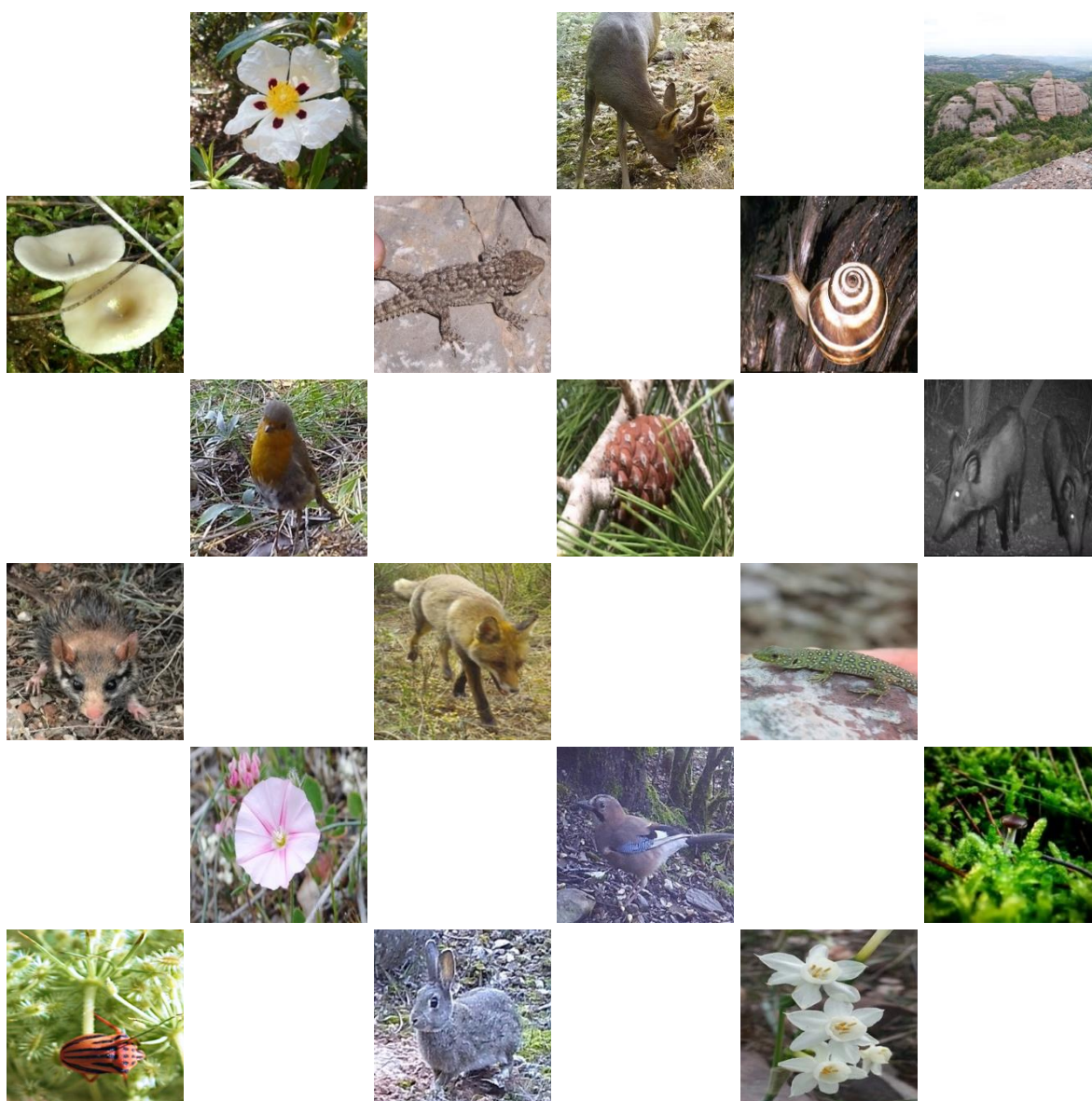


PLA DE SEGUIMENTS DE LA BIODIVERSITAT A SANT LLORENÇ DEL MUNT I L'OBAC, ANY 2021

CENTRE DE MONITORATGE DE LA BIODIVERSITAT DE
MUNTANYES MEDITERRÀNIES (CMBMM)

2021



**EQUIP DE
BIOLOGIA DE
LA CONSERVACIÓ**

EQUIP DE REDACCIÓ:

Roger Puig-Gironès

Joan Real Ortí

Equip de Biologia de la Conservació (EBC-UB).

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals & Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBIO).

Universitat de Barcelona.

Avinguda Diagonal

08036 Barcelona

Tècnics responsables de la Diputació de Barcelona:

Angel Miño (Director del Parc)

Daniel Pons (Tècnic de Conservació)

Oficines Tècniques de Parcs Naturals i de Planificació i Anàlisi Territorial

Gerència de serveis d'Espais Naturals

Àrea d'Infraestructures i Espais Naturals

Diputació de Barcelona

Comte d'Urgell, 187

08036 Barcelona

Fotografies de portada:

Vicenç Bros, Eudald Pujol-Buxò, Joan Real i Roger Puig-Gironès.

Cita recomanada:

Puig-Gironès, R & Real, J 2021. Pla de Seguiments de la Biodiversitat a Sant Llorenç del Munt i l'Obac, any 2021. Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies (CMBMM), Universitat de Barcelona, Barcelona. 51 pàgines.



ÍNDIX DE CONTINGUTS

1. EL CENTRE DE MONITORATGE DE LA BIODIVERSITAT	4
1.1. CONTEXT	4
1.2. SEGUIMENTS REALITZATS AL 2021	5
1.3. FUTUR DELS SEGUIMENTS, TASQUES I COL·LABORACIONS PEL 2022	6
2. L'ESTAT DE LES ESPÈCIES	8
2.1. GASTERÒPODES DE CODINA	8
2.2. ARTRÒPODES TERRESTRES	10
2.3. OCELLS COMUNS	13
2.4. RAPINYAIRES NOCTURNS	18
2.5. MICROMAMÍFERS	20
2.6. ESQUIROLS	23
2.7. LAGOMORFS	25
2.8. UNGULATS	27
3. L'ESTAT DELS HÀBITATS	28
3.1. COMPOSICIÓ DE L'HÀBITAT	28
3.2. ESTRUCTURA DE L'HÀBITAT	31
3.3. DENSITAT FORESTAL	32
3.4. NECROMASSA	34
4. L'ESTAT DELS PROCESSOS ECOLÒGICS	36
4.1. PRODUCCIÓ PRIMÀRIA	36
4.2. DEPRADADORS	46
5. ELS EFECTES DELS FACTORS DE CANVI	48
5.1. CANVI CLIMÀTIC	48
5.2. INCENDIS FORESTALS	50
6. CONCLUSIONS	52
7. DIVULGACIÓ	54
AGRAÏMENTS	56
BIBLIOGRAFIA	58
ANNEXES	60

1. EL CENTRE DE MONITORATGE DE LA BIODIVERSITAT

1.1. Context

L'any 2016 va crear el Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies (CMBMM) al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (des d'ara PNSLL) impulsat per la Diputació de Barcelona i la Universitat de Barcelona (Equip de Biologia de la Conservació (EBC-UB) del Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals i IRBIO) i amb el suport de la Fundación Biodiversidad (Puig-Gironès & Real 2017, 2018; Puig-Gironès & Real 2019).

L'objectiu principal del Centre és la realització i foment del seguiment de la biodiversitat a llarg termini com a eina per conèixer l'estat de les espècies, hàbitats i processos ecològics en el marc de canvi local i global, per tal que els coneixements obtinguts puguin ser útils en la gestió i conservació. La creació del Centre respon, doncs, a la necessitat de disposar d'eines i generar informació que permetin detectar les variacions i tendències de la biodiversitat al llarg del temps per anticipar les actuacions de gestió i conservació per a revertir, si fos el cas, les tendències negatives de la biodiversitat així com poder establir una gestió adaptativa.

L'àrea de treball inicial del projecte és el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac, àrea representativa d'ecosistemes mediterranis, però a la vegada amb particularitats que li donen rellevància (endemismes, espècies amenaçades, xarxes tròfiques específiques i problemàtiques de conservació) i un marc adequat on establir indicadors representatius d'espècies, hàbitats, processos ecològics i factors de canvi.

Durant el primer any de funcionament del Centre es van crear les bases d'informació a partir de les quals es van establir els indicadors de seguiment a llarg termini i es van determinar els seguiments prioritaris a desenvolupar i analitzar en l'àmbit de les muntanyes mediterrànies (Puig-Gironès & Real 2017). Aquests indicadors de les espècies, els hàbitats, els processos ecològics i els factors de canvi proposats són els que marquen l'ordre i informació reunida en aquesta memòria.

El segon pas del Centre va ser la selecció de les àrees d'implementació, és a dir es van definir les escales de seguiments en funció de les necessitats de mostreig de cadascun dels Seguiments prioritaris. Aquestes escales de seguiment foren l'escala de punt, de parcel·la i macroescala (Puig-Gironès & Real 2018). Els seguiments a escala de punt s'emmarquen en una escala petita o concreta per a espècies o processos localitzats geogràficament. Aquests han de permetre monitoritzar aquells indicadors que requereixen de seguiments molt puntuals, específics i concrets a causa de l'escassa representativitat de l'hàbitat on es localitzen, per l'especificitat de l'hàbitat que ocupen. Els seguiments a escala de parcel·la dins d'un hàbitat homogeni i de continuïtat constant, han de permetre conèixer, a escala fina, les variacions i tendències dels diferents indicadors. Aquests han de permetre monitoritzar els diferents indicadors seleccionats en una mateixa àrea i, per tant, establir interaccions entre ells segons els hàbitats (p. ex.: xarxes tròfiques, pol·linització, descomposició, etc.). Aquestes parcel·les reben el nom de Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) i se'n localitza un mínim de quatre parcel·les en els hàbitats escollits. Finalment, els seguiments a macroescala corresponen a aquells casos en que els indicadors i els processos a seguir requereixen d'un monitoratge a escala ampla (Parc, massís, vessant, cinglera, etc.), donada la gran mobilitat, ubiquïtat o afectació dels indicadors (p. ex.: aforestació, predadors, etc.). Els seguiment a nivell de macroescala seguiran protocols i dimensions en funció de l'indicador específic a seguir, tanmateix, tots ells abastaran extensions considerables de la regió on es duren a terme.

El tercer pas va ser la redacció de protocols dels seguiments i la seva implementació, divulgació i transferència, així com la creació de sinèrgies amb altres organismes responsables del seguiment de la biodiversitat (administracions, investigadors, professionals, ONGs) amb la intenció que es puguin establir xarxes de seguiment a escales més àmplies (Xarxa de Parcs de la Diputació de Barcelona, Catalunya, L-TER) en especial en el marc de la Xarxa Natura 2000 (Puig-Gironès & Real 2019).

L'any 2018 es varen iniciar alguns dels seguiments de la biodiversitat previstos, els que s'han anat augmentant en nombre i que varen ser recopilats en els l'informes 2019 i 2020 del CMBMM (Puig-Gironès & Real 2020b, a).

1.2. Seguiments realitzats al 2021

Al llarg del 2021, en el marc del Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies es va dur a terme un gran nombre de seguiments, tot i que encara no s'han pogut implementar tots els seguiments planificats originalment per ser desenvolupats pel Centre (Puig-Gironès & Real 2017).

Per part de l'Equip de Biologia de la Conservació i la Universitat de Barcelona (EBC-UB) s'han realitzat els seguiments de gasteròpodes, ocells, rapinyaires nocturns, micromamífers, esquirols, lagomorfs, ungulats, carnívors, estructura i composició de l'hàbitat, densitat forestal, necromassa, caracterització del sòl, producció de bolets, producció de pinyes, producció d'agllans i producció vegetal. Aquest seguiments han comportat un esforç de camp aproximat de 200 dies (Taula 1). Alhora gràcies a altres equips d'investigadors i d'institucions s'ha pogut completar alguns d'aquests seguiments com els gasteròpodes (amb el suport de la guarderia del Parc), els micromamífers (col·laborant amb el projecte SEMICE del Museu de Granollers i a la participació de la Guarderia del Parc), rapinyaires nocturns (amb la col·laboració de l'ADENC i voluntariat), carnívors i ungulats (amb la participació de la Guarderia del Parc) o les dades meteorològiques (recull de dades del Parc, del Servei de Meteorologia de la Generalitat de Catalunya, però recopilat, ordenat i analitzat per l'EBC-UB). Enguany, també s'han testat les metodologies per a artròpodes terrestres, amb el suport del grup de recerca ZOOSYSEVO de la UB, i de quiròpters, amb el suport extern del Museu de Granollers per a la seva futura inclusió. També s'han realitzat els mostres de la caracterització dels sòls, tot i que els resultats no s'obtidran fins el 2022, degut a que l'anàlisi i processat de les mostres encara requereix de cert temps.

Taula 1

Es mostren els seguiments duts a terme per l'Equip de Biologia de la Conservació (EBC-UB) i d'altres grups de la Universitat de Barcelona al llarg del 2021, els períodes i l'esforç de camp a nivell especial i temporal aproximat.

Seguiment	Període de seguiment	Esforç de camp	
Gasteròpodes	Febrer – març	4 parcel·les	4 dies (20 hores)
	Octubre – novembre	4 parcel·les	4 dies (20 hores)
Artròpodes terrestres	Setembre – octubre	4 parcel·les	6 dies (48 hores)
Ocells	Gener	42 punts d'escolta	8 dies (28 hores)
	Març - abril	42 punts d'escolta	8 dies (28 hores)
	Abril - maig	42 punts d'escolta	8 dies (28 hores)
Rapinyaires nocturns	Desembre 2020 – febrer 2021	20 punts	6 dies (24 hores)
Micromamífers	Maig – juny	24 parcel·les	22 dies (132 hores)
	Octubre – novembre	24 parcel·les	22 dies (132 hores)
Esquirols	Març – abril	30 transsectes	5 dies (40 hores)
Lagomorfs	Desembre – gener	30 transsectes	5 dies (40 hores)
	Juny – juliol	50 transsectes	10 dies (40 hores)
Quiròpters	Juliol – agost	24 parcel·les	6 dies (48 hores)
Ungulats i Carnívors	Gener – maig	22 + 12 punts	15 dies (90 hores)
Estructura i composició de l'hàbitat, necromassa i caracterització del sòl	Maig – juliol	28 parcel·les	22 dies (172 hores)
Densitat forestal	Octubre – desembre	20 parcel·les	7 dies (56 hores)
Producció de bolets	Octubre – desembre	20 parcel·les	15 dies (90 hores)
Producció de pinyes	Setembre – octubre	16 parcel·les	6 dies (32 hores)
Producció d'agllans	Octubre – novembre	12 parcel·les	24 dies (192 hores)

El contingut i elaboració d'aquest informe respon al Conveni de Col·laboració entre la Diputació de Barcelona i la Universitat de Barcelona, per a la realització d'actuacions del Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies (CMBMM) del 2021.

1.3. Futur dels seguiments, tasques i col·laboracions pel 2022

Durant l'any 2021 s'han mantingut reunions bilaterals entre representants de l'Àrea d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona i la Universitat de Barcelona per tal de tirar endavant la voluntat conjunta de les parts de crear sinergies amb el màxim d'investigadors de la Universitat de Barcelona (veure apartat 7), d'implementar activitats docents, tipus TFG i TFM, a través de la UB en el marc del Centre i proposar infraestructures de recerca i docent en el marc del Centre al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt.

Conseqüentment, es varen dur a terme contactes amb els tècnics del Parc Natural del Montseny, el del Parc del Montnegre - El Corredor, del Parc del Garraf, del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i de la Oficina Tècnica de Planificació i Anàlisi Territorial de la Diputació de Barcelona per tal d'implementar alguns dels seguiments als Parcs Naturals de gestió directa de la Diputació de Barcelona. Concretament, es van definir i concretar les tipologies i el nombre d'hàbitats a seguir en cada Parc. L'objectiu central era proposar seguiments transversals i, alhora, integrar i homogeneïtzar el que s'està duent a terme als Parcs, i unificar i complementar els seguiments que ja es duen a terme. A més es pretén proposar les localitzacions en funció de altres seguiments que s'hi duguin a terme, tipus, SEMICE, SISEBIO, inventaris forestals, etc. Queda, pendent implementar les parcel·les a camp i iniciar alguns seguiments al llarg del 2022 a els Parcs del Montseny, Garraf i Montnegre.

