, H. (1995). Estimating carrying capacity for wild boar (*Sus scrofa*) in a forest-agricultural landscape. *Wildlife Biology*.
DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.1995.002>
- Cahill, S.; Llimona, F.; & Gracia, J. (2003). Spacing and nocturnal activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology*, 9 (Suppl. 1), 3-13.
DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.2003.058>
PDF: <https://bioone.org/journals/wildlife-biology/volume-9/issue-Suppl.1/wlb.2003.058/Spacing-and-nocturnal-activity-of-wild-boar-Sus-scrofa/10.2981/wlb.2003.058.pdf>

- Cappa, F. et al. (2019). Wild boar damage and compensation schemes in protected areas. Sustainability. DOI: <https://doi.org/10.3390/su11195321>
- Colomer J., Rosell C., Rodriguez-Teijeiro J.D., Massei G. (2021). 'Reserve effect'. Sci. Total Environ. 795:148721. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148721
- Chinn, S. M. et al. (2022). Factors influencing pregnancy, litter size, and reproductive parameters of invasive wild pigs. Journal of Wildlife Management. DOI: <https://doi.org/10.1002/jwmg.22304>
- Cole (1988). Hunting Firearm Injuries, North Carolina. American Journal of Public Health. DOI: 10.2105/AJPH.78.12.1585
https://www.bucovina-forestiera.ro/index.php/bf/article/download/173/168/324?utm_source=chatgpt.com
- Colomer, J.; Rosell, C.; Rodriguez-Teijeiro, J.D.; Massei, G. (2021). 'Reserve effect': An opportunity to mitigate human-wild boar conflicts. Science of the Total Environment, 795, 148721.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148721>
- Colomer, J.; Massei, G.; Roos, D.; Rosell, C.; & Rodriguez-Teijeiro, J.D. (2024). What drives wild boar density and population growth in Mediterranean environments? Science of the Total Environment, 931, 172739.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172739>
Accès: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969724028869>
- Croft, S.; Franzetti, B.; Gill, R.; & Massei, G. (2020). Too many wild boar? Modelling fertility control and culling to reduce wild boar numbers in isolated populations. PLOS ONE, 15(9): e0238429.
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238429>
Text complet: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7500663/>
- Croft, S. et al. (2020). Modelling spatial and temporal patterns of African swine fever in an isolated wild boar population to support decision-making. Frontiers in Veterinary Science, 7:154.
DOI: <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.00154>
PDF: <https://www.frontiersin.org/journals/veterinary-science/articles/10.3389/fvets.2020.00154/pdf>
- Davidson, A. et al. (2021). Do boars compensate for hunting with higher reproductive hormones? Conservation Physiology, 9(1), coab068.
DOI: <https://doi.org/10.1093/conphys/coab068>
PDF: <https://www.sebiology.org/static/5ed24907-4a7d-4551-a69740d8cbb73664/do-boars-compensate-for-hunting-with-higher-reproductive-hormones.pdf>
- Davidson, A. 2021. The effects of hunting and landscape structure on wild boar behavior, social structure and physiology. PhD Thesis. University of Haifa.
<https://www.ramat-hanadiv.org.il/wp-content/uploads/2019/09/PhD-Thesis-Achiad-Davidson-2021.pdf>
- DACC / Generalitat de Catalunya (<https://www.senglar.cat>)
- Darimont, C.T.; Carlson, S.M.; Kinnison, M.T.; Paquet, P.C.; Reimchen, T.E.; & Wilmers, C.C. (2009). Human predators outpace other agents of trait change in the wild. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(3), 952–954. No
DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0809235106>
- De Prins, F. (2018). The effect of wildlife fences on ungulate vehicle collisions. (treball acadèmic / informe).
PDF/descàrrega: https://www.researchgate.net/publication/394950012_THE_EFFECT_OF_WILDLIFE_FENCES_ON_UNGULATE_VEHICLE_COLLISIONS

- Delcroix, I.; Mauget, R.; & Signoret, J.P. (1990). Existence of synchronization of reproduction at the level of the social group of the European wild boar (*Sus scrofa*). *Journal of Reproduction and Fertility*, 89, 613–617. DOI: 10.1530/jrf.0.0890613
- Dardaillon, M. (1988). Wild boar social groupings and their seasonal changes in the Camargue, southern France. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 53, 22–30.
<https://biostor.org/reference/183230>
- Dellicour, S. et al. (2020). Unravelling the dispersal dynamics and ecological drivers of the African swine fever outbreak in Belgium. *Journal of Applied Ecology*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13649>
PDF: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2664.13649>
- Drimaj, J. et al. (2020). Reproductive potential of free-living wild boar in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01416-8>
- EFSA/ENETWILD (2018). Guidance on estimation of wild boar population abundance and density.
Acces/PDF: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1449>
- EFSA; Ståhl, K.; Boklund, A.E.; Podgórski, T.; Vergne, T.; Aministraglia-Giamini, R.; Cortiñas Abrahantes, J.; Papaleo, S.; Mur, L. 2025. Epidemiological analysis of African swine fever in the European Union during 2024. *EFSA Journal* 23(5): e9436. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2025.9436>
- EFSA (2025). Epidemiological analysis of African swine fever in the European Union during 2024. *EFSA Journal*, e9436.
DOI: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2025.9436>
Acces: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2903/j.efsa.2025.9436>
- EFSA Panel on Animal Health and Welfare (AHAW). 2021. Research priorities to fill knowledge gaps in wild boar management measures that could improve the control of African swine fever in wild boar populations. *EFSA Journal* 2021;19(7):6716. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6716>
- Elleby, C. (2023). *Market impacts of the 2018 ASF outbreak in China*. (JRC/European Commission) <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC120830>
- F1000Research. Case report: accidental firearm injury during hunting.
DOI: <https://doi.org/10.12688/f1000research.55659.1>
- FAO, UNEP, WHO i WOA. 2022. One Health Joint Plan of Action 2022–2026. Working together for the health of humans, animals, plants and the environment. Roma.
<https://www.who.int/publications/i/item/9789240059139>
- FAO. 2023. *African swine fever prevention, detection and control in resource-limited settings*. FAO Animal Production and Health Guidelines No. 35. Roma. <https://doi.org/10.4060/cc7491en>
- FAO (2023). *Economic burden of ASF 2007–2023*.
<https://www.fao.org/animal-health/events/events-detail/global-consultation-on-african-swine-fever-control/en/>
- FAO (2023). ASF in wild boar – ecology & biosecurity manual.
<https://www.fao.org/3/ca7310en/ca7310en.pdf>
- Fraundorf, M.; Gethöffer, F.; Siebert, U.; & Keuling, O. (2016). The influence of environmental and physiological factors on litter size in wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-016-1041-2>.
PDF (Springer): <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10344-016-1041-2.pdf>