Enguany també s'han tancat altres col·laboracions de seguiment, treballs de final de grau i màster i pràctiques amb el CMBMM que persegueixen aquest mateix propòsit. Alguns d'aquest exemples:

- S'ha realitzat un segon mostreig d'artròpodes en quatre parcel·les per part de l'equip liderat pel catedràtic Miguel Arnedo de la Universitat de Barcelona. Els resultats d'aquest seguiment culminaran amb un TFG que es presentarà al 2022.
- S'han realitzat tres treballs finals de grau (TFG) amb alumnes de la Universitat de Barcelona, relacionats amb la producció d'agllans, d'aranyes i de mamífers carnívors.
- S'ha realitzat un treball final de màster (TFM), amb un alumne de la Universitat de Barcelona, relacionat amb l'abundància d'ocells
- El 2022 es duran a terme dos TFG relacionats amb la flora amenaçada i amb amfibis.
- S'han dut i es duran a terme pràctiques amb alumnes de la Universitat de Girona i de la Universitat Autònoma de Barcelona.
- Es continua la col·laboració amb membres de l'ADENC per desenvolupar el seguiment de quiròpters a les parcel·les del CMBMM i continua la col·laboració amb el grup Felis de la ICHN pel seguiment de carnívors al PNSLL i la vall de Marfà.

Paral·lelament, s'ha demanat un projecte a la Fundación Biodiversidad per poder incrementar els recursos i, per tant, els seguiments del CMBMM al PNSLL i als altres Parcs de gestió directa de la Diputació de Barcelona que es resoldrà al llarg del 2022 i que, en ser concedit, tindria una durada fins el 2025.

2. L'ESTAT DE LES ESPÈCIES

2.1. Gasteròpodes de codina

Indicador	Comunitat de gasteròpodes de les codines
Mètode i anàlisi	A la primavera i tardor es va cercar cargols durant 30 minuts en cinc cel·les de 10×10m situades a les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) (Puig-Gironès & Real 2019).

Resultats i discussió

En general, la comunitat de cargols xeròfils de les codines del PNSLL presenten un màxim d'individus a la primavera, respecte a la Tardor, amb la presència de juvenils y adults (Taula 2). Alhora, els nombre màxims es varen donar la primavera del 2021, essent una dada curiosa donada la primavera seca del 2021. Les codines que presenten major riquesa de microhàbitats també son aquelles que presenten major riquesa d'espècies, ja que a més de les espècies d'ambients xèrics també presenten espècies més característiques d'herbassars o de matollars.

Taula 2

Mitjana del nombre total d'individus de cargols trobats en 100m², la riquesa d'espècies i el nombre mig de *Xerocrassa montserratensis* entre la primavera i tardor de 2020 i 2021.

Parcel·la	Any	Època	Nombre d'individus	Riquesa d'espècies	<i>X. montserratensis</i>
Alzina del salari	2020	P	4.40	1.80	2.50
		T	5.20	2.20	3.50
	2021	P	8.40	1.80	1.67
		T	12.60	3.60	3.40
Coma d'en Vila	2020	P	4.40	1.60	2.00
		T	3.80	1.60	3.75
	2021	P	8.40	4.00	2.80
		T	7.60	2.20	6.50
Furriola	2020	P	8.20	1.80	5.80
		T	7.80	2.00	6.60
	2021	P	16.20	2.20	6.75
		T	12.60	2.80	7.60
Montcau	2020	P	6.40	2.20	2.00
		T	4.40	2.00	3.00
	2021	P	9.20	4.00	2.20
		T	5.00	2.60	3.25

Tot i que la bibliografia descriu que la *Xerocrassa montserratensis* mostra les majors abundàncies al Montcau, sembla que els majors nombres d'individus trobats a la Furriola responen al menor trepig de la codina, doncs l'accés a aquesta parcel·la és complicat (Figura 1). Per altre banda, a la primavera del 2021 el nombre d'individus trobats a la codina de la Coma d'en Vila ha experimentat un creixement molt important passant d'una mitjana de 3.75 a 6.5 individus. Amb els futurs mostreigs es podrà copsar com evoluciona aquesta població, però queda evident que ens falta conèixer la relació que es dona entre els gasteròpodes, els microhàbitats on habiten i les condicions climàtiques. En aquest sentit caldria implementar un seguiment de l'estructura i composició de la vegetació de cadascuna de les cel·les seguides per esbrinar aquestes relacions.

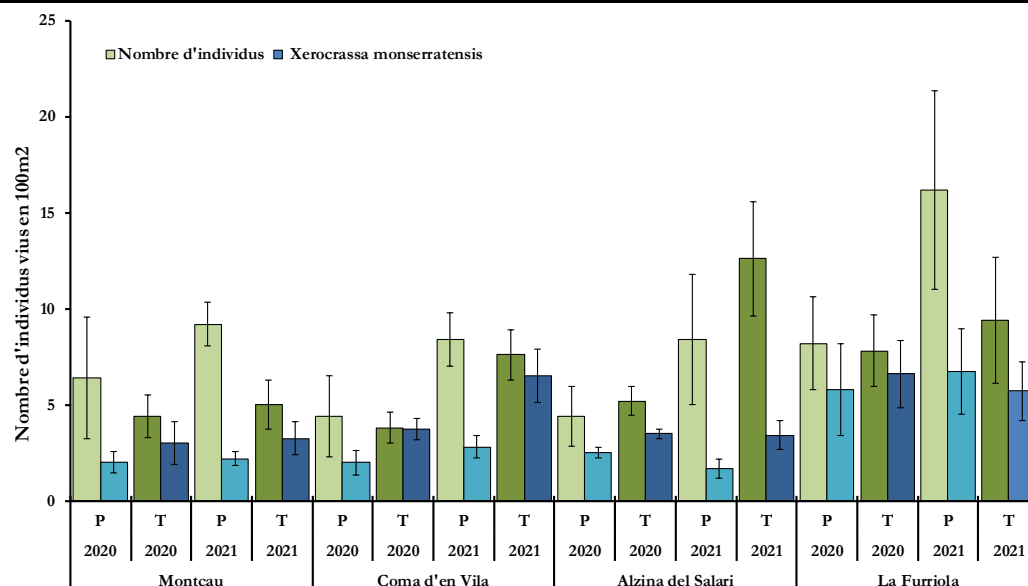


Figura 1

Es mostra el nombre d'individus total i el nombre d'individus de *X. montserratensis* per 100m² entre les quatre parcel·les de codines, en funció de l'estació (P= primavera; T= Tardor) i l'any.

Aquestes relacions també es poden donar amb altres organismes. Per exemple, es veu una interacció negativa entre el nombre total d'individus de gasteròpodes de codina i de senglar (Figura 2). De manera que en aquelles cel·les que presenten furgades de senglar tenen menor nombre de cargols xèrics i de *X. montserratensis*.

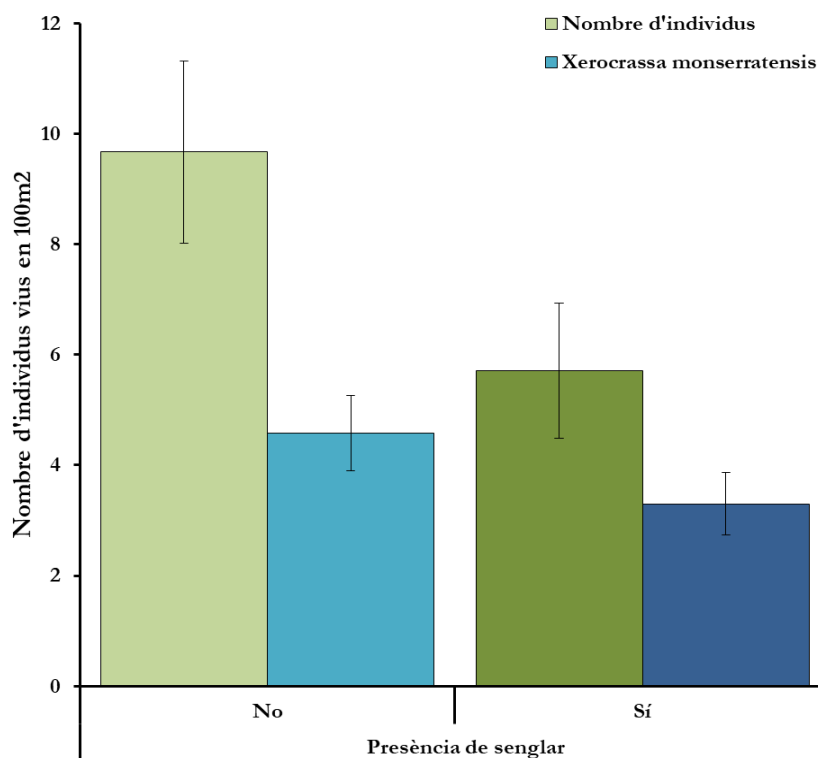


Figura 2

Es mostra el nombre d'individus total i el nombre d'individus de *Xerocrassa montserratensis* per 100m² condicionats per la presència de senglars.

2.2. Artròpodes terrestres

2.2.1. Aranyes

Indicador | Comunitat d'aranyes

Mètode i anàlisi

El mostreig COBRA (Cardoso 2009) es va dur a terme en quatre parcel·les de 50×50m dins de dues parcel·les d'Alzinar muntanyenc (AMY) i dues de Bosc de caducifolis (BCF). Els exemplars en van recol·lectar mitjançant un mostreig indirecte de 48 paranys de caiguda a cada parcel·la i distribuïts uniformement. També es van dur a terme altres tres tècniques de recol·lecció directa, tant de dia com de nit: batre, escombrat i mostreig aeri. Batre consisteix a colpejar arbres o arbustos alts amb un pal, per sobre la cintura. L'escombrada consisteix a passar una xarxa d'escombrada dues o tres vegades per arbustos o herba, per sota la cintura. El mostreig aeri consisteix en l'aspiració directa d'individus que es mouen per sobre el terra.

Es va testar l'eficàcia del mètode COBRA per al projecte del CMBMM, derivant en un treball TFG de l'Albert Sevil (veure l'Annex 5 per consultar el treball sencer).

Resultats i discussió

Es van recollir un total de 5.252 aranyes, que representaven 27 famílies, 44 gèneres i 59 espècies. De totes les aranyes, 4.599 (87,5%) eren juvenils, 255 (4,8%) eren mascles i 398 (7,5%) eren femelles. El nombre d'individus va ser similar a totes les parcel·les, excepte a BCF01, que va ser menor. El nombre de famílies i la proporció de juvenils van ser més grans a les parcel·les de bosc caducifoli, mentre que el nombre de gèneres, d'un sol individu i de dos van ser similars. La riquesa d'espècies va ser més gran a les parcel·les d'alzinar muntanyenc. L'índex de Shannon va ser més gran a les parcel·les de bosc caducifoli que a les d'alzinar muntanyenc (Taula 3).

Taula 3

Es mostra el nombre d'individus, famílies i gèneres, la riquesa d'espècies, la riquesa estimada, el nombre i percentatge de juvenils i l'índex de diversitat de Shannon de les aranyes capturades en quatre parcel·les, dos d'alzinar muntanyenc (AMY) i dos de bosc de caducifolis (BCF).

	AMY2	AMY3	BCF1	BCF3
No. individuals	1444	1427	978	1403
Famílies	18	18	24	22
Genera	26	25	22	24
Species richness	32	31	26	29
Estimated richness	43,09	62,84	58,25	44,02
Singletons	13	16	14	11
Doubletons	6	4	3	4
No. juveniles (%)	1217 (84,28%)	1228 (86%)	900 (92%)	1254 (89,38%)
Shannon index	3,42	3,04	4,10	3,73

El nombre d'individus recollits va ser similar a totes les parcel·les, excepte en el cas de la BFC01. Tot i això, amb el mètode de batuda el nombre va ser més elevat, suggerint una major pertorbació de les capes inferiors d'aquesta parcel·la, probablement com a resultat de l'activitat dels senglars i dels cabirols (Carnicer *et al.* 2021).

Els valors més alts de l'índex de Shannon observats a les parcel·les del bosc de caducifolis poden estar relacionats amb la complexitat del bosc. La principal espècie arbòria hi és el roure

de fulla gran, *Quercus pubescens*, un arbre caducifoli que crea una comunitat terrestre diversa. A més, compta amb altres espècies d'arbres, com els pins, creant més microhàbitats i donant lloc a més complexitat. Aquest nombre de microhàbitats podria explicar la troballa de major nombre de famílies amb un menor nombre d'individus.

La distribució dels gremis d'aranyes va mostrar una proporció més gran d'individus en els estrats superiors. A més, els caçadors, per exemple, eren més comuns a terra. Altres gremis, com els caçadors d'emboscades o els teixidors, eren més comuns per sobre del terra i poques vegades es trobaven a la capa de terra. També es van observar diferències entre sexes. A terra, la majoria de les aranyes eren mascles adults, mentre que la majoria de les femelles eren teixidores comunes a l'estrat de sotabosc baix.

De les 59 espècies identificades, dues espècies no havien estat citades prèviament a la Península Ibèrica, concretament *Labulla thoracica* (Wider, 1834) i *Tenuiphantes spiniger* (Simon, 1929), totes dues pertanyents a la família *Linyphiidae*. D'altra banda, 48 de les 59 espècies identificades ja havien estat citades a la província de Barcelona (81%), i cap era endèmica ibèrica (Branco *et al.* 2019). De les 11 espècies no registrades prèviament a la província de Barcelona, cinc ja es coneixien a Catalunya, però les espècies següents, a més dels dos nous registres per a la Península Ibèrica, són noves per a l'aracnofauna catalana: *Anyphaena alborroirata* Simon, 1878 (F. *Anyphaenidae*); *Zelotes clivicola* (L. Koch, 1870) (F. *Gnaphosidae*); *Tenuiphantes cantabropyrenaeus* Bosmans, 2016 (F. *Linyphiidae*) i *Philodromus praedatus* O. Pickard-Cambridge, 1871 (F. *Philodromidae*) (Branco *et al.* 2019).

2.2.2. Escorpins

Indicador	Nombre d'escorpins comú, <i>Buthus occitanus</i>
Mètode i anàlisi	A la primavera es va cercar durant 30 minuts en cinc cel·les de 10×10m situades a les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) de codines i roqueters.
Resultats i discussió	El nombre d'escorpins, el major depredador invertebrat presents a les codines, sembla haver incrementat lleugerament el seu nombre respecte el 2020. Aquest quelicerat presenta major nombre en codines, la Coma d'en Vila i el Montcau, amb major nombre de microhàbitats com zones de pedres, zones amb herbes i de matollar. En cap de les dues campanyes s'ha trobat cap escorpi negre (<i>Euscorpius flavicaudis</i>).

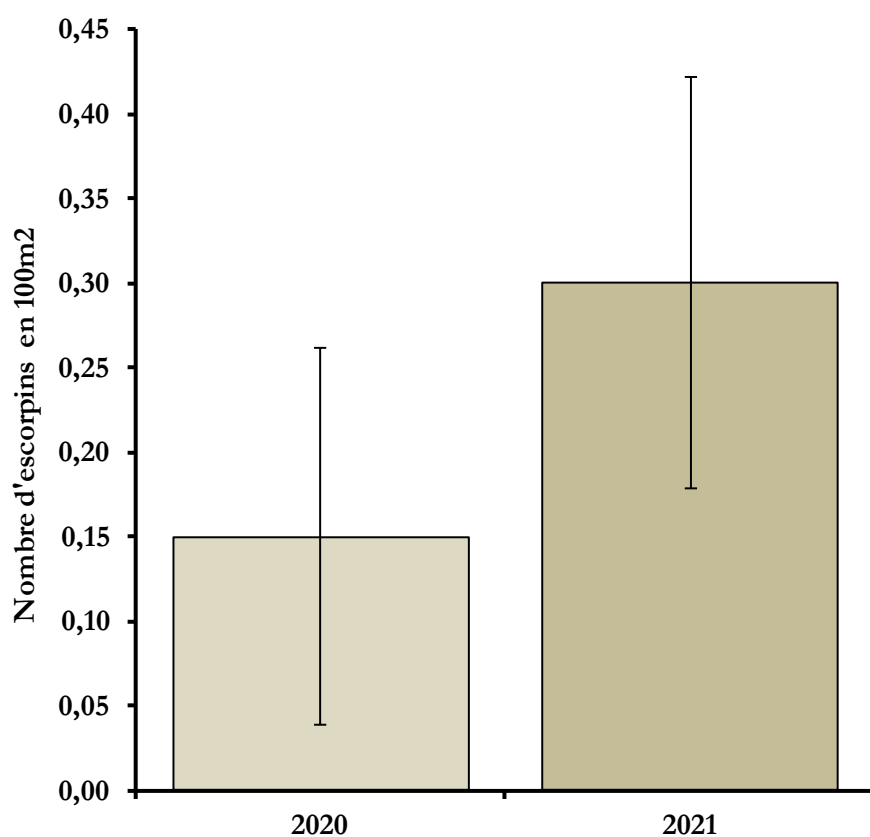


Figura 3

Es mostra la variació en el nombre mitjà d'escorpins (*Buthus occitanus*) localitzats en 100m² de codines entre el 2020 i el 2021.

2.3. Ocells comuns

Indicador

Comunitat d'ocells comuns als hàbitats de Sant Llorenç.

Mètode i anàlisi

A l'hivern (gener) i en l'època reproductora (març-abril i abril-març) del 2018 al 2021 es van anotar els d'ocells detectats en 15 minuts en 42 punts d'escolta (Puig-Gironès & Real 2019).

Es va analitzar, a més de l'abundància relativa d'ocells, la riquesa d'espècies, i la proporció (freqüència d'ocurrència) d'ocells d'espais oberts, matollars i forests, la diversitat funcional de la comunitat, derivant en un treball TFM d'en Quel Vilalta (veure l'Annex 6 per consultar el treball sencer).

Resultats i discussió

En general, s'observa que des del 2018 la tendència és la disminució en el nombre d'ocells. Aquest fet es pot relacionar en l'extraordinari any 2018, que va ser molt plujos, i que va resultar en un increment dels vertebrats al 2019, on trobem els pics més alts tant en nombre com en riquesa d'espècies (Figura 4).

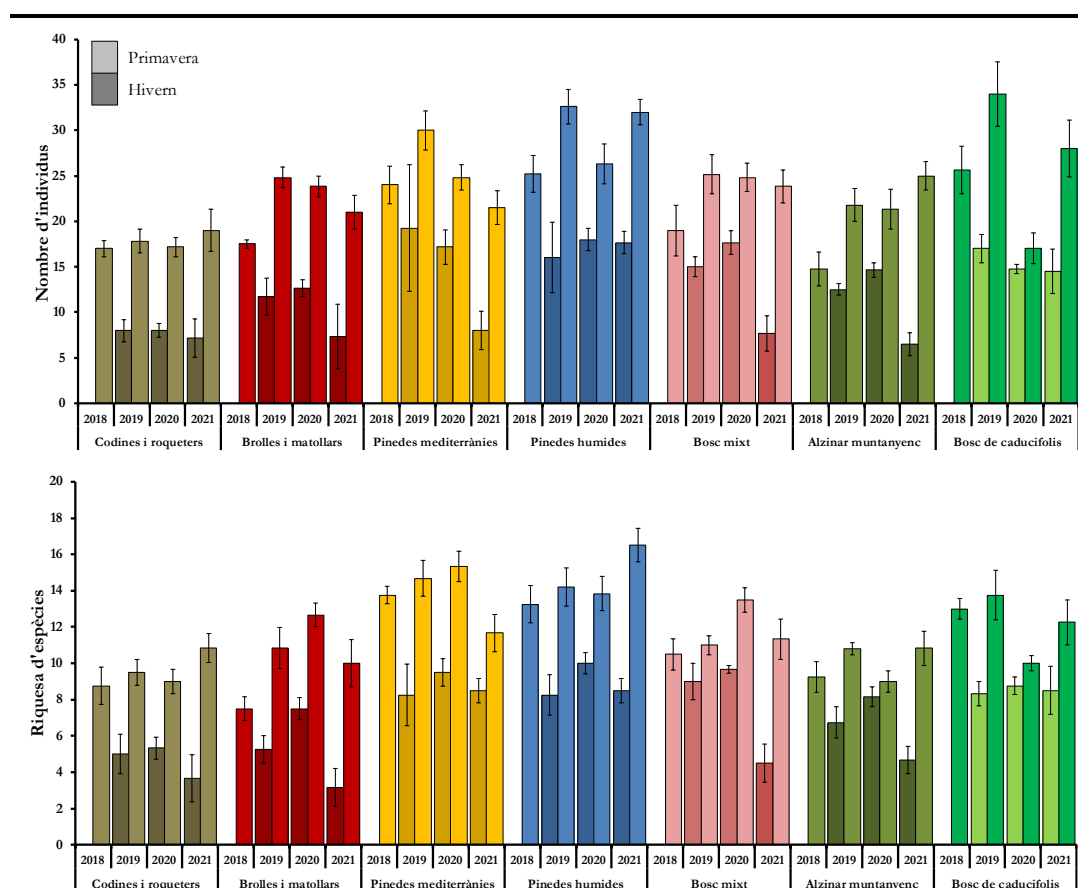


Figura 4

Es mostra (a) el nombre total d'ocells i (b) la riquesa d'espècies per tipologia d'hàbitat des de la primavera del 2018 a la del 2020

(Marró= Codines; vermell= matollars; groc= pinedes mediterrànies; blau= pinedes humides; rosa= bosc mixt; verd fosc= alzinar i verd clar= bosc de caducifolis).

Durant el 2021 – un any marcat per una extraordinària sequera primaveral – veiem fortes davallades hivernals, que es podrien associar al temporal Filomena del gener de 2021, que es recorda per la gran mortalitat de roqueros, per exemple. Curiosament, però, aquesta davallada

no es nota en els hàbitats més humits, ni les pinedes humides (PHD) ni al bosc de caducifolis (BCF); que alhora són hàbitats que incrementen l'abundància d'ocells reproductors aquest 2021, quan la majoria d'hàbitats en perden (Figura 4). Sorpren l'increment en la riquesa d'espècies trobat a les pinedes humides.

Si ens centrem en les espècies que han experimentat canvis més rellevants entre el 2020 i el 2021, observem un augment molt considerable de les mallerengues, especialment la petita, emplomallada y carbonera, les quals venien de davallades fortes entre el 2019 i el 2020 (Annex 1). Una tendència similar la trobem en el pit-roig, el pinsà i el gaig, que incrementen població després de la patacada de l'any anterior. De les espècies que davallen lleugerament la seva presència respecte el 2020 trobem la perdiu, el bitxac, el tallarol de garriga, mentre que el tallarol de casquet i el rossinyol són les espècies que han experimentat una caigudes més marcada en la seva abundància. Finalment preocupa la situació del mosquiter comú, el qual cada any es detecta menys en els hàbitats estudiats.

Malgrat aquestes variacions, la proporció d'ocells forestals continua essent relativament constant en el temps, essent fins a quatre vagades superior a la proporció d'ocells de matollar i d'espais oberts (Figura 5). Aquestes diferències s'incrementen als hiverns per la presència d'ocells migrats i hivernants. A les primaveres, però la proporció d'ocells d'espais oberts i de matollar és superior gràcies a l'arribada d'espècies estivals com el rossinyol, el tallarol de garriga o el cucut. Per tant, les espècies d'ocells detectades es segreguen i reparteixen clarament en funció de les preferències i afinitats, entre els hàbitats oberts (codines i matollars) i els hàbitats forestals (Annex 1).

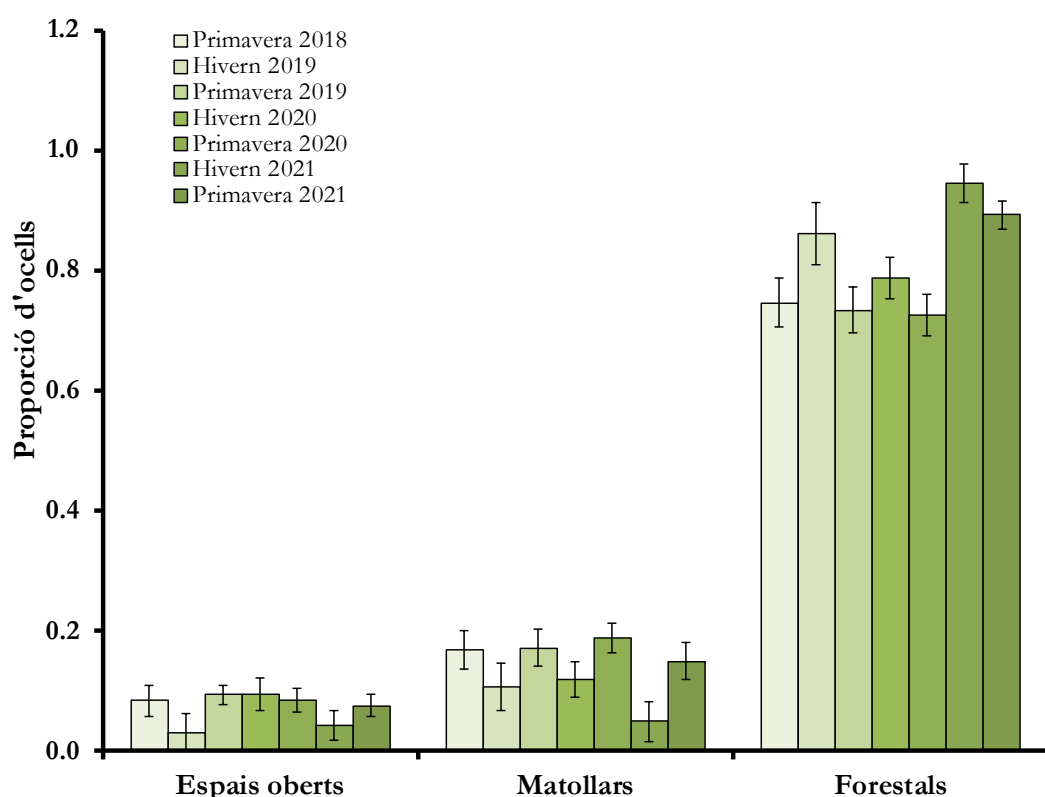


Figura 5

Es mostra la proporció d'ocells (freqüència d'ocurrència) característics dels espais oberts, dels matollar i dels hàbitats forestals des de la primavera del 2018 a la primavera del 2021.

Sant Llorenç és un Parc eminentment forestal, per això la proporció d'espècies característiques d'aquest hàbitats és superior a les espècies de matollar i d'espais oberts. Les pinedes mediterrànies i les pinedes humides, són dels hàbitats que presenten major nombre i riquesa d'espècies, conjuntament amb els boscos de caducifolis. En aquest sentit, els hàbitats amb pocs arbusts baixos, com els alzinars muntanyencs o els bosc mixt, presenten menor nombre i riquesa d'espècies.

També es llisten les espècies censades per tipologia d'hàbitat (Annex 2), per la qual podem veure que la gran majoria d'espècies dels indicadors d'hàbitats oberts i matollars (14 i 6 respectivament) es localitzen majoritàriament ens els hàbitats de matollar; essent la cotoliu, la cotxa fumada i el trobat uns bons indicadors de l'hàbitat de codina. El tallarol de garriga, tallareta cuallarga i la bosqueta vulgar, serien bons indicadors de l'hàbitat de matollars. A les pinedes mediterrànies hi trobem sobretot el gaig, la mallerenga emplomallada, la mallerenga carbonera o el mosquiter pàl·lid.

Les pinedes humides es caracteritzen per presentar els majors nombres de raspinell, pica-soques gran, mallerenga petita i emplomallada, mosquiter comú, bruel i cargolet. L'Alzinar muntanyenc presenta especialment espècies comunes i abundants del Parc, com el pit-roig, el pinsà, el bruel o la merla. La comunitat d'ocells dels boscos caducifolis es caracteritza per la presència del pica-soques blau i el tallarol gros.

Enguany es va fer un anàlisi dels trets funcionals de les comunitats d'ocells, separant-los en la zona d'alimentació (terra, capçades, matollars, aire), zona d'alimentació específica (terra, arbre, matoll, terra + matoll, vegetació, tots els estrats), dieta (herbívors, invertebrats, invertebrats + fruits, invertebrats + gra, omnívors), especialització en la dieta (especialista, mitjà, generalista) i la situació del niu (terra, elevat, forat). Seguidament es varen calcular els índex de riquesa funcional, uniformitat funcional, divergència funcional (Villéger *et al.* 2008) i la dispersió funcional (Laliberté & Legendre 2010). La riquesa funcional mesura el volum total de cada espai, i es correspon a la quantitat de trets funcionals. La uniformitat funcional mesura la igualtat entre l'abundància d'espècies per cada tret funcional. Una uniformitat alta implica un ús efectiu de tot l'espai funcional, mentre que uns valors baixos impliquen que hi ha parts de l'espai funcional infrautilitzats (Mason *et al.* 2005). La divergència funcional mesura els solapaments dels nínxols ecològics. Una divergència alta implica un solapament baix, per tant menys competitivitat entre les espècies (Mouillot *et al.* 2013). La dispersió funcional mesura l'especialització de la comunitat (Laliberté & Legendre 2010).

Les anàlisis dels quatre índex de diversitat funcional mostren que la riquesa funcional està condicionada pel recobriment arbori i la riquesa d'arbusts amb fruit carnós (negativa i positiva respectivament). El recobriment arbori podria influir positivament sobre la uniformitat funcional, en canvi no s'observa cap possible dinàmica en la divergència funcional. En la dispersió funcional no hi ha cap variable suficientment explicativa.

Per altre banda, la riquesa d'espècies està explicada de forma positiva pel nombre de bolets (Figura 6). Les proporcions d'especialistes d'espais oberts, matollar o forestals estan totes explicades pel recobriment arbori, el qual explica de forma negativa la proporció d'espècies d'espais oberts i matollars, i de forma positiva les espècies forestals (Figura 6). El recobriment arbori també té una forta influència sobre els trets funcionals. Explicant-ne deu, trets funcionals, cinc de forma positiva i cinc de forma negativa. El nombre de bolets també té una forta influència sobre els trets funcionals. N'explica 10, tots de forma positiva. La riquesa d'arbusts amb fruit carnós explica tres trets funcionals de forma positiva.

Cap índex de diversitat funcional presenta una relació concloent amb l'estructura de l'hàbitat. Aquest fet podria ser degut a que les variables de l'estructura de l'hàbitat utilitzades no són suficientment rellevants per aquests índex. Tanmateix, la relació entre el recobriment arbori i la

proporció d'ocells especialistes d'hàbitat de zones obertes, de matollar i forestals demostrarien el contrari. Per tant l'absència de relació entre els índex de diversitat funcional i l'estructura de l'hàbitat podria indicar que no hi ha diferències funcionals entre els hàbitats del PNSLL. És a dir, els hàbitats oberts (matollar i codines) s'assemblarien a la resta d'hàbitats forestals en termes de diversitat funcional degut al fet de ser hàbitats cada vegada més residuals i aïllats. Aquest fet respondria al procés d'aforestació que s'està duent a terme a la majoria d'hàbitats oberts del mediterrani (Serra *et al.* 2008) el qual també homogeneïtza la comunitat d'ocells.