- Fredriksson-Ahomaa, M. (2019). Wild boar: a reservoir of foodborne zoonoses. *Foodborne Pathogens and Disease*, 16(3), 153–165.
DOI: <https://doi.org/10.1089/fpd.2018.2512>
- Gaillard, J.-M.; Festa-Bianchet, M.; & Yoccoz, N. G. (2000). Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 367–393.
DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.367>
- Gamelon, M. et al. (2011). High hunting pressure selects for earlier birth date: wild boar as a case study. *Evolution*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2011.01366.x>
PDF: <https://oliviergimenez.github.io/pubs/Gamelonetal2011.pdf>
- Gamelon, M.; Gaillard, J.-M.; Servanty, S.; Gimenez, O.; Toïgo, C.; Baubet, E.; Klein, F.; & Lebreton, J.-D. (2012). Making use of harvest information to examine alternative management scenarios: a body weight-structured model for wild boar. *Journal of Applied Ecology*, 49, 833–841. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02160.x>
- Gaspar, P.; Mateo-Tomás, P.; & Ferreras, P. (2025). The demographic collapse of hunting in the Iberian Peninsula. *People and Nature*.
DOI: <https://doi.org/10.1002/pan3.10770>
- Gayet, T. et al. (2016). On the evolutionary consequences of increasing litter size with multiple paternity in wild boar (*Sus scrofa*). *Evolution*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/evo.12949>
Acces: https://www.researchgate.net/publication/302969689_On_the_evolutionary_consequences_of_increasing_litter_size_with_multiple_paternity_in_wild_boar_Sus_scrofa_scrofa
- Gaynor, K. M. et al. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.
DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
PDF: <https://science.sciencemag.org/content/360/6394/1232.full.pdf>
- Geisser, H., & Reyer, H.-U. (2004). *Journal of Wildlife Management*.
DOI: [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0939:EOHFAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0939:EOHFAF]2.0.CO;2)
- Güldenpfennig, J.; Schmicke, M.; Hoedemaker, M.; Siebert, U.; Keuling, O. (2021) An approach to assess stress in response to drive hunts using cortisol levels of wild boar (*Sus scrofa*). *Scientific Reports*, 11:16381
<https://www.nature.com/articles/s41598-021-95927-2>
- Gentsch, R.P.; Kjellander, P. & Röken, B.O. 2018. Cortisol response of wild ungulates to trauma situations: hunting is not necessarily the worst stressor. *European Journal of Wildlife Research* 64: 19.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1171-4>
- Gethoffer, F. et al. (2023). Heavy Youngsters-Habitat and Climate Factors Lead to a Significant Increase in Body Weight of Wild Boar Females. *Animals*, 13(5): 898.
DOI: <https://doi.org/10.3390/ani13050898>
- Gethöffer, F.; Sodeikat, G.; & Pohlmeier, K. (2007). Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 53, 287–297.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-007-0097-z>
- Gonzalez-Crespo, C. et al. (2018). Stochastic assessment of management strategies for a Mediterranean peri-urban wild boar population. *PLOS ONE*, 13(8): e0202289.
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202289>

- Gortázar, C.; Relimpio, D.; Urbani, N.; & López-Olvera, J.R. (2026). Wild boar population control needs more than recreational hunting. *European Journal of Wildlife Research*, 72:36.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-026-02073-z>
- Guberti, V.; Khomenko, S.; Masiulis, M.; & Kerba, S. (2022). African swine fever in wild boar: ecology and biosecurity (2nd ed.). FAO Animal Production and Health Manual No. 28.
DOI: <https://doi.org/10.4060/cc0785>
Acces oficial: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc0785en>
PDF: <https://www.woah.org/app/uploads/2022/07/asf-in-wild-boar-ecology-and-biosecurity-2nd-ed.pdf>
- Guberti, V. & Gervasi, V. (2023) – Ecology of ASF in wild boar.
Acceso general a los materiales de la consulta (incluye presentaciones y documentos técnicos):
<https://www.fao.org/animal-health/events/events-detail/global-consultation-on-african-swine-fever-control/en/>
- Repositorio FAO (Animal Health / ASF resources):
<https://www.fao.org/animal-health/situation-updates/asf/resources/en/>
- Herrero, J., et al. (2006). *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-006-0049-1>
- Honda, T., et al. (2009). *Crop Protection*.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.03.009>
- Hone, J. (1992). *Analysis of Vertebrate Populations*. Academic Press.
PDF: <https://files01.core.ac.uk/download/pdf/225910229.pdf>
- Huijser, M. P., McGowen, P., Clevenger, A. P., & Ament, R. (2008). *Wildlife–Vehicle Collision Reduction Study: Best Practices Manual (Report to Congress)*.
PDF: https://rosap.ntl.bts.gov/view/dot/13078/dot_13078_DS1.pdf
- Iacolina, L.; Scandura, M.; Gazzola, A.; Cappai, N.; Capitani, C.; Mattioli, L.; Apollonio, M. (2009). Social organization and genetic structure: insights from combined data in a wild boar population. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 64(4), 657–666.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0884-x>
- IDESCAT. Indicadors (serie aportada).
Acces: <https://www.idescat.cat/indicadors/?id=aec&n=15201&t=200500>
- Janeau, G.; Dardaillon, M.; & Spitz, F. (1988). Influence de la mortalite precoce des femelles sur l'organisation sociale du sanglier (*Sus scrofa*). *Cahiers d'Ethologie*, 8(3), 429-436.
Acces: <https://popups.uliege.be/2984-0317/index.php?id=1084&lang=fr>
PDF: <https://popups.uliege.be/2984-0317/index.php?file=1&id=1084>
- Jones, K. E. et al. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451, 990-993.
DOI: <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Junuzovic et al. (2013). *Accident Analysis & Prevention*.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aap.2013.08.002>
- Junuzovic et al. (2016). *Journal of Forensic Sciences*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/1556-4029.13098>
- Kamieniarz, R.; Jankowiak, Ł.; Frateczak, M.; Panek, M.; Wojtczak, J.; & Tryjanowski, P. (2020). The relationship between hunting methods and the sex, age and body mass of wild boar *Sus scrofa*. *Animals*, 10, 2345.
DOI: <https://doi.org/10.3390/ani10122345>