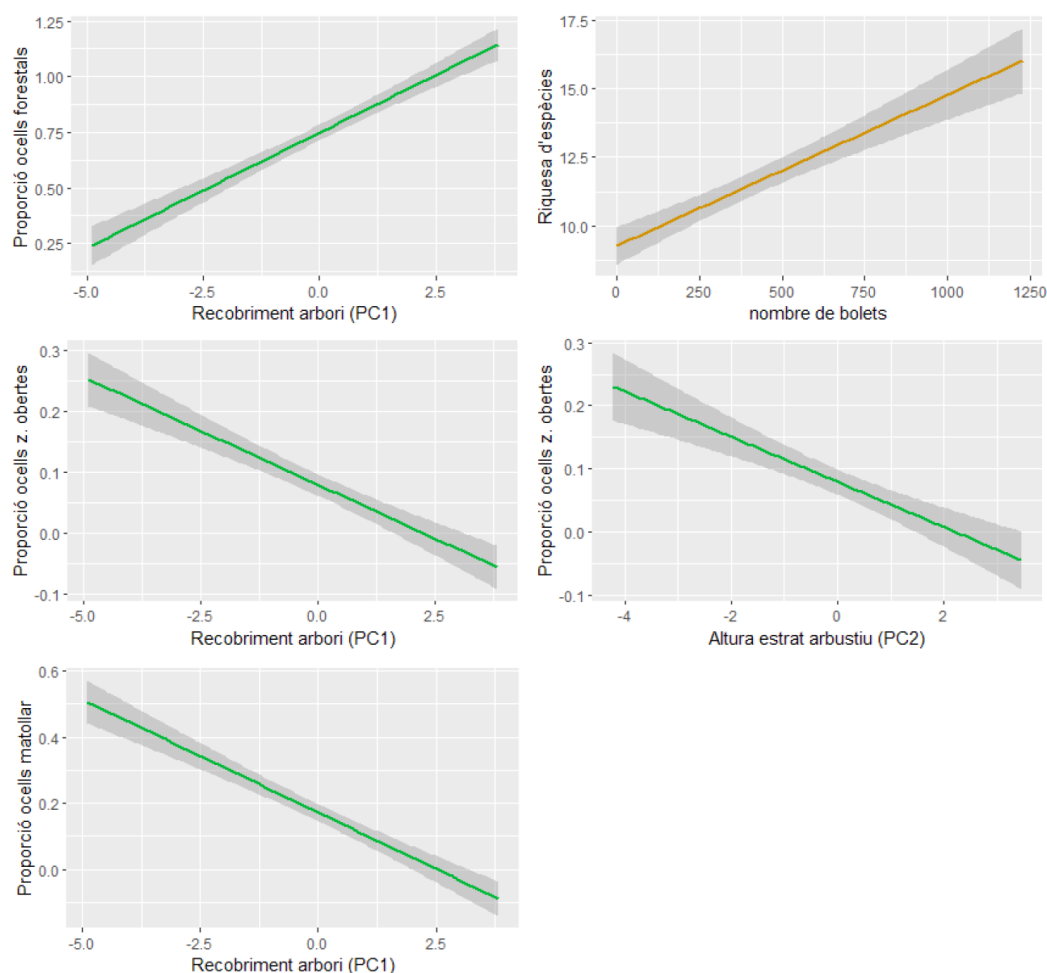


Figura 6

Es mostra la influència de les variables de l'estructura de l'hàbitat sobre la riquesa d'espècies i les proporcions d'ocells en funció de la tipologia de l'hàbitat on viuen. La línia de tendència i l'error estàndard mostrats s'han obtingut a partir de les estimacions del model GLMM.

Paral·lelament, el nombre de bolets influeix positivament la riquesa d'espècies. Aquesta és una variable que està explicada principalment per les condicions meteorològiques anuals (Alday *et al.* 2017; Olano *et al.* 2020). Donat que les condicions meteorològiques al mediterrani són molt variables la producció de bolets també hi és molt variable. Tot i així també està influenciada per l'estructura de la vegetació, la quantitat de matèria orgànica o la maduresa del bosc (Primicia *et al.* 2016; Collado *et al.* 2019). Al PNSLL aquesta s'associa amb la presència de coníferes (veure apartat 4.1.2). En conseqüència, el nombre de bolets es podria utilitzar com a indicador de la maduresa i inclús de complexitat del bosc. Per tant es podria concloure que un augment de la maduresa del bosc implica major riquesa d'espècies.

El recobriment arbori explica les tres proporcions d'ocells especialistes segons l'hàbitat. En les

zones amb un recobriment arbori més baix hi predominen les espècies de zones obertes i de matollar, mentre que en les zones amb el recobriment més alt hi predominen les espècies forestals. Per tant es confirma que la variable que millor resumeix l'estructura vegetal determina la comunitat d'ocells en cada hàbitat. Així doncs, el procés d'aforestació implicaria un descens de les espècies típiques de zones obertes i matollar (Herrando *et al.* 2014). Per altra banda, les variables que millor expliquen les característiques funcionals de la comunitat d'ocells corresponen a variables estructurals de l'hàbitat. Gairebé tots els trets funcionals estan explicats pel recobriment arbori o pel nombre de bolets. El recobriment arbori influeix positivament en aquells trets relacionats amb l'ús dels arbres i negativament en els relacionats amb l'alimentació o nidificació al terra. Amb el procés d'aforestació i pèrdua d'habitats oberts s'espera que la comunitat d'ocells del PNSLL s'especialitzi en els trets relacionats amb els arbres i es perdin el trets (i les espècies) relacionats amb l'ús del terra. Aquest fet es correspon amb la tendència observada en el model de riquesa funcional, on el recobriment arbori hi podria influir de forma negativa. Caldria més recerca per conèixer els efectes que la pèrdua de riquesa funcional podria produir, però sembla que hi hauria una pèrdua de recursos i funcions dins l'ecosistema. Molts trets funcionals també estan explicats de forma positiva i robusta per la producció de bolets. Un major nombre de trets funcionals implica major riquesa funcional. A més, la riquesa d'espècies hi està relacionada positivament (Jonason *et al.* 2017). Per tant, sembla que la maduresa i complexitat dels hàbitats es correspondria amb major riquesa funcional. Tanmateix caldria dedicar esforços per trobar un model que ho pugui explicar directament.

La nidificació a més d'un metre d'altitud és l'únic tret funcional que no està explicat ni pel recobriment arbori ni pel nombre de bolets. Està explicat per la riquesa d'arbusts amb fruits carnosos. Els arbusts són espais molt utilitzats pels ocells per a la seva nidificació, per tant un major nombre d'arbusts amb fruit carnosos implica també un recobriment de l'estrat arbustiu més elevat.

Per tant, fomentar la variabilitat d'ambients i de recobriments forestals seria una recomanació adient de conservació per mantenir o incrementar la diversitat d'ocells. Pels ocells de matolls i espais oberts seria interessant gestionar l'àrea incendiada el 2003 de manera que es revertís el tancament progressiu, tenint en compte que els matollars esclarissats i els conreus són escassos al Parc i que podrien esdevenir un "refugi" per moltes d'aquestes espècies.

2.4. Rapinyaires nocturns

Indicador | Gamarús (*Strix aluco*)

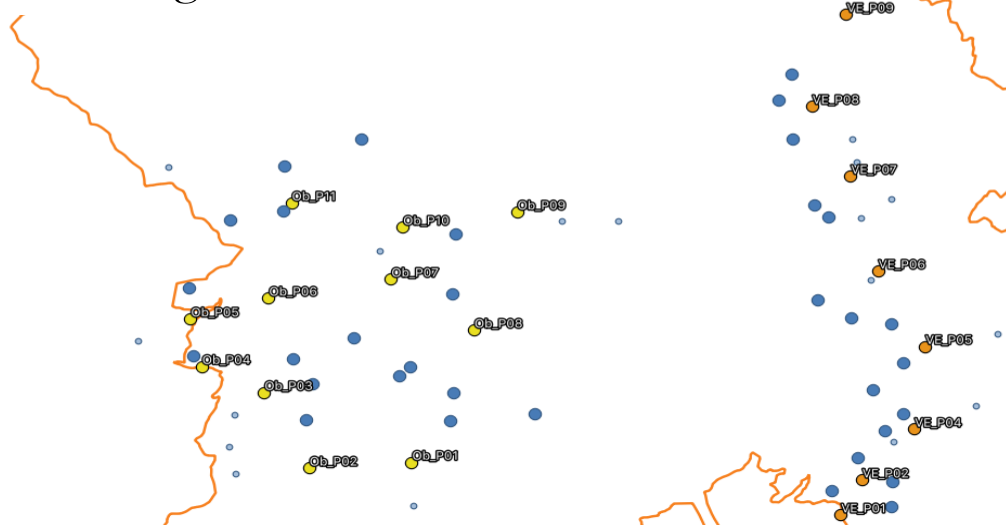
**Mètode i
anàlisi**

Es van realitzar tres escoltes, entre el desembre del 2020 i al febrer del 2021, a 20 punts de mostreig, separats entre ells de 500 a 1.000 metres, de forma simultània amb l'ajut de voluntaris (Puig-Gironès & Real 2019).

**Resultats i
discussió**

La superfície mostrejada per la detecció del gamarús (*Strix aluco*) la serra de l'Obac fou de 12,38 km² mentre que al Vessant Est va ser de 7,29 km². El nombre de territoris segurs tant a l'Obac com al vessant Est va disminuir respecte el 2019. Mentre el 2019 la densitat de territoris, de l'Obac era de 1.29 territoris/km² i de 2.61 territoris/km² al Vessant Est, enguany aquestes densitats són de 0.88 i 1.37 territoris/km², respectivament (Figura 7).

Territoris gamarús 2019



Territoris gamarús 2021

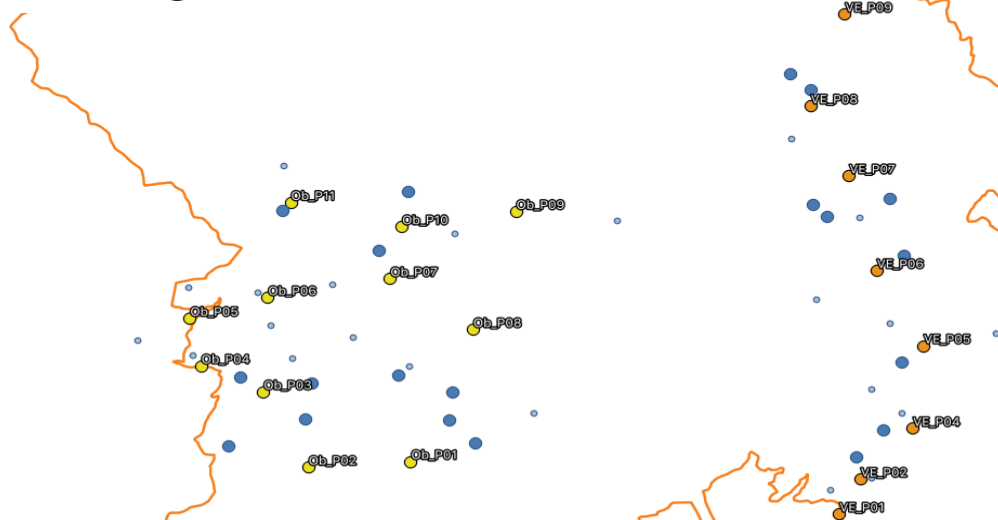


Figura 7

Variació en el nombre d'escoltes puntuals (blau cel) i territoris ocupats (blau fosc) de gamarús (*Strix aluco*) entre l'hivern del 2019 i del 2021. En groc es mostren els punts d'escolta de l'àrea de

l'Obac, en taronja els punts d'escolta del vessant est.

Les variacions en el nombre de preses, especialment ratolins (vegeu apartat 2.5.), sembla estar al darrera de la disminució en el nombre de territoris ocupats pel gamarús, entre el 2019 – any de grans abundàncies de micromamífers – i el 2021 – any de pocs individus –.

Tot i la davallada, el nombre de territoris de gamarús del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac és elevat gràcies, per una banda, a la presència de masses forestals que permeten la caça de micromamífers i, per altre banda, a la presència de tallats de roca amb forats que permeten la nidificació i, en el cas de Sant Llorenç, substitueixen els forats d'arbres vells.

Pel que fa a la fenologia de cant els individus de l'Obac començaven a cantar significativament més tard que al Vessant Est. La regió també es un factor important en la durada i el nombre de cants, essent ambdós majors al Vessant Est. Per altre banda, la distància al veí més pròxim també condiciona la durada del cant.

2.5. Micromamífers

Indicador	Comunitat de micromamífers, amb especial interès per: <i>Eliomys quercinus</i> , <i>Myodes glareolus</i> i <i>Apodemus sylvaticus</i> .
Mètode i anàlisi	A la primavera (maig-juny) i tardor (octubre-novembre), es va realitzar un mostreig de captura/recaptura d'individus en 12 Parcel·les (Puig-Gironès & Real 2019).
Resultats i discussió	L'any 2021 es van capturar un total de 150 individus de tres espècies, molt lluny dels 42 capturats al 2020, i essent la meitat dels capturats al 2019 (398 individus). El ratolí de bosc (<i>Apodemus sylvaticus</i>) és l'espècie més capturada (86%), seguit de la musaranya vulgar (<i>Crocidura russula</i> ; 8.7%) i el ratolí de camp mediterrani (<i>Mus spretus</i> ; 5.3%), mentre que aquest any tampoc s'ha capturat cap rata cellarda (<i>Eliomys quercinus</i>) (Figura 8). El ratolí de bosc, com a la gran majoria de Catalunya (SEMICE 2008; Torre <i>et al.</i> 2018), és el micromamífer més abundant al Parc, havent incrementat per 4.6 la seva abundància respecte el 2020. La <i>C. russula</i> , després de la davallada del 2020 ha augmentat tímidament un 1.1; mentre que el ratolí de mediterrani també ha experimentat una quadruplicació de la seva abundància.

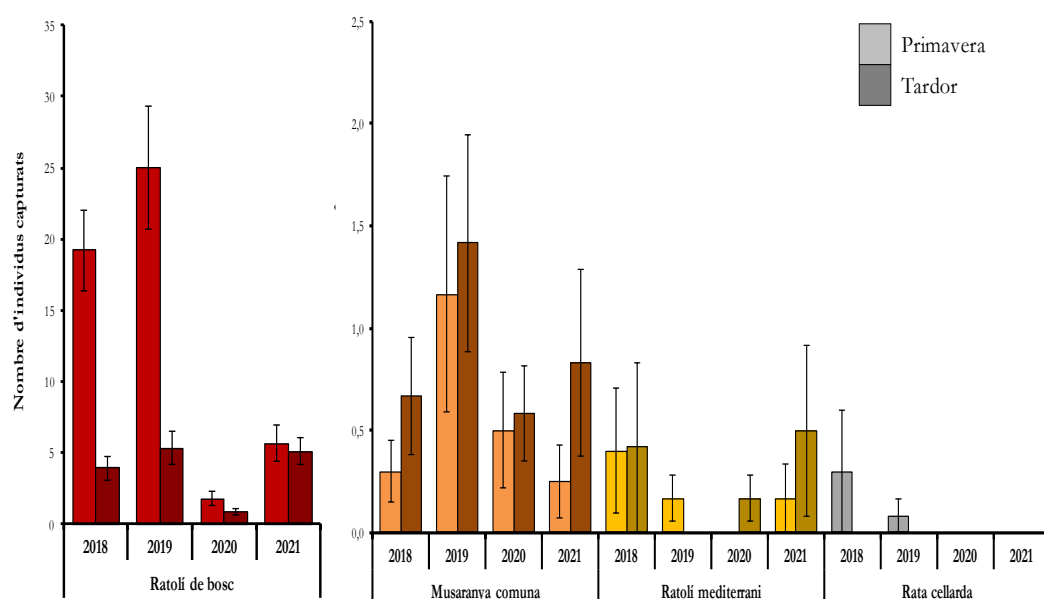


Figura 8

Nombre mig de cadascuna de les espècies de micromamífers capturats des de la primavera del 2018 a la tardor del 2021.