- Kaminski, G.; Brandt, S.; Baubet, E.; & Baudoin, C. (2005). Life-history patterns in female wild boars (*Sus scrofa*): mother-daughter postweaning associations. *Canadian Journal of Zoology*, 83(3), 474-480.
DOI: <https://doi.org/10.1139/z05-019>
PDF: https://www.researchgate.net/profile/Eric-Baubet/publication/237973605_Life-history-patterns-in-female-wild-boars-Sus-scrofa-Mother-daughter-postweaning-associations.pdf
- Kasper, K. et al. (2025). Wolves and their prey all fear the human "super predator". *Current Biology*.
Acces: [https://www.cell.com/current-biology/abstract/S0960-9822\(25\)01188-1](https://www.cell.com/current-biology/abstract/S0960-9822(25)01188-1)
- Keuling, O.; Stier, N.; & Roth, M. (2008). How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa*? *European Journal of Wildlife Research*, 54, 729-737.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0204-9>
PDF: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10344-008-0204-9.pdf>
- Keuling, O. 2010. Managing wild boar — considerations for wild boar management based on game biology data. PhD Thesis. Technische Universität Dresden.
<https://slub.qucosa.de/api/qucosa:1137/attachment/ATT-0/>
- Keuling, O.; Baubet, E.; Duscher, A.; Ebert, C.; Fischer, C.; Monaco, A.; Podgórski, T.; Prevot, C.; Ronnenberg, K.; Sodeikat, G.; Stier, N.; & Thurfjell, H. (2013). Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0733-8>
- Kilgo, J. C. et al. (2023). Assessing whole-sounder removal versus traditional control for reducing invasive wild pig (*Sus scrofa*) populations. *Pest Management Science*.
Acces (PDF autorizat): https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/2023/ja_2023_kilgo_001.pdf
- Kirkpatrick, J. F.; Lyda, R. O.; & Frank, K. M. (2011). Contraceptive vaccines for wildlife: a review. *American Journal of Reproductive Immunology*, 66(1), 40–50.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0897.2010.00976.x>
- Lagos, L. et al. (2012). *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0614-6>
- Lombardini, M.; Meriggi, A.; & Fozzi, A. (2017). Wild boar damage to agriculture in Sardinia: spatio-temporal analysis. *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1107-3>
- MAFRA — Republic of Korea (2023). *Prevention of ASF dispersal in wild boar*.
<https://www.fao.org/animal-health/events/events-detail/global-consultation-on-african-swine-fever-control/en/>
- Malmsten, A. et al. (2017). The reproductive pattern and potential of free ranging female wild boars (*Sus scrofa*) in Sweden. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 59:52.
DOI: <https://doi.org/10.1186/s13028-017-0321-0>
- Massei, G.; Roy, S.; & Bunting, R. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? *Pest Management Science*, 71(4), 492-500.
DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
- Massei, G. & Genov, P. (2004). The demographic characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *Journal of Zoology*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb03845.x>
- Massei, G.; & Cowan, D. (2014). Fertility control to mitigate human–wildlife conflicts: a review. *Wildlife Research*, 41(1), 1–21.
DOI: <https://doi.org/10.1071/WR13141>

- Massei, G.; Kindberg, J.; Licoppe, A.; Gačić, D.; Šprem, N.; Kamler, J.; Baubet, E.; Hohmann, U.; Monaco, A.; Ozoliņš, J.; Cellina, S.; Podgórski, T.; Fonseca, C.; Markov, N.; Pokorny, B.; Rosell, C.; & Náhlik, A. (2015). Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Science*. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.3965>
- Massei, G. (2023). Fertility Control for Wildlife: A European Perspective. *Animals*, 13(3), 428.
- Maselli, V.; Ripa, D.; Russo, G.; Ligrone, R.; Soppelsa, O.; D'Aniello, B.; Raia, P.; & Fulgione, D. (2014). Wild boars' social structure in the Mediterranean habitat. *Italian Journal of Zoology*, 81(4), 610–617. DOI: <https://doi.org/10.1080/11250003.2014.953220>
- Mayer, J.J. (2014). Estimated feral pig vehicle collision damages in the United States. *Human-Wildlife Interactions. Wildlife Management Extension, Savannah River Site*. [Citat per Texas Parks and Wildlife Department: https://tpwd.texas.gov/huntwild/wild/nuisance/feral_hogs/]
- McKee, C. et al. (2026). Wild pigs, wild costs: the economic consequences of wild pig invasions in the United States. *Pest Management Science*. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.70247>
- Melis, C.; Jedrzejewska, B.; Apollonio, M.; Barton, K. A.; Jedrzejewski, W.; Linnell, J. D. C.; Kojola, I.; Kusak, J.; Adamic, M.; Ciuti, S.; Delehan, I.; Dykyy, I.; Krapinec, K.; Mattioli, L.; Sagaydak, A.; Samchuk, N.; Schmidt, K.; Shkvyrya, M.; Sidorovich, V. E.; Zawadzka, B.; & Zhyla, S. (2006). Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*, 33(5), 803–811. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01434.x>
- Meteocat: <https://www.meteocat.cat>
- Milner, J. M.; Nilsen, E. B.; & Andreassen, H. P. (2006). Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology*, 21(1), 36–47. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00591.x>. PDF (ResearchGate): https://www.researchgate.net/profile/Joshua-Milner/publication/6599090_Demographic_side_effects_of_selective_hunting_in_ungulates_and_carnivores/links/5b0c3c0a4585157f871f8e3c/Demographic-side-effects-of-selective-hunting-in-ungulates-and-carnivores.pdf
- Minuartia / Direcció General de Carreteres (dos mil doce). Estudi de l'accidentalitat provocada per animals en llibertat a la xarxa de carreteres de la Generalitat de Catalunya (dos mil set – dos mil onze). Generalitat de Catalunya. Disponible a: <https://agricultura.gencat.cat/web/.content/06-medi-natural/caca/dades-divulgacio/informes-tecnics/fitxers-binariis/estudiaccidentalitatanimalsenllibertat2007-2011dgc-tesvext.pdf>
- Montagnaro, S.; De Martinis, C.; Sasso, S.; Ciarcia, R.; Damiano, S.; Auletta, L.; Iovane, V.; Zottola, T.; & Pagnini, U. (2015). Viral and antibody prevalence of hepatitis E in European wild boars (*Sus scrofa*) and hunters at zoonotic risk in the Latium region. *Journal of Comparative Pathology*, 153(1), 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcpa.2015.04.006>
- Morelle, K.; Lehaire, F.; & Lejeune, P. (2015). Spatio-temporal patterns of wild boar habitat use and risk perception in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0257-8> PDF: <https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/187701/1/Morelle%20et%20al%202015.pdf>

- Morelle et al. (2013). Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions. *Nature Conservation*.
DOI: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.4634>
- Mur, L. et al. (2016). Preventive measures aimed at minimizing the risk of African swine fever virus spread in pig farming systems. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 58:82.
DOI: <https://doi.org/10.1186/s13028-016-0264-x>
- Mur, L. 2024. Scientific report on risk factors for African swine fever. EFSA Workshop for Chief Veterinary Officers on ASF risk factors. Brussel·les, 5 novembre 2024.
<https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2024-11/1-asf-risk-factors-lm.pdf>
- Nores, C.; Llana, L.; & Alvarez, A. (2008). Wild boar *Sus scrofa* mortality by hunting and wolf *Canis lupus* predation: an example in northern Spain. *Wildlife Biology*.
PDF: <https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/handle/10651/6883/WildBoar.pdf?isAllowed=y&sequence=1>
- Nores, C. et al. (2026). Improving connectivity is key for restoring large mammals and human safety. A response to “Introducing European bison in Iberia: Road safety concerns. A comment to Nores et al., 2024”. *Conservation Science and Practice*, 8(4), e70261.
DOI: <https://doi.org/10.1111/csp2.70261>
- Olejarz, A. et al. (2024). Experience shapes wild boar spatial response to drive hunts. *Scientific Reports*.
DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-71098-8>
Acces: <https://www.nature.com/articles/s41598-024-71098-8>
Text complet (PMC): <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC11358132/>
- Olesen, A.S.; Lazov, C.M.; Accensi, F.; Johnston, C.M.; Rasmussen, T.B.; Bøtner, A. et al. 2025. Evaluation of the dose of African swine fever virus required to establish infection in pigs following oral uptake. *Pathogens* 14, 119. <https://doi.org/10.3390/pathogens14020119>
- Oļševskis, E. (2023) – Early detection of ASF in wild boar
<https://www.fao.org/animal-health/events/events-detail/global-consultation-on-african-swine-fever-control/en/>
<https://www.woah.org/en/what-we-do/animal-health-and-welfare/animal-diseases/african-swine-fever/>
- Orazi, V. et al. (2024). Wolf and wild boar in the Alps: trophic, temporal and spatial interactions in an Alpine protected area. *Global Ecology and Conservation*.
Acces: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989424004578>
- Oura, C. 2023. *WOAH standards for modified live vaccines against ASF*. Consulta Global FAO sobre PPA. Roma, desembre 2023.
https://rr-africa.woah.org/app/uploads/2024/07/cd1398en.pdf?utm_source=chatgpt.com
- Pepin, K. M. (2023). A Critical Look at Wild Pig Elimination: Myths and Facts. *Human-Wildlife Interactions*.
PDF: <https://digitalcommons.usu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1839&context=hwi>
- Pew Charitable Trusts (2026). *Wildlife Crossings Save Lives, Cut Costs, and Protect Animals*. Fact Sheet (febrer 2026).
<https://www.pew.org/en/research-and-analysis/fact-sheets/2026/01/wildlife-crossings-save-lives-cut-costs-and-protect-animals>
- Pimentel, D. et al. (2007). Economic and Environmental Threats of Alien Plant, Animal, and Microbe Invasions. In: Pimentel, D. (ed.) *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. CRC Press.
<https://www.researchgate.net/profile/Jan-Janecka-2/publication/>

[291800025 Economic and environmental threats of alien plant animal and microbe invasions/links/57bc4a8c08ae51eef1f61b10/Economic-and-environmental-threats-of-alien-plant-animal-and-microbe-invasions.pdf](https://doi.org/10.1111/tbed.12910)