El ratolí de bosc, una espècie que necessita de sotabosc dens, ha incrementat les seves poblacions respecte el 2020, però curiosament, l'abundància primaveral i de tardor són gairebé iguals (Figura 8). Aquest fet és estrany en l'espècie que sol tenir els màxims poblacionals a la primavera, com mostra la resta d'anys. Per tant, sembla que l'espècie ha aprofitat les pluges de la tardor per reproduir-se després d'una primavera extremadament seca.

En aquesta línia, el ratolí mediterrani ha incrementat la seva presència, ja que és una espècie xeròfila – que li agraden els ambients secs, càlids i amb poca vegetació. Aquesta espècie que havia desaparegut en els anys humits, torna en els anys secs. Potser fent el viatge invers que la Rata cellarda. Tot i això, la pèrdua d'hàbitat per el ratolí mediterrani, el qual acusa la aforestació de l'àrea cremada de la Vall d'Horta, o la competència amb el ratolí de bosc,

semblen els factors que condicionen la presència d'aquest rosegador a llarg termini. Per mantenir aquest matollars esclarissats òptims per aquest ratolí, es podrien aplicar cremes controlades d'una superfície d'entre 10 i 15 Ha, o bé reduir el nombre d'arbres de rebrot i incentivar la pastura ovina als matollars de la Vall d'Horta.

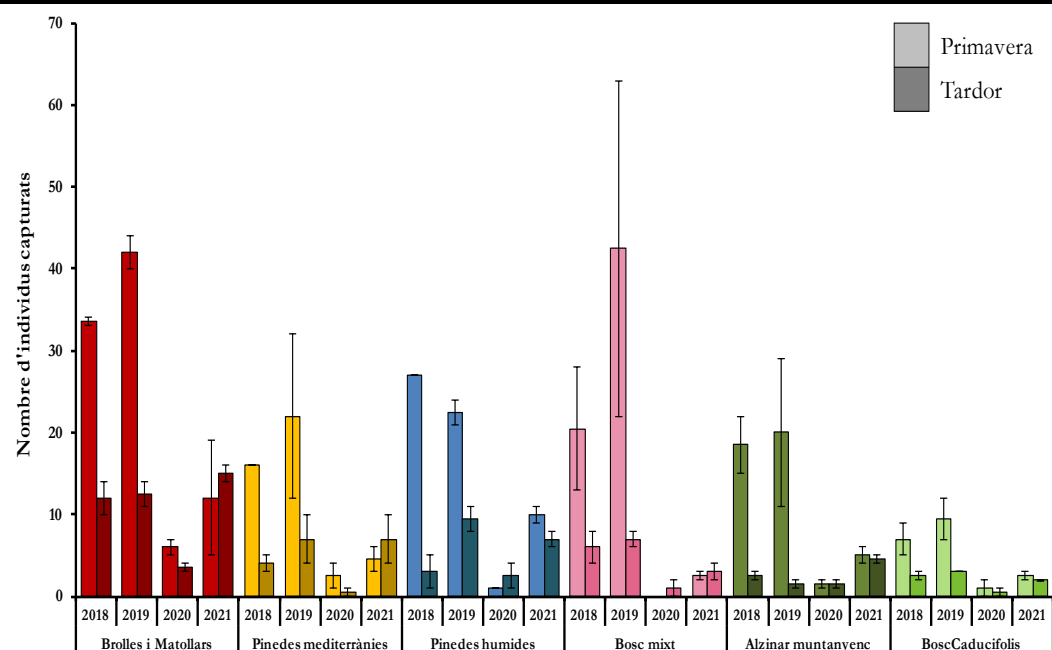


Figura 9

Nombre total de micromamífers capturats per tipologia d'hàbitat des de la primavera del 2018 a la tardor del 2021.

Aquests percentatges explicats varien en funció de l'hàbitat, l'època de l'any i la fenologia de les espècies. A grans trets, s'observa que el nombre de micromamífers capturats és clarament superior en les brolles i matollars, mentre que presenta el mínim en els boscs de caducifolis (Figura 9). En general, s'observa una davallada notable del nombre de captures respecte el 2018 i, sobretot, del 2019, essent el bosc mixt on la davallada és més pronunciada. Pel que fa a la fenologia, les espècies el ratolí de bosc és més capturat a la primavera-estiu, mentre que la musaranya es capturen més durant la tardor. El ratolí de camp mediterrani segueix unes tendències particulars, havent estat dos períodes de mostreig seguides sense captures que feien pensar en una hipotètica extinció (Figura 8).

En general, els hàbitats oberts (matollar) i els semi-oberts (pinedes mediterrànies i boscos mixtos) amb sotabosc herbaci o de romaní, concentren major nombre d'individus, d'espècies i de biomassa. Els hàbitats amb poc recobriment de sotabosc, tipus alzinar muntanyenc i bosc de caducifolis, presenten menor nombres d'individus i d'espècies de micromamífers.

Pel que fa a la biomassa (pes mitjà dels individus), indicador de la disponibilitat d'aliment per a depredadors, també ha experimentat una remuntada generalitzada. La biomassa mitjana disponible al llarg del 2021 fou de 484.19gr/Ha; mentre que al 2019 fou de 1294.68gr/Ha (Taula 4). Aquesta biomassa és de 244.02gr/Ha a la primavera i de 240.17gr/Ha a la tardor. Tanmateix, la concentració de biomassa no és igual per a tots els hàbitats essent, les brolles i matollars l'hàbitat que major biomassa concentra (Taula 4).

Taula 4

Variació de la biomassa (gr/Ha) de micromamífers en cadascun dels sis hàbitats censats entre el 2018 i el 2021.

Habitat	Any	Biomassa a la primavera	Biomassa a la tardor	Sumatori anual de biomassa
Brolles i matollars	2018	1578.10	499.56	2077.66
	2019	1593.66	616.85	2210.51
	2020	160.8	31.67	192.47
	2021	490.23	622.5	1112.73
Pinedes mediterrànies	2018	285.03	159.23	444.26
	2019	775.01	217.64	992.65
	2020	97.1	9.35	106.45
	2021	174.2	283.0	457.2
Pinedes humides	2018	515.79	133.15	648.94
	2019	958.36	304.25	1262.61
	2020	18.11	68.49	86.6
	2021	396.18	222.0	618.18
Bosc mixt	2018	711.53	257.79	969.32
	2019	1626.82	232.0	1858.82
	2020	0.0	29.62	29.62
	2021	87.5	103.5	191.0
Alzinar muntanyenc	2018	820.67	116.15	936.82
	2019	877.26	46.61	923.87
	2020	58.57	58.12	116.69
	2021	217.6	121.0	338.6
Bosc de Caducifolis	2018	267.87	78.27	346.14
	2019	419.63	99.97	519.6
	2020	34.24	16.0	50.24
	2021	98.40	89.0	187.4

2.6. Esquirols

Indicador	Nombre d'esquirols (<i>Sciurus vulgaris</i>) a les pinedes de Sant Llorenç.
Mètode i anàlisi	Entre el maig i el juny es van comptar les pinyes consumides per esquirols en 30 transsectes de 250×4m i les pinyes disponibles cada 25m del transsecte (Puig-Gironès & Real 2019).
Resultats i discussió	El 2021, el nombre de pinyes consumides per esquirols és significativament superior a les consumides l'any 2020 (Figura 10). Per tant sembla que hi ha una certa recuperació respecte el 2020 (Figura 11). Tanmateix, s'haurà de veure de cara al 2022 per copsar l'efecte de la davallada en la producció de pinyes d'enguany (veure apartat 4.1.4).

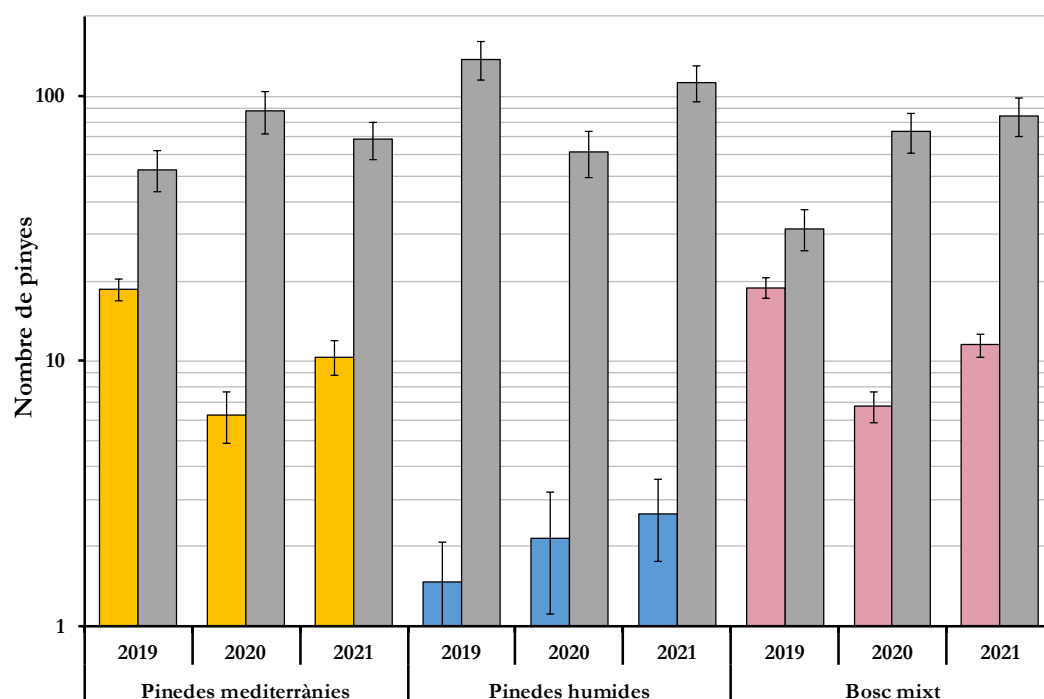
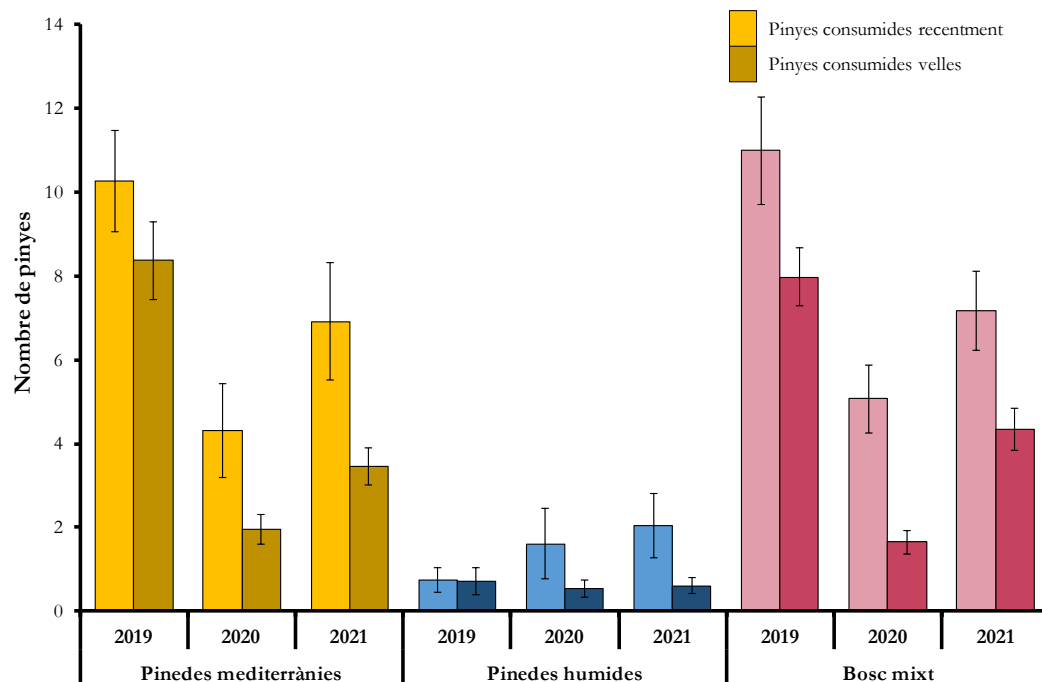


Figura 10

Gràfic a escala logarítmica del nombre de pinyes consumides per esquirols i disponibles de l'any anterior en els hàbitats i anys analitzats (pinedes mediterrànies, pinedes humides i bosc mixt).

Els hàbitats amb major abundància de pi blanc (*Pinus halepensis*) presenten major abundància d'esquirols. No existeixen diferències significatives pel que fa a l'abundància d'esquirols entre les pinedes mediterrànies i el bosc mixt. En altres indrets s'han reportat majors abundàncies d'esquirols en boscos mixtos (Piqué & Rodríguez-Teijeiro 2012), on les alzines proporcionen aliment complementari (Piqué 1997). En aquesta línia, caldria analitzar l'efecte de l'edat dels arbres, l'estructura, composició de les masses forestals dels transsectes, el nombre mitjà de pinyons per pinya i els nutrients aportats per hàbitat per entendre quins aspectes de l'hàbitat poden determinar-ne la presència i abundància.

**Figura 11**

Nombre de pinyes consumides recentment i velles per l'esquirol segona la tipologia de l'hàbitat i l'any

Donades les característiques de l'esquirol i les seves preferències, cal valorar-ne la importància en la xarxa tròfica, com a depredadors i dispersador de pinyons, com a indicador de l'estat de les masses forestals i com a presa, per exemple de l'astor (*Accipiter gentilis*).

2.7. Lagomorfs

Indicador

Conill (*Oryctolagus cuniculus*)

Mètode i anàlisi

A l'hivern (gener-febrer) i estiu (juny-juliol) es van comptar latrines i excrements en 30 transectes de 260×4m (Puig-Gironès & Real 2019) i repartits equitativament en tres tipologies d'hàbitat: Codines i roqueters (COD), Brolles i matollars (MAT) i Pinedes mediterrànies (PMD).

Resultats i discussió

En comparació amb el 2020, el nombre d'excrements i latrines per m² del 2021 mostren que el conill es recupera en l'hàbitat de matollars (Figura 12) i presenta unes poblacions més o menys estables tant a les codines com a les pinedes mediterrànies.

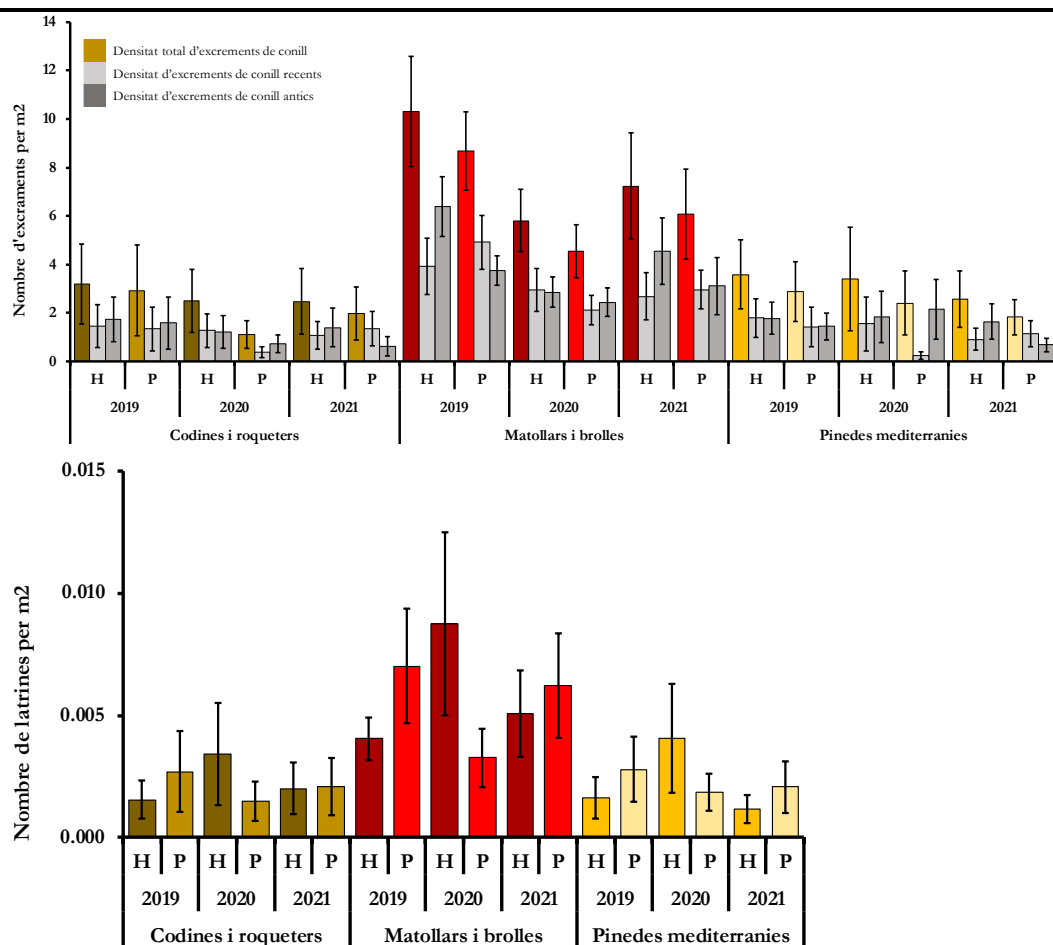


Figura 12

Nombre d'excrements totals, antics i recents (a) i de latrines (b) per m² respecte el tipus d'hàbitat i l'època de prospecció (on P= primavera i H= hivern).

En el cas de la tipologia d'hàbitat, el nombre d'excrements per m² és significativament diferent entre hàbitats, essent el de brolles i matollars el que en presenta major nombre, seguit del de les pinedes mediterrànies i, en darrer lloc, el de codines i roqueters (Figura 12). Pel que fa al nombre de latrines per m², no presenta diferències entre codines i roqueters i pinedes mediterrànies; mentre que és significativament diferent respecte les brolles i els matollars. Tot i que l'hàbitat de brolles i matollars del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac és el que major abundància relativa de conills presenta, cal destacar que s'hi observa una disminució

progressiva al llarg de les diferents prospeccions dutes a terme. D'altra banda, les pinedes mediterrànies de pi blanc amb sotabosc més o menys obert mostren una abundància superior a la localitzada en l'hàbitat de codines i roqueters.

Pel que fa a la llebre (*Lepus europaeus*) observem que la seva presència en zones de matollars, derivades de diferents incendis, disminueix progressivament des del 2019, podent indicar una pèrdua tant de la qualitat de l'hàbitat – tancament derivant en un matollar dens –, com de les fonts d'aliment – pèrdua d'herba – (Figura 12). Contràriament, la seva abundància sembla estar estancada a les zones de pinedes mediterrànies.

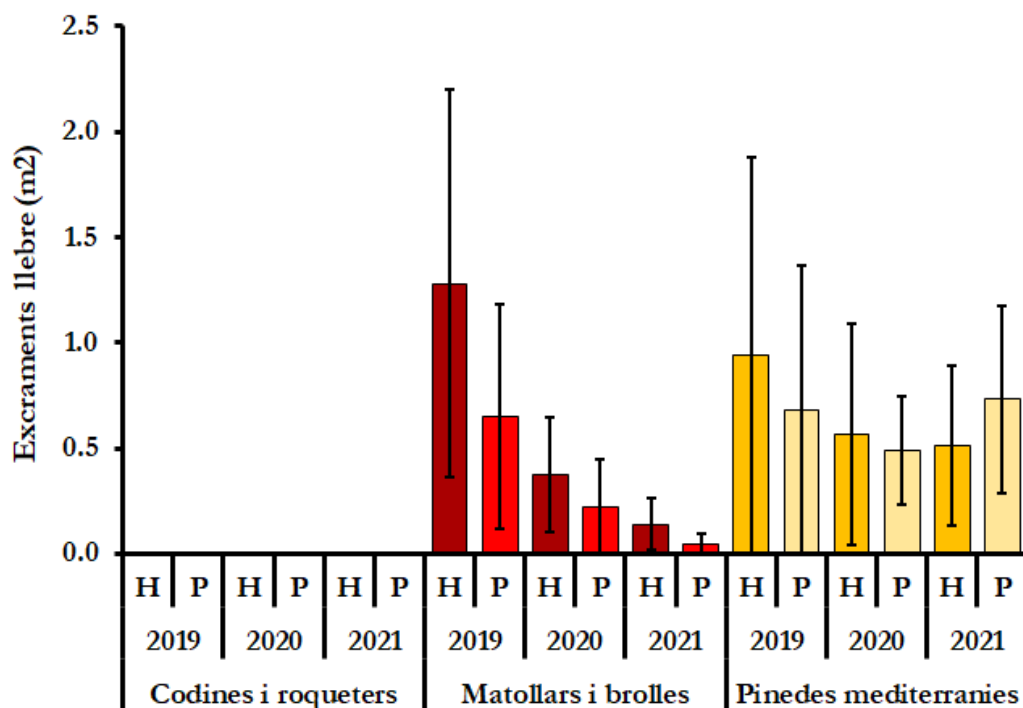


Figura 13

Nombre d'excrements totals de llebre per m² respecte el tipus d'hàbitat i l'època de prospecció (on P= primavera i H= hivern).

2.8. Ungulats

Indicador	Les poblacions de senglar (<i>Sus scrofa</i>) i cabirol (<i>Capreolus capreolus</i>).
Mètode i anàlisi	En cadascuna de les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) es va instal·lar una càmera foto-trampeig que registrava els moviments de la fauna en tres dies consecutius a la primavera i tardor. Seguidament es va analitzar si els paràmetres estructurals de les parcel·les explicaven les abundàncies dels diferents ungulats. Els resultats aquí, es mostren corresponen al TFG de la Ruth Quero (per veure el treball sencer, consultar l'Annex 7)
Resultats i discussió	Per a cada espècie es va calcular l'Índex d'Abundància Relativa (RAI) a partir del nombre de deteccions independents (amb un interval de temps de 30 min entre fotografies). Para calcular el RAI es van sumar las deteccions per parcel·la i es van dividir pel nombre de dies que la càmera va estar col·locada. La presència del cabirol sembla estar condicionada per una major diversitat vegetal (índex de Shannon) i d'altres variables com l'alçada de la vegetació, la complexitat del sotabosc, i la riquesa de fruits. Aquesta darrera de forma negativa. Conseqüentment, presenta majors abundàncies en els hàbitats de bosc mixt, pinedes humides i boscos de caducifolis (Figura 14). El porc senglar tampoc no va presentar cap patró referent a l'estructura de l'hàbitat, denotat que aquest ungulat té una presència força homogènia en tots els hàbitats del Parc. Tanmateix, la seva abundància és molt menor en brolles i matollars i pinedes mediterrànies.

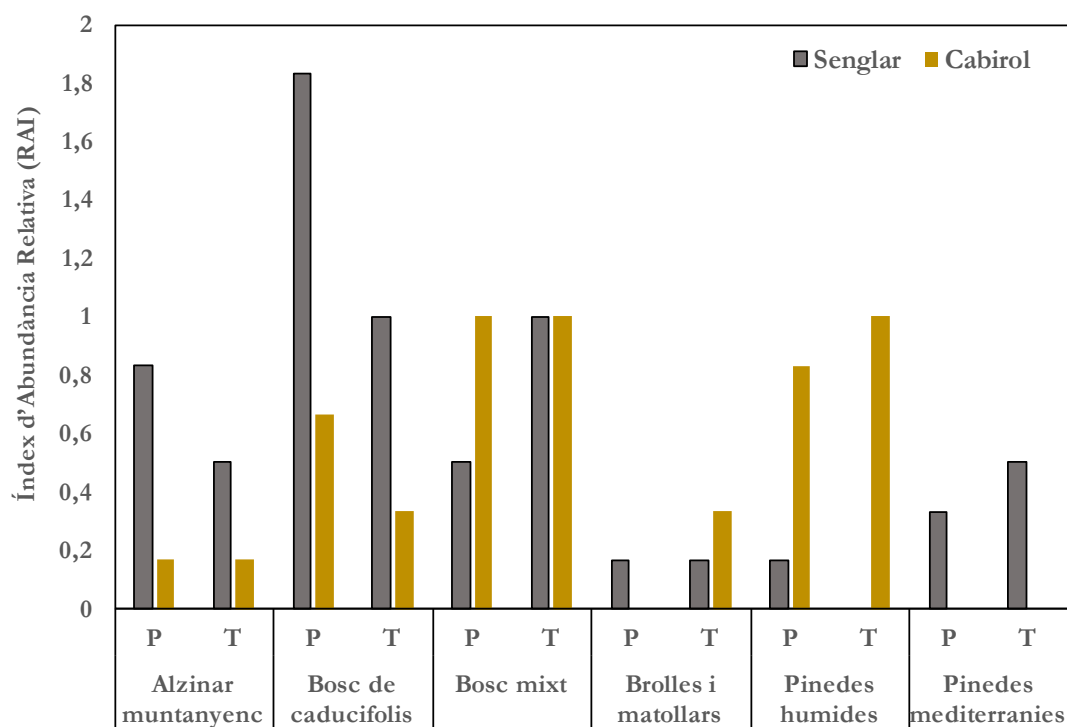


Figura 14

Índex d'abundància relativa (RAI) del cabirol (*Capreolus capreolus*) i de porc senglar (*Sus scrofa*) per tipologia d'hàbitat i època de l'any.

3. L'ESTAT DELS HÀBITATS

3.1. Composició de l'hàbitat

Indicador	La composició i riquesa de les espècies vegetals dels hàbitats de Sant Llorenç
Mètode i anàlisi	Entre el març i el juliol de 2021 es van mesurar les espècies vegetals que contactaven amb una vareta vertical cada metre en dos transsectes de 100m (Puig-Gironès & Real 2019). Es va calcular la riquesa específica, l'índex de Shannon i l'índex de Pielou.
Resultats i discussió	El 2021 es varen registrar 9.589 individus de 161 espècies vegetals diferents, el que suposa una disminució de 538 individus, però un increment de 34 espècies. Les espècies amb major nombre de contactes foren l'alzina (<i>Quercus ilex</i>) amb 2697 contactes essent present en totes les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) estudiades i el pi blanc (<i>Pinus halepensis</i>) amb 614 contactes en 14 parcel·les va ser la segona espècie més comptada.



Figura 15

A dalt, exemplars d'eruga del boix (*Cydalima perspectalis*) localitzades a la part central del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. A baix, alzines afectades per la sequera primaveral 2021 que tornen rebrotar amb les pluges de la tardor del 2021.

Les espècies típiques de l'alzinar són molt presents en la totalitat de les parcel·les com: l'heura (*Hedera helix*, 18 PSP), la *Rubia peregrina* (26 PSP), el boix (*Buxus sempervivens*, 13 PSP) el galzeran (*Ruscus aculeatus*, 19 PSP), l'arítjol (*Smilax aspera*, 13 PSP) o l'arboç (*Arbutus unedo*, 14 PSP) (Pintó & Panareda 1995; Pintó 1997). Totes les parcel·les que presenten boix, tenen algun exemplar afectat per la eruga del boix (*Cydalima perspectalis*, Figura 15); concretament el 72.16% estaven sans, el 20.1% presentaven poca afectació, el 5.67% presentaven molta afectació, mentre que el 2.06% estaven completament defoliats. Tanmateix, tots els peus defoliats estaven rebrotant.

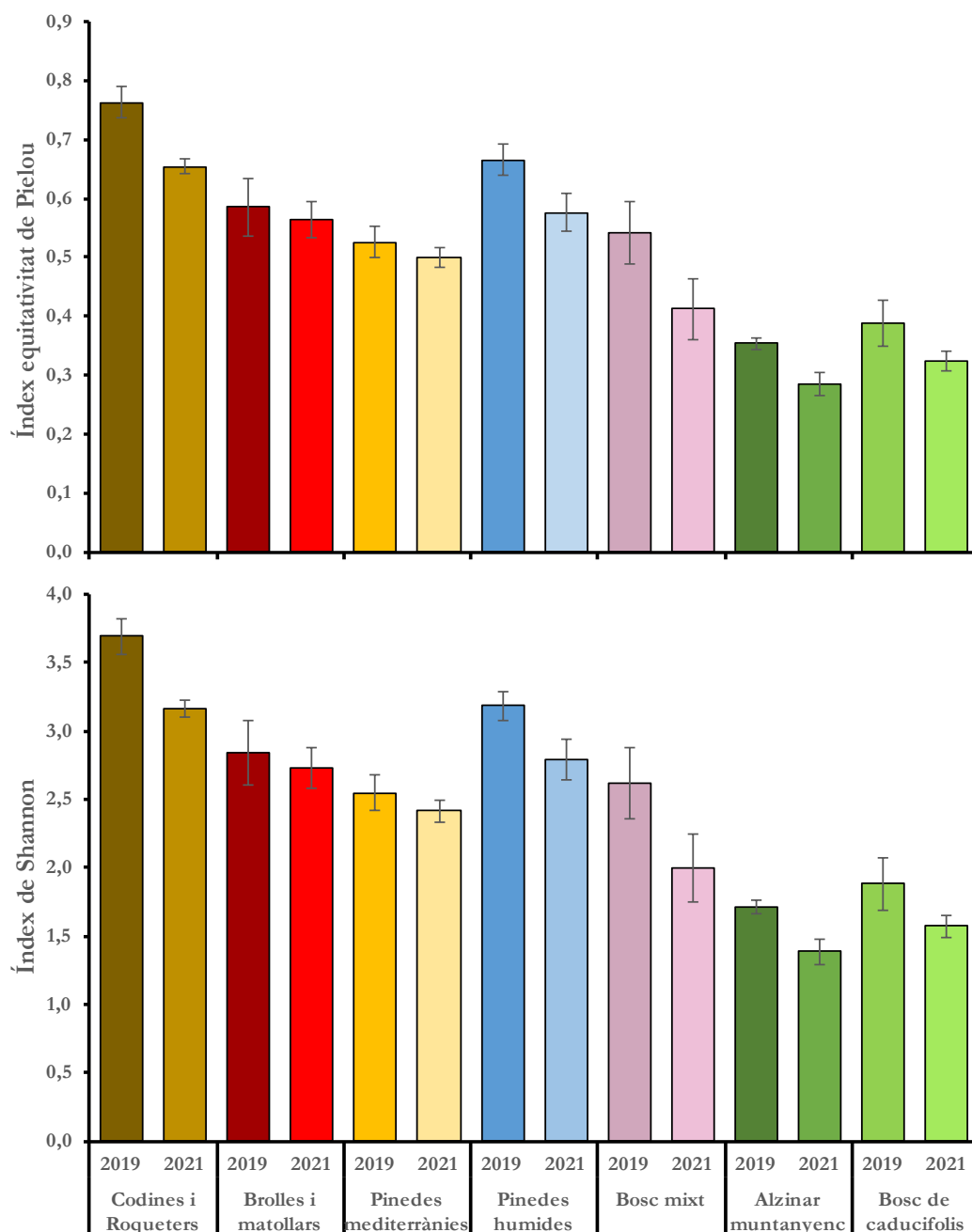


Figura 16

Es mostra l'índex de Shannon i l'índex de Pielou de les diferents tipologies d'hàbitat: codines (marró), matollars (vermell), pinedes mediterrànies (groc), pinedes humides (blau), bosc mixt (rosa), alzinar muntanyenc (verd fosc) i bosc de caducifolis (verd clar).

Per altre banda, la sequera del 2020 i 2021 (Figura 15) han derivar en una homogeneïtzació i pèrdua de diversitat vegetal en tots els hàbitats del Parc (Figura 16), especialment en aquells hàbitats que presenten major nombre d'espècies anuals com són les codines i roqueters o les pinedes humides. Tot i això, les codines i roqueters són l'hàbitat del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac amb major riquesa d'espècies, amb una mitjana de 45.5 ± 7.05 espècies (Figura 16). Per altre banda, les parcel·les que concentren menor riquesa d'espècies són els boscos de caducifolis i els alzinars muntanyencs (amb 13.25 ± 2.36 i 14.75 ± 3.3 , respectivament).