- Podgórski, T. & Śmietanka, K. (2018). Do wild boar movements drive the spread of African Swine Fever? *Transboundary and Emerging Diseases*, 65, 1–9.
DOI: <https://doi.org/10.1111/tbed.12910>
- Podgorski, T. et al. (2014). Long-lasting, kin-directed female interactions in a spatially structured wild boar social network. *PLOS ONE*, 9(6): e99875.
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099875>
PDF: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0099875&type=printable>
- Podgorski, T. et al. (2026). Impact of hunting modality on social contacts in wild boar populations across Europe. *Journal of Applied Ecology*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70230>
PDF: <https://openpub.fmach.it/retrieve/702e91af-cc6e-4575-b1e5-071c5fd4c1d8/2026%20JAE%20Cagnacci.pdf>
Dataset (Dryad): <https://datadryad.org/dataset/doi:10.5061/dryad.v41ns1s6p>
- Programa de seguiment del senglar (DARP/IDESCAT/senglar.cat) · Estudis TCAU Generalitat de Catalunya (2007–2023) · 30 parells quasi-experimentals identificats sobre 17 temporades amb $\Delta N \leq 15\%$ i $\Delta TMP \geq 5pp$.
- Poteaux, C.; Baubet, E.; Kaminski, G.; Brandt, S.; Dobson, F. S.; & Baudoin, C. (2009). Socio-genetic structure and mating system of a wild boar population. *Journal of Zoology*, 278, 116–125. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2009.00553.x>
- Putzu et al. (2014).
DOI: <https://doi.org/10.1080/11250003.2014.945974>
- Ransom, J. I.; Powers, J. G.; Garrott, R. A.; Oehler, M. W.; & Nett, T. M. (2014). Wildlife fertility control: ecological effects and management applications. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 409–415.
DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12166>
- Raynor, J. L.; Grainger, C. A.; & Parker, D. P. (2021). Wolves make roadways safer, generating large economic returns to predator conservation. *PNAS*.
DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2023251118>
- Reidy, M. M., et al. (2008). *Wildlife Society Bulletin*.
DOI: <https://doi.org/10.2193/2007-089>
- Rodriguez-Morales et al. (2013). *Accident Analysis & Prevention*.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aap.2013.07.032>
- Rosell, C. (1998). *Biologia i ecologia del senglar (Sus scrofa L., 1758) a dues poblacions del nord-est iberic. Aplicació a la gestió*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.
Acces: <https://diposit.ub.edu/items/84c46913-4fec-42d8-9cf2-222fff2dee4>
- Rosell, C. & Llimona, F. (2012). *Gestió del senglar en ambients periurbans*. Diputació de Barcelona (informe tècnic institucional).
PDF: https://agricultura.gencat.cat/web/.content/06-medi-natural/caca/dades-divulgacio/informes-tecnics/fitxers-binariis/23.senglars_zones_urbanes_08.pdf
- Rosell, C.; Navàs, F.; Romero, S. & de Dalmases, I. 2004. Activity patterns and social organization of wild boar (*Sus scrofa L.*) in a wetland environment: preliminary data on the effects of shooting individuals. *Galemys* 16 (nº especial): 157–166.
<https://secem.es/wp-content/uploads/2013/03/Galemys-16-NE-16.pdf>

- Rutten, A. et al. (2020). Remote sensing for wildlife crop damage assessment. *Remote Sensing*.
DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12010123>
- Safety. Consequences of increases in wild boar-vehicle accidents (Sweden) on injuries and costs.
DOI: <https://doi.org/10.3390/safety4040053>
- Schlageter, A., & Haag-Wackernagel, D. (2012). *European Journal of Wildlife Research*.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0657-8>
- Schley, L., & Roper, T. J. (2003). *Mammal Review*.
DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2907.2003.00012.x>
- Schulz, K. & Sauter-Louis, C. 2024. Four years of ASF in Germany — experiences in fencing. Workshop for Chief Veterinary Officers on African Swine Fever risk factors. Brussel·les, 5 novembre 2024. EFSA/ DG SANTE <https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2024-11/2-four-years-asf-germany.pdf>
- Scillitani, L.; Monaco, A.; & Toso, S. (2010). Do intensive drive hunts affect wild boar (*Sus scrofa*) spatial behaviour in Italy? *European Journal of Wildlife Research*, 56, 307-318.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0314-z>
Acces: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10344-009-0314-z>
- Seiler, A. (2004). Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology*.
DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.2004.036>.
- Sehl-Ewert, J.; Deutschmann, P.; Breithaupt, A.; Blome, S. 2022. Pathology of African swine fever in wild boar carcasses naturally infected with German virus variants. *Pathogens* 11, 1386.
<https://doi.org/10.3390/pathogens11111386>
- Servanty, S. et al. (2009). Pulsed resources and climate-induced variation in reproductive traits under high hunting pressure. *Journal of Animal Ecology*.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01579.x>
PDF: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2656.2009.01579.x>
- Servanty, S. et al. (2011). Influence of harvesting pressure on demographic tactics: implications for wildlife management. *Journal of Applied Ecology*, 48, 835-843.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02017.x>
PDF: <https://oliviergimenez.github.io/pubs/Servantyetal-2011-JPE.pdf>
- Servei Alimentari i Veterinari de l'Estat de Lituània. 2024. African swine fever in Lithuania. Workshop for Chief Veterinary Officers on African Swine Fever risk factors. Brussel·les, 5 novembre 2024.
<https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2024-11/3-african-swine-fever-lithuania.pdf>
- Seržants, M. 2024. Wild boar population management in Latvia. Workshop for Chief Veterinary Officers on African Swine Fever risk factors. Brussel·les, 5 novembre 2024.
<https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2024-11/4-wild-boar-population-management-latvia.pdf>
- Richter, M.; Schulz, K.; Elflein, T.; Achterberg, J.; Oļševskis, E.; Seržants, M. et al. 2023. The first eighteen months of African swine fever in wild boar in Saxony, Germany and Latvia — a comparison. *Pathogens* 12, 87. <https://doi.org/10.3390/pathogens12010087>
- Sodeikat, G. & Pohlmeier, K. (2003). Escape movements of family groups of wild boar (*Sus scrofa*) influenced by drive hunts in Lower Saxony, Germany. *Wildlife Biology*, 9 (Suppl.), 43-49.
DOI: <https://doi.org/10.2981/wlb.2003.063>
PDF: <https://bioone.org/journals/wildlife-biology/volume-9/issue-s1/wlb.2003.063/Escape-movements-of-family-groups-of-wild-boar-Sus-scrofa/10.2981/wlb.2003.063.pdf>
- Standing Group of Experts on African Swine Fever (GF-TADs). (2019). ASF in wild boar: management and biosecurity during hunting. FAO / WOAHA / European Commission.

DOI: (no disponible)

Accés oficial: https://rr-europe.woah.org/app/uploads/2019/11/3_sge-asf9_handbook-biosecurity.pdf

- Steiner, W.; Schöll, E. M.; Leisch, F.; & Hackländer, K. (2021). Temporal patterns of roe deer traffic accidents: Effects of season, daytime and lunar phase. PLOS ONE, 16(3): e0249082.
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249082>.
PDF: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0249082&type=printable>
- Siu, W. Y. (2023). Wildlife Crossing Ahead: Costs and Benefits of Avoided Collisions. (working paper).
DOI: Working paper (normalment sense DOI)
PDF: <https://www.thecgo.org/wp-content/uploads/2023/04/wildlife-crossing-ahead-costs-and-benefits-of-avoided-collisions.pdf>
- Stoen, O.-G. et al. (2015). Brown bear response to human activity: landscape of fear effects. Behavioral Ecology.
DOI: <https://doi.org/10.1093/beheco/arv102>
PDF: <https://academic.oup.com/beheco/article-pdf/26/6/1467/16825791/arv102.pdf>
- Swanenburg, M. et al. (2023). Risk of African swine fever incursion into the Netherlands by wild boar carcasses and meat carried by Dutch hunters from hunting trips abroad. Microbial Risk Analysis, 25:100276.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mran.2023.100276>
- Tack, J. (2018). Wild Boar (*Sus scrofa*) populations in Europe: a scientific review of population trends and implications for management.
PDF: <https://wildbeimwild.com/wp-content/uploads/2023/08/12-Tack-J-Wild-Boar-Population-Trends-in-Europe-2018.pdf>
- Tarjuelo, R.; Luque-Larena, J. J.; & Mougeot, F. (2024). Moving towards an ecological management of overabundant ungulates: insights from wildlife-vehicle collisions and hunting bag data. European Journal of Wildlife Research, 70:51.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-024-01801-7>
- Tanner, E.; White, A.; & Acevedo, P. (2019). Wolves contribute to disease control in wild boar populations by selectively removing infected individuals. Journal of Animal Ecology.
DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12995>.
Acces: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2656.12995>.
PDF: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1365-2656.12995>
- Taylor, R. B. (Texas Parks and Wildlife Department). The Feral Hog in Texas. TPWD, Austin, Texas.
PDF: https://tpwd.texas.gov/publications/pwdpubs/media/pwd_bk_w7000_0195.pdf
- Texas A&M AgriLife Extension Service. Feral Hog Population Growth, Density and Harvest in Texas (SP-472).
Acces: <https://agrilifeextension.tamu.edu/>
- Texas Parks and Wildlife Department / Nuisance Wildlife Program. Wild Pigs in Texas.
https://tpwd.texas.gov/huntwild/wild/nuisance/feral_hogs/
- Therbo et al. (2009). Trauma (Dinamarca).
DOI: <https://doi.org/10.1097/TA.0b013e3181b00f6c>
- Thurfjell, H. et al. (2013). Effects of hunting on wild boar spatial behaviour. European Journal of Wildlife Research, 59, 605-613.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0714-8>
PDF: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10344-013-0714-8.pdf>

- Thurfjell et al. (2015). *Landscape and Urban Planning*.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.015>
- Thurfjell, H. et al. (2013). *Wildlife Biology* 19(1): 89-91.
DOI: <https://doi.org/10.2981/12-027>
Acces: <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2981/12-027>
- Tomljanovic. Firearm-related hunting accidents in Croatia.
DOI: <https://doi.org/10.15177/seefor.25-23>
- Vidrih, M., & Trdan, S. (2008). *Acta Agriculturae Slovenica*.
DOI: <https://doi.org/10.2478/v10014-008-0014-9>
- WOAH (2019). African swine fever in wild boar: ecology and biosecurity (web manual).
PDF: <https://www.woah.org/app/uploads/2021/03/en-manual-asfinwildboar-2019-web.pdf>
- WOAH RR-Europe / GF-TADs (2019). ASF in wild boar (management) and biosecurity measures during hunting (handbook).
PDF: https://rr-europe.woah.org/app/uploads/2019/11/3_sge-asf9_handbook-biosecurity.pdf WHO — FAO — WOA — UNICEF — UNEP (2022) One Health Joint Plan of Action (2022–2026): Working together for the health of humans, animals, plants and the environment.
Acceso oficial (OMS): <https://www.who.int/publications/i/item/9789240059139>.
PDF directo: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240059139>
- World Forensic Science (2024). The relevance of gunshot residues in forensic science.
DOI: <https://doi.org/10.1002/wfs2.1472>
- BMJ (2024). Firearm availability and firearm incidents (start of US hunting seasons).
DOI: <https://doi.org/10.1136/bmj-2024-082324>
- European Journal of Public Health.
DOI: <https://doi.org/10.1093/eurpub/cky137>
- Antonson, H.; Jägerbrand, A.; & Ahlström, C. (2015). Experiencing moose and landscape while driving: A simulator and questionnaire study. *Journal of Environmental Psychology*, 41, 91–100. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2014.11.010>
- Balčiauskas, L.; Kučas, A.; & Balčiauskienė, L. (2025). A Review of Wildlife–Vehicle Collisions: A Multidisciplinary Path to Sustainable Transportation and Wildlife Protection. *Sustainability*, 17, 4644. DOI: <https://doi.org/10.3390/su17104644>
- Bíl, M. et al. (2025). Wildlife-vehicle collision liability in Europe: A review of existing approaches and their implications. *Journal of Environmental Management*, 380, 124986. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124986>
- Gren, I.-M.; & Jägerbrand, A. (2019). Calculating the costs of animal-vehicle accidents involving ungulates in Sweden. *Transportation Research Part D*, 70, 112–122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.03.008>
- Pakula, C.J.; Rhodes, O.E. Jr.; & DeVault, T.L. (2026). Evaluating causes of animal-vehicle collisions through the lens of driver behavior. *Accident Analysis and Prevention*, 225, 108314.
- Seiler, A.; Olsson, M.; Rosell, C.; & van der Grift, E. (2016). Cost-benefit analyses for wildlife and traffic safety. SAFEROAD Technical Report 4. CEDR Transnational Road Research Programme.
- Seiler, A.; Sjölund, M.; Rosell, C.; Torrellas, M.; et al. (2016). Case studies on the effect of local road and verge features on ungulate-vehicle collisions. SAFEROAD Technical Report 7. CEDR Transnational Road Research Programme. Guberti, V. & Gervasi, V. 2023. *Ecology of ASF in wild boar*. Consulta Global FAO sobre PPA. Roma, desembre 2023.