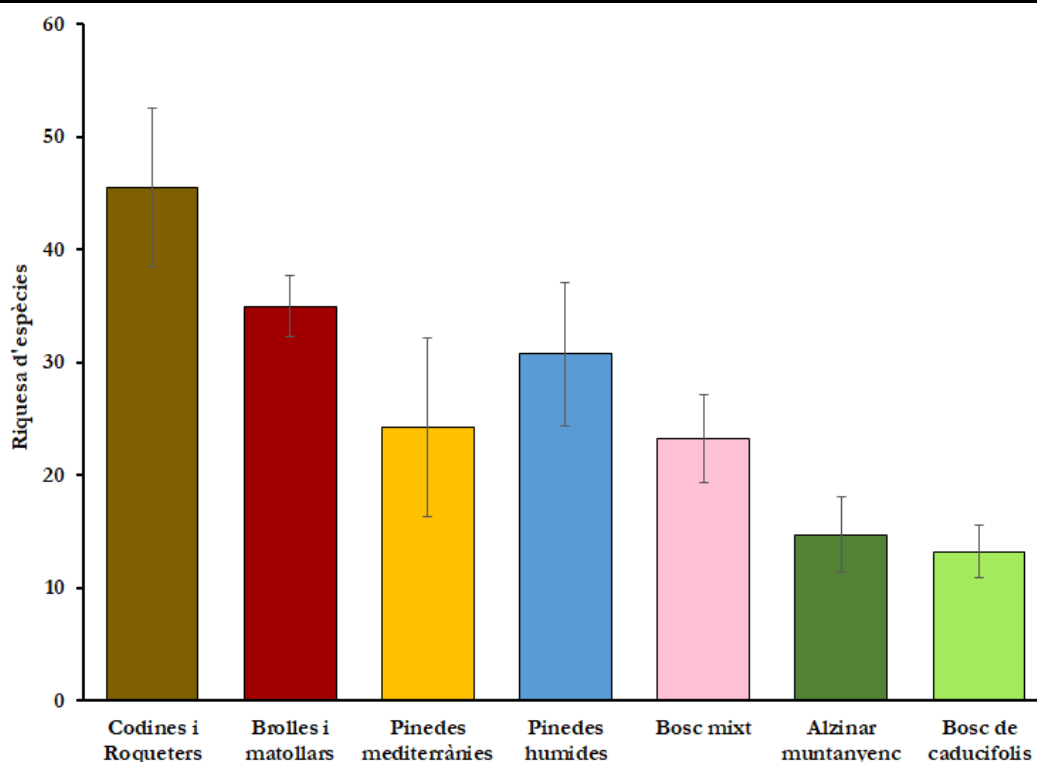


Figura 17

Es mostra la riquesa d'espècies de les diferents tipologies d'hàbitat: codines (marró), matollars (vermell), pinedes mediterrànies (groc), pinedes humides (blau), bosc mixt (rosa), alzinar muntanyenc (verd fosc) i bosc de caducifolis (verd clar).

Les codines concentren gran quantitat d'espècies vegetals endèmiques (Palou & Sáez 2011; Salvat & Sáez 2016), essent clarament l'hàbitat més ric i divers de la zona. Tanmateix, també és l'hàbitat més fràgil, amb aflluència de visitants del Parc (Bros 2010) i que està disminuint per efecte de l'aforestació. Per tant, cal seguir amb cura l'evolució d'aquest hàbitat tan singular. Cal conèixer l'efecte de la variació climàtica sobre les pinedes humides i els boscos de caducifolis, i s'hauria de ser capaç de dotar de resiliència a aquest hàbitat en front a períodes de sequera persistents i continuades en el temps (Carnicer *et al.* 2021).

3.2. Estructura de l'hàbitat

Indicador	Estructura espacial dels hàbitats de Sant Llorenç
Mètode i anàlisi	Entre el març i el juliol de 2021 es van mesurar les espècies vegetals que contactaven amb una vareta vertical cada metre en dos transectes de 100m (Puig-Gironès & Real 2019). Es va fer una anàlisi de components principals (PCA) per identificar la variabilitat en el recobriment. Per altra banda, en algunes parcel·les es va depurar la tecnologia per extreure l'estructura general de les parcel·les i usar-la en un futur com a variable explicativa de la biodiversitat.
Resultats i discussió	El 28.3% de la variabilitat estructural (Figura) entre Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) ve determinada per l'altura de la vegetació, és a dir entre hàbitat forestal i obert. El segon component, que explica el 17.07% de la variabilitat, separa les parcel·les entre aquelles que tenen elevat recobriment de sotabosc, especialment d'herbàcies i arbusts baixos, d'aquelles parcel·les que presenten major altura del estrats arbustius, els matollars.

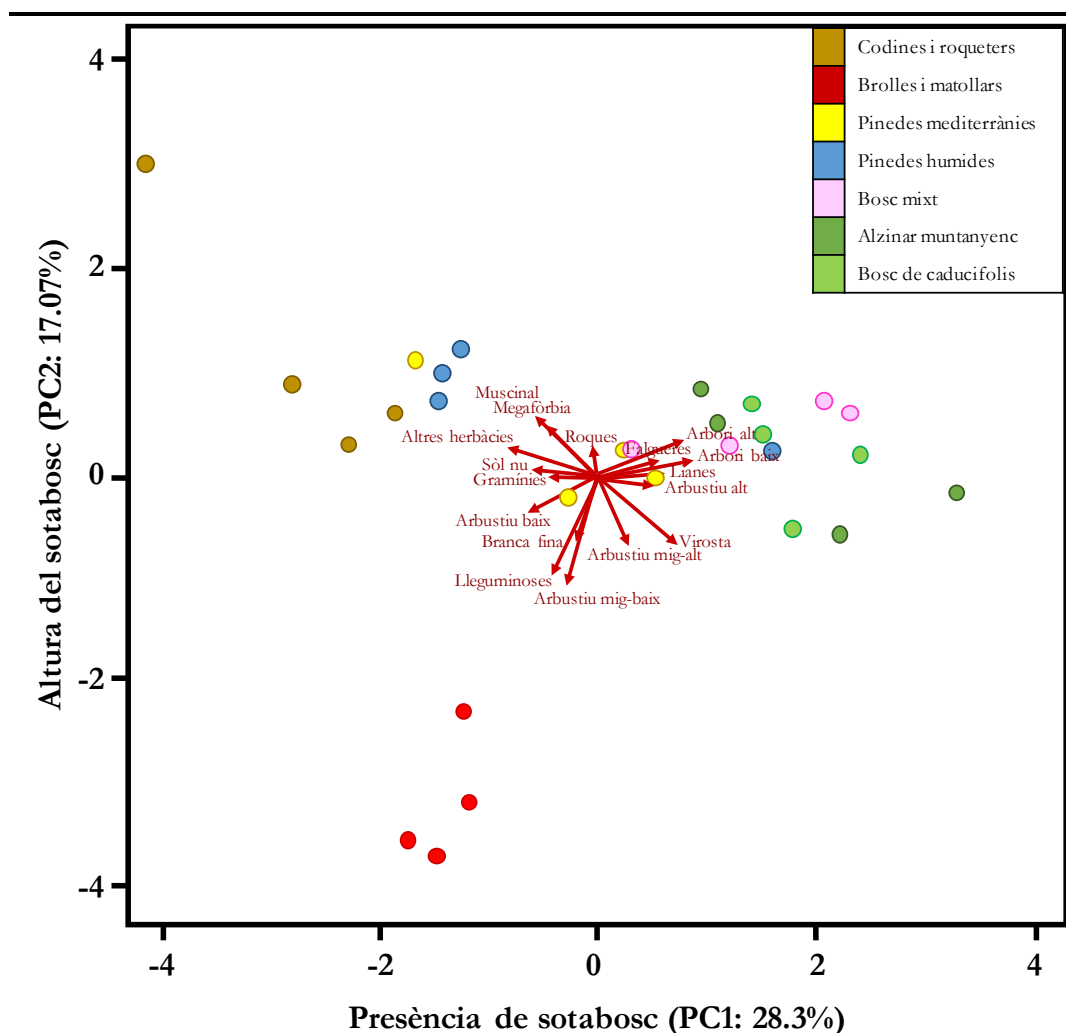


Figura 18

Anàlisi de components principals (PCA) on el primer component (PC1; percentatge de variància explicada = 28.3) correspon a l'altura de la vegetació i el segon component (PC2; variància explicada = 17.07) separa el recobriment de sotabosc vegetal del recobriment de sòl nu.

3.3. Densitat forestal

Indicador

LiDAR

Mètode i anàlisi

El sistema LiDAR (Light Detection And Ranging) és una tecnologia que permet mesurar distàncies des d'un emissor làser (satèl·lit) a un objecte o superfície. El làser rebota als objectes i torna al satèl·lit. El dispositiu llavors és capaç de mesurar el temps que triga la llum a viatjar i, així és possible conèixer a quina distància es troba la superfície reflectida del dispositiu. A la vegetació, un mateix pols pot tornar diversos retorns, obtenint punts de les fulles dels arbres, les branques i en darrer lloc del sòl. Així, coneixent el número de retorn, podem saber quins pertanyen a sòl nu o superfícies compactes i quines a vegetació.

Aquí s'ha filtrat les dades LiDAR del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografia Aérea), de l'any 2016, amb com a mínim un pols/m² garantit. Per a cada parcel·la s'han filtrat els punts dubtosos del núvol de punts, així com els outliers, quedant-nos únicament amb els punts de terra i amb els de vegetació baixa, mitjana i alta. Per als punts de classificació dubtosa entre sòl i herba de baixa altura, s'utilitzarà el criteri de considerar sòl tots els punts per sota de 0.15, i considerar herba per sobre de 0.15.

Resultats i discussió

Per a cada parcel·la s'extreuen una sèrie de valors que seran útils alhora de combinar-los amb altres paràmetres de les parcel·les, com podria ser les densitats de micromamífers, la presència de determinats ocells, la producció d'agllans, de bolets, etc. Alhora, les característiques estructurals de cada parcel·la es poden copsar en gràfics que mostren la diversitat estructural de les mateixes (Figura 19).

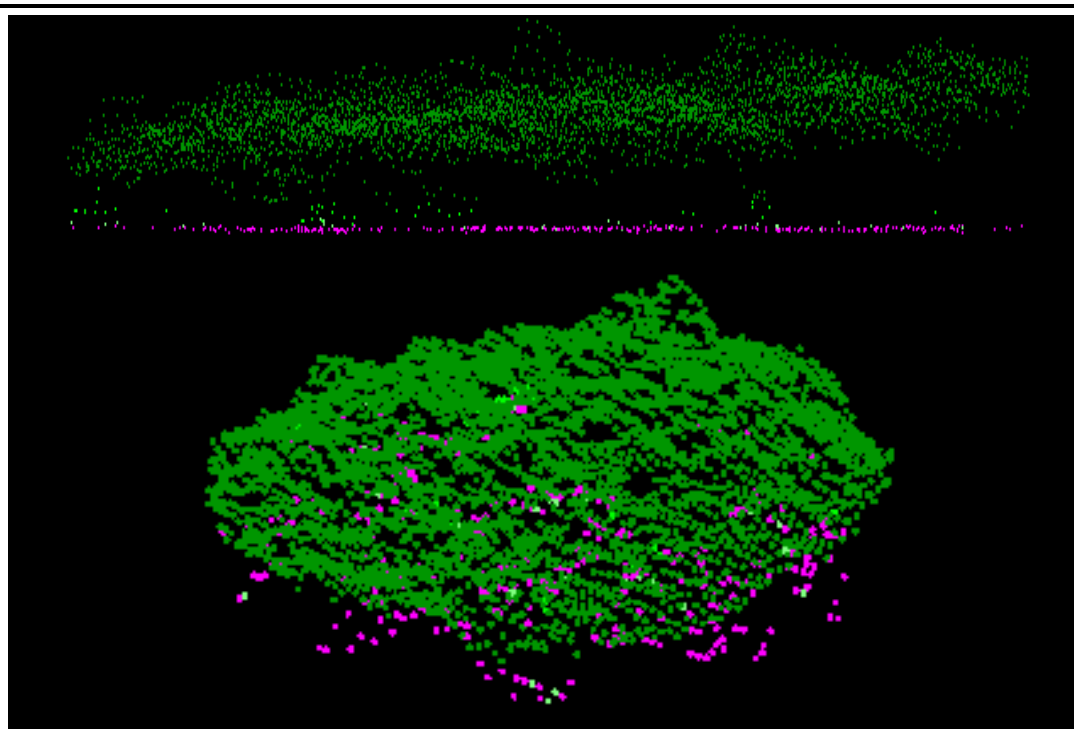


Figura 19

Exemple de la visió lateral del perfil (dalt) i tridimensional (baix) de la distribució dels estrats que conformen la densitat i estructura forestal de la parcel·la de la Font Flàvia (AMY03) a partir de dades satèl·lit LiDAR. On els punts rosa corresponen al sotabosc per sota de 0.5cm, el verd clar correspon a vegetació entre 0.5 i 2.5m, mentre que el verd fosc és la vegetació superior a 2.5m.

Alhora, amb aquestes dades es podrà extreure informació com les variacions en el temps de l'altura de la vegetació en una determinada parcel·la. Actualment es pot observar que els hàbitats amb majors altures corresponen a aquells que presenten pins i roures. Mentre que les zones cremades el 2003 estan en clara recuperació i, per tant, aquest sistema permetrà monitoritzar-ne l'evolució (Figura 20).

Per altre banda, s'observa que les pinedes humides i mediterrànies són els hàbitats forestals més diversos, amb major estructuració de sotabosc, mentre que l'alzinar muntanyenc i els boscos de caducifolis, presenten poca densitat i diversitat estructural del sotabosc (Figura 20).

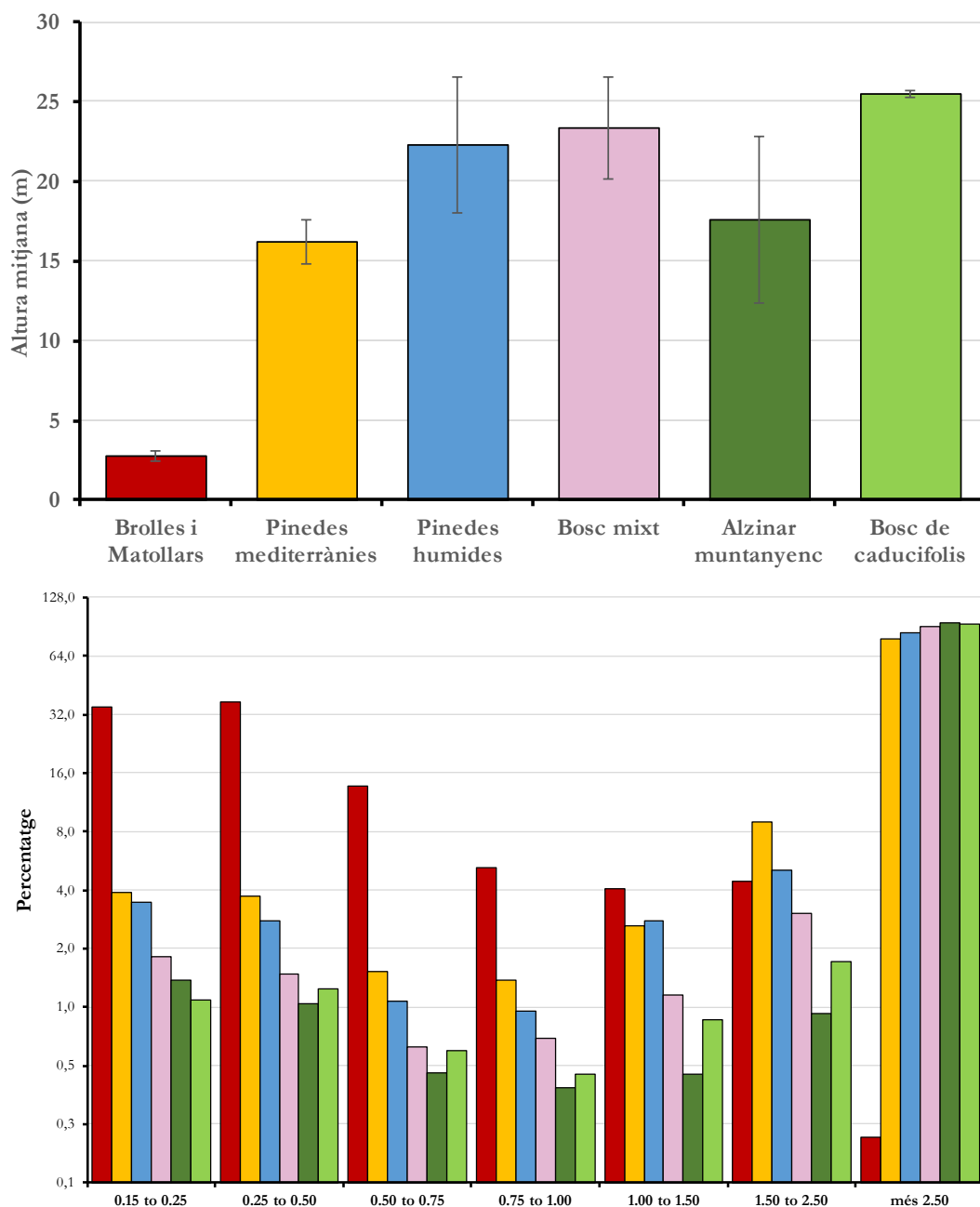


Figura 20

Es mostra l'altura mitjana de cadascun dels hàbitats estudiats: brolles i matollars (vermell), pinedes mediterrànies (groc), pinedes humides (blau), bosc mixt (rosa), alzinar muntanyenc (verd fosc), i bosc de caducifolis (verd clar).

3.4. Necromassa

Indicador Volum de fusta morta

Mètode i anàlisi A cada transecte de l'estructura i composició de l'hàbitat, es va registrar la llargada i diàmetre de la necromassa gruixuda (diàmetre $\geq 7,5$ cm) (Puig-Gironès & Real 2019).

Resultats i discussió Si les pinedes mediterrànies eren l'hàbitat que major volum de fusta morta presentava al 2019, el 2021 són els boscos mixtos i els boscos de caducifolis els que presenten major volum de fusta morta (Figura 21). El 84.55% d'aquest volum correspon a arbres caiguts, mentre que la resta correspon a soques, arbres morts dempeus i a branques gruixudes (9.67, 5.6 i 0.18%, respectivament). Tanmateix, en nombres absoluts les quatre tipologies de necromassa presenten percentatges més equilibrats (39.29, 11.16, 28.13 i 21.43%, respectivament)

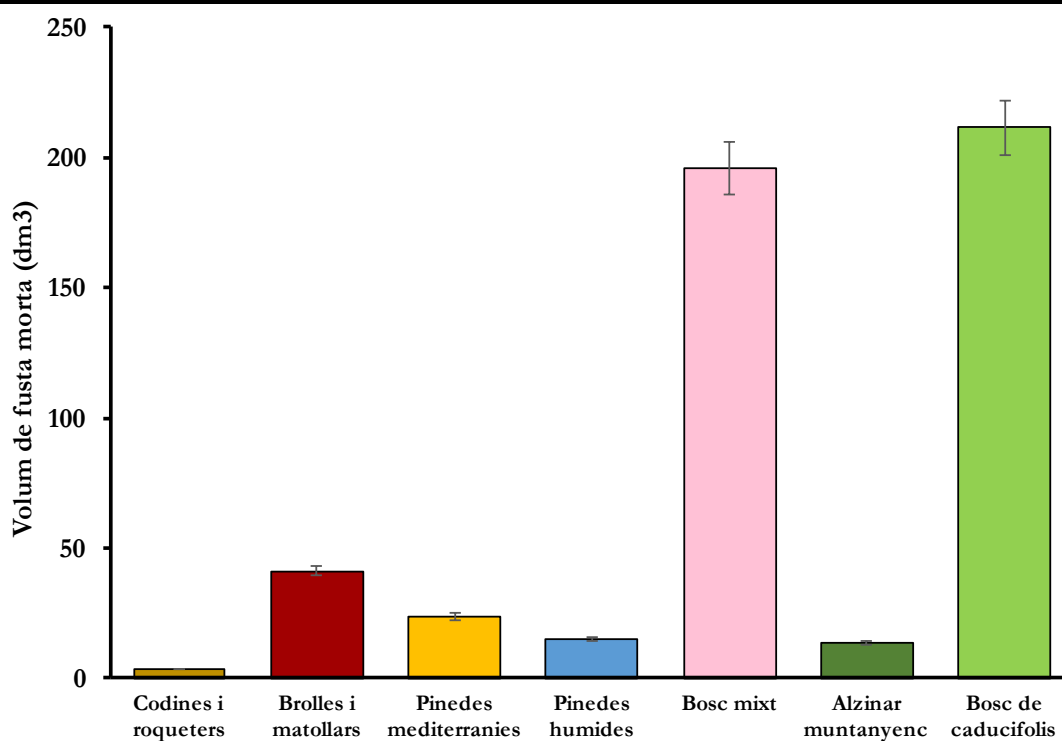


Figura 21

Es mostra el volum de fusta morta (dm³) de necromassa gruixuda (diàmetre $\geq 7,5$ cm) i per a cadascun dels hàbitats.

4. L'ESTAT DELS PROCESSOS ECOLÒGICS

4.1. Producció primària

Indicador | Producció vegetal, de bolets, d'agllans i de pinyes.

4.1.1. Producció vegetal

Indicador | NDVI

**Mètode i
anàlisis**

Per a cadascuna de les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) s'ha fet un anàlisi des del 2017 a 2021 de l'índex diferencial normalitzat de vegetació (NDVI) a partir de les dades satèl·lit de la Agència Europea del Medi Ambient (EEA).

Índex diferencial normalitzat de vegetació (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) és eficaç per quantificar la vegetació verda, i per tant, és una mesura de l'estat de la salut de la vegetació, així com un paràmetre de producció vegetal basada en com les plantes reflecteixen la llum a determinades longituds d'ona. L'interval de valors del NDVI és de -1 a 1; on els valors negatius de NDVI (s'aproximen a -1) corresponen a l'aigua; valors propers a zero (-0,1 a 0,1) corresponen a zones ermes de roca o sorra; valors baixos representen arbusts i praderies (0,2 a 0,4); valors elevats indicarien boscos temperats i tropicals (s'acosten a 1).

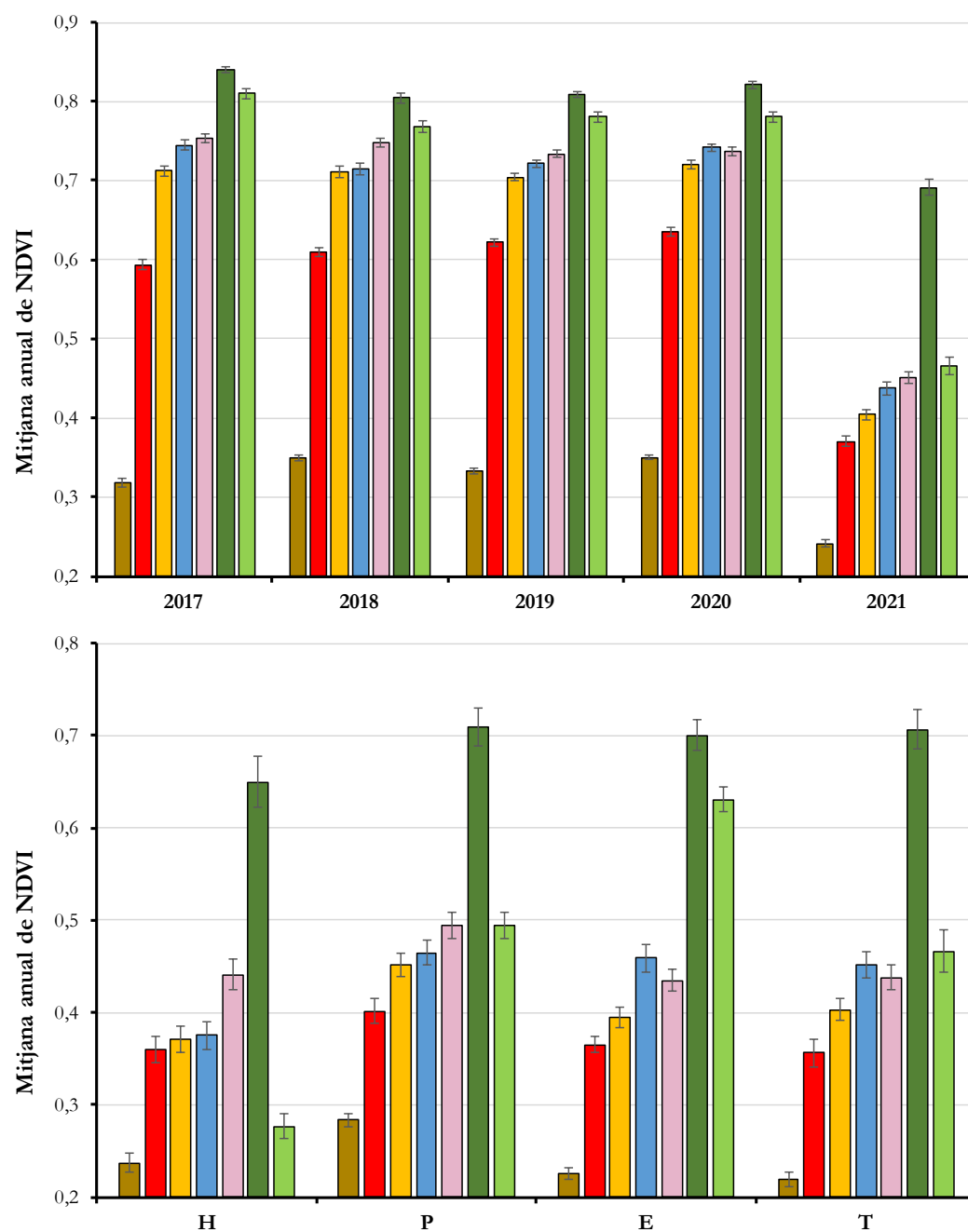
**Resultats i
discussió**

Com s'esperava, les parcel·les dels hàbitats de Codines i roqueters i de Brolles i matollars difereixen significativament entre si i en relació a la resta d'hàbitats forestals.

Clarament el 2021 hi ha hagut una davallada en la producció vegetal en tots els hàbitats estudiats (Figura 22). Només l'hàbitat d'alzinar muntanyenc ha sofert una davallada menys pronunciada en comparació la resta. Tot i la davallada, s'observa que la producció vegetal entre els hàbitats es manté.

La irradiació global diària és l'energia rebuda per unitat de superfície en un temps determinat, i s'expressa habitualment en MJ/m². Aquí els aparells detecten la radiació directa i la difosa per l'atmosfera (radiació difusa). Alhora, aquesta presenta un patró anual característic amb els màxims als mesos d'estiu (juny i juliol) i els mínims a l'hivern (desembre i gener). Per tant, és una variable que indirectament reflecteix la variació meteorològica dels mesos de l'any. A major irradiació, menor NDVI. Podem observar com aquests patrons s'han mantingut aquest 2021 (Figura 22). Excepte en el cas del bosc de caducifolis, tots els hàbitats mantenen l'estiu com l'època menys productiva. Essent l'hivern pels hàbitats de bosc caducifoli.

Clarament, aquesta primavera ha sigut molt seca i ha presentat valors de producció molt baixos en relació altres anys, on els valors de precipitació primaveral s'han situat dins de la normalitat.

**Figura 22**

A dalt, representació de la variació mitjana anual entre els anys 2017 i 2021 de l'índex diferencial normalitzat de vegetació (NDVI). A baix, variació estacional (H= hivern; P= primavera; E= estiu; T= tardor) d'NDVI a l'any 2021 entre els hàbitats de Codines i roqueters (marró), Brolles i matollars (vermell), Pinedes mediterrànies (groc); Pinedes humides (blau), Bosc mixt (rosa), Alzinar muntanyenc (verd fosc) i Bosc de caducifolis (verd clar).

4.1.2. Producció de bolets

Indicador

Producció de bolets

Mètode i anàlisi

Amb la suma del nombre i del pes fresc obtinguts quinzenalment, entre l'1 d'octubre i el 15 de desembre i dins de tres transectes de 100×4m per a cada Parcel·la de seguiment Permanent (Puig-Gironès & Real 2019), es va extrapolar el nombre i el pes de bolets per hectàrea (kg/Ha).

Resultats i discussió

A partir de la regressió lineal entre l'àrea del barret i el pes dels bolets (Puig-Gironès & Real 2020b) es va poder extrapolar el pes fresc de bolets per hectàrea (kg/Ha), així com el nombre. El nombre de bolets comptats al 2021 va ser de 3435, essent una mitjana de 2.86 bolets/m², amb un pes fresc de 0.62g/m², essent valors inferior als anys 2020, 2019 i 2018 (Figura 23).

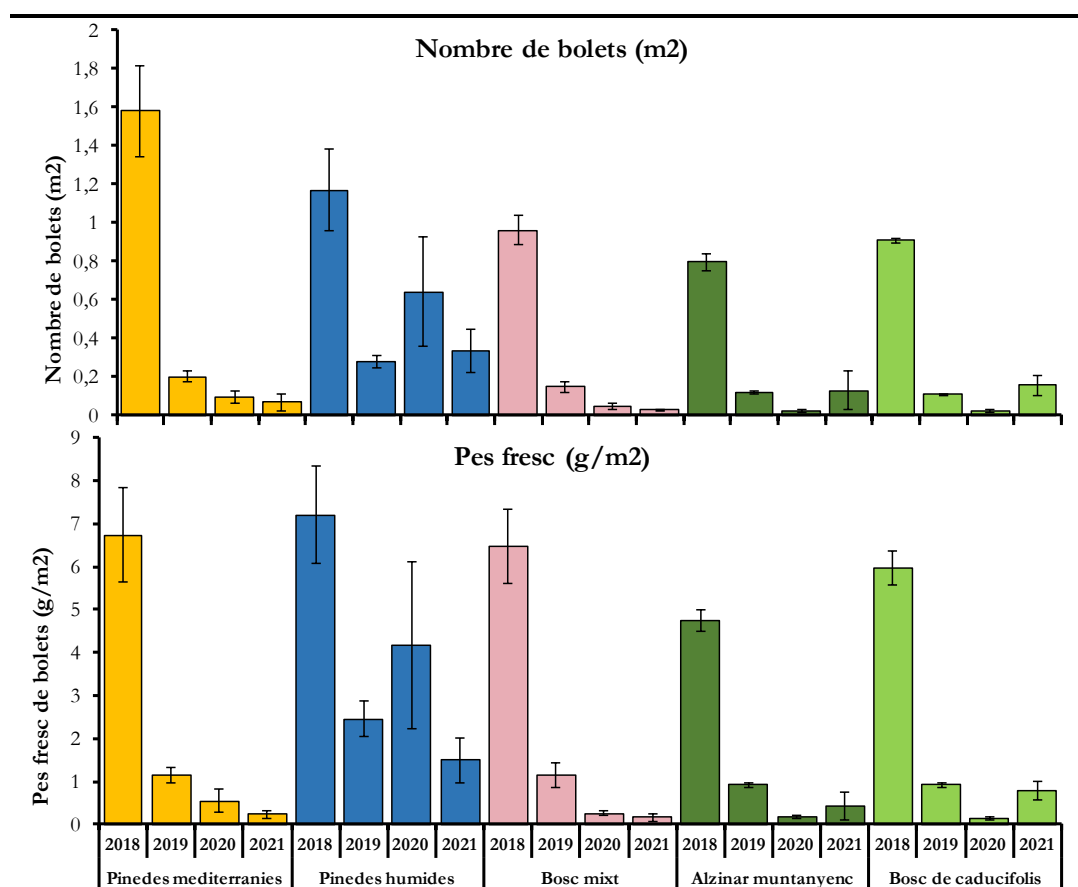