- Kawata, Y. (2009). Can human hunters substitute for large carnivores? An examination based on disease in ungulate populations. *Estonian Journal of Ecology*, 58(3), 181–191. DOI: <https://doi.org/10.3176/eco.2009.3.03>
- Wild, M. A.; Hobbs, N. T.; Graham, M. S.; & Miller, M. W. (2011). The role of predation in disease control: a comparison of selective and nonselective removal on prion disease dynamics in deer. *Journal of Wildlife Diseases*, 47(1), 78–93. DOI: <https://doi.org/10.7589/0090-3558-47.1.78>

ANNEX — Correlació TMP/TNB per temporades (1998/99–2023/24)

Taula A1. Correlació direccional entre TMP i TNB per a cada transició de temporada

Criteri: hi ha correlació (✓) quan TMP i TNB es mouen en la mateixa direcció d'una temporada a la següent (ambdues pugen o ambdues baixen). En total s'avaluen 25 transicions.

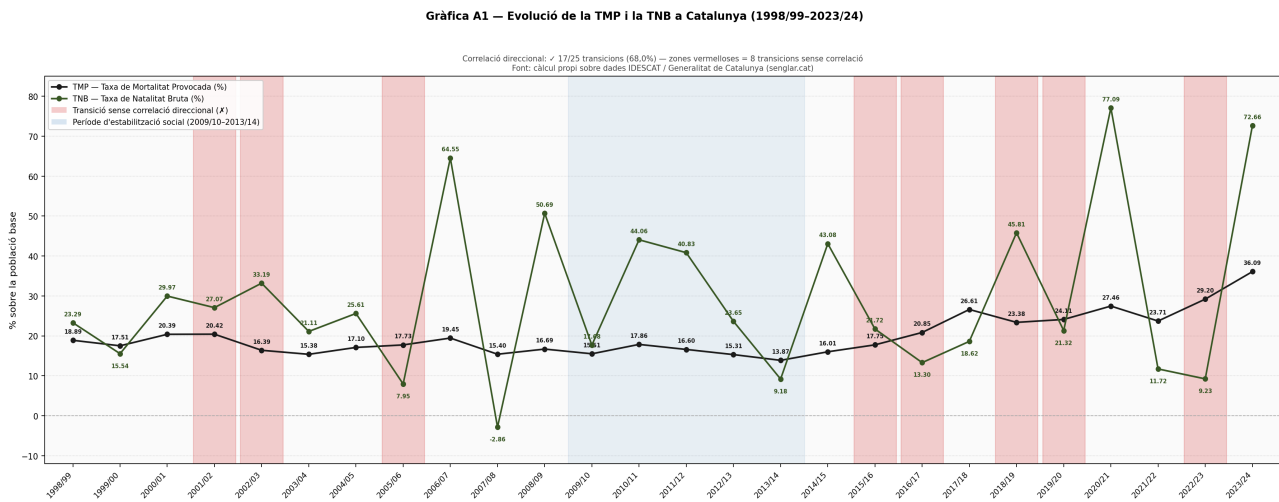
Temporada	TMP (%)	TNB (%)	Variació TMP	Correlació TMP↔TNB
1998/99	18.89%	38,95 %		-
1999/00	15.54%	0,12%	↓ 1.38%	✓
2000/01	20.39%	29.97%	↑ +2.88%	✓
2001/02	20.42%	27.07%	↑ +0.03%	✗
2002/03	16.39%	33.19%	↓ 4.03%	✗
2003/04	15.38%	21.11%	↓ 1.01%	✓
2004/05	17.10%	25.61%	↑ +1.72%	✓
2005/06	17.73%	7.95%	↑ +0.63%	✗
2006/07	19.45%	64.55%	↑ +1.72%	✓
2007/08	15.40%	-2.86%	↓ 4.05%	✓
2008/09	16.69%	50.69%	↑ +1.29%	✓
2009/10	15.51%	17.68%	↓ 1.18%	✓
2010/11	17.86%	44.06%	↑ +2.35%	✓
2011/12	16.60%	40.83%	↓ 1.26%	✓
2012/13	15.31%	23.65%	↓ 1.29%	✓
2013/14	13.87%	9.18%	↓ 1.44%	✓
2014/15	16.01%	43.08%	↑ +2.14%	✓
2015/16	17.75%	21.72%	↑ +1.74%	✗
2016/17	20.85%	13.30%	↑ +3.10%	✗
2017/18	26.61%	18.62%	↑ +5.76%	✓
2018/19	23.38%	45.81%	↓ 3.23%	✗
2019/20	24.11%	21.32%	↑ +0.73%	✗
2020/21	27.46%	76,28%	↑ +3.35%	✓
2021/22	23.82%	13.55%	↓ 3.75%	✓
2022/23	29.36%	10.06%	↑ +5.49%	✗
2023/24	36.09%	72.66%	↑ +6.89%	✓
Transicions amb correlació confirmada (sobre 25 transicions):				17 / 25 (68%)

Resultat: 17 transicions confirmen correlació (✓) i 8 no la confirmen (✗). $17/25 = 68,0\%$.

Nota estadística: un test binomial sota la hipòtesi nul·la d'associació aleatòria ($p = 0,50$, $n = 25$) produeix una probabilitat acumulada de $p \approx 0,054$ (bilateral), suggerint que el patró és estadísticament distingible de la

coincidència al nivell convencional de significació. Cal interpretar aquest resultat amb cautela: el test assumeix independència entre observacions, condició que no és estrictament satisfeta en una sèrie temporal on cada temporada és parcialment dependent de l'anterior. El valor es reporta com a indicació orientativa de la magnitud del patró, no com a prova d'independència estadística.

Gràfica A1. Evolució de la TMP i la TNB a Catalunya (1998/99 - 2023/24)



Línia negra: TMP. Línia verda: TNB. Zones vermelloses: les 8 transicions sense correlació direccional.
Font: càlcul propi sobre dades IDESCAT / Generalitat de Catalunya (senglar.cat).

Taula A2. Dinàmica demogràfica del senglar (*Sus scrofa*) a Catalunya per temporades (1998/99–2024/25)

N: estimació oficial de la mida poblacional (senglar.cat / Generalitat de Catalunya). H: captures anuals declarades (IDESCAT). **TMP** (Taxa de Mortalitat Provocada): $H/N \times 100$. **N-H**: mida poblacional post-caça. **ΔN** (Increment net anual): $N_{t+1} - (N-H)_t$. **TNB** (Taxa de Natalitat Bruta): $\Delta N / (N-H) \times 100$. **Precip.**: precipitació anual (Meteocat); indicada només per a temporades amb sequera documentada.

Nota: durant els episodis de sequera documentada (2004/05–2006/07, precipitació descendent fins a 450 mm; i 2021/22–2023/24, precipitació fins a 450 mm), la combinació de pressió cinètica sostinguda i restricció hídrica no va ser suficient per reduir N: $\Delta N > 0$ en totes les temporades de sequera intensa (llevat de 2007/08, post-sequera: $\Delta N = -3.920 = -2,86\%$). Aquest patró és coherent amb la hipòtesi que la capacitat de càrrega K es mantingué alta per efecte del subsidi energètic antropogènic (Gortázar et al., 2026; Bloc 4), descartant la densodependència clàssica com a explicació suficient. Per a la sèrie completa de correlació direccional TMP–TNB (68%; $p \approx 0,054$), vegeu Annex

Llegenda:

- Sequera inicial (precipitació 500–540 mm) ■ Sequera intensa (precipitació < 500 mm) ■ TNB excepcional prèvia a la sequera (2020/21) ■ TNB > 50% (recuperació compensatòria intensa)

Temporada	N (Mida pobl. inicial estim.)	H (Captures IDESCAT/ senglar.cat)	TMP (H/N × 100 %)	N-H (Pobl. post-caça)	ΔN (Increment net anual)	TNB (ΔN/ (N-H))	Precip. (mm)
1998/99	116.226	21.952	18.89	94.274	36.721	38.95	—
1999/00	130.995	20.356	15.54	110.639	129	0.12%	—
2000/01	110.768	22.581	20.39	88.187	26.434	29.97	—
2001/02	114.621	23.405	20.42	91.216	24.689	27.07	—
2002/03	115.905	19.000	16.39	96.905	32.164	33.19	—
2003/04	129.069	19.846	15.38	109.223	23.057	21.11	577
2004/05	132.279	22.625	17.10	109.654	28.083	25.61	544
2005/06	137.737	24.418	17.73	113.319	9.007	7.95%	465
2006/07	122.326	23.789	19.45	98.537	63.601	64.55	450
2007/08	162.138	24.976	15.40	137.162	-3.920	-2.86	—
2008/09	133.242	22.238	16.69	111.004	56.271	50.69	—
2009/10	167.275	25.947	15.51	141.328	24.984	17.68	—
2010/11	166.312	29.696	17.86	136.616	60.197	44.06	—
2011/12	196.813	32.665	16.60	164.148	67.019	40.83	—
2012/13	231.168	35.393	15.31	195.775	46.309	23.65	—
2013/14	242.084	33.579	13.87	208.505	19.131	9.18%	—
2014/15	227.636	36.447	16.01	191.189	82.359	43.08	—
2015/16	273.548	48.547	17.75	225.001	48.868	21.72	—
2016/17	273.869	57.090	20.85	216.779	28.836	13.30	—
2017/18	245.615	65.351	26.61	180.264	33.566	18.62	—
2018/19	213.830	50.000	23.38	163.830	75.043	45.81	—
2019/20	238.873	57.586	24.11	181.287	38.643	21.32	—
2020/21	219.930	60.384	27.46	159.546	121.707	76.28	—

Temporada	N (Mida pobl. inicial estim.)	H (Captures IDESCAT/senglar.cat)	TMP (H/N × 100 %)	N-H (Pobl. post-caça)	ΔN (Increment net anual)	TNB (ΔN/(N-H))	Precip. (mm)
2021/22	281.253	66.995	23.82	210.933	28.582	13.55	531
2022/23	239.515	70.320	29.36	169.195	17.023	10.06	500
2023/24	186.218	67.209	36.09	119.009	86.473	72.66	450
2024/25	205.408	61.975	30.17	143.433	—	—	—

(*) 2024/25: no es disposa de les dades de la temporada següent en el moment d'elaboració d'aquesta taula; ΔN i TNB no calculables.
Font de N: senglar.cat (Generalitat de Catalunya). Font de H: IDESCAT/senglar.cat. Font de precipitació: Meteocat. TMP, ΔN i TNB: càlcul propi de l'autor (Alfredo Colomera) sobre dades oficials.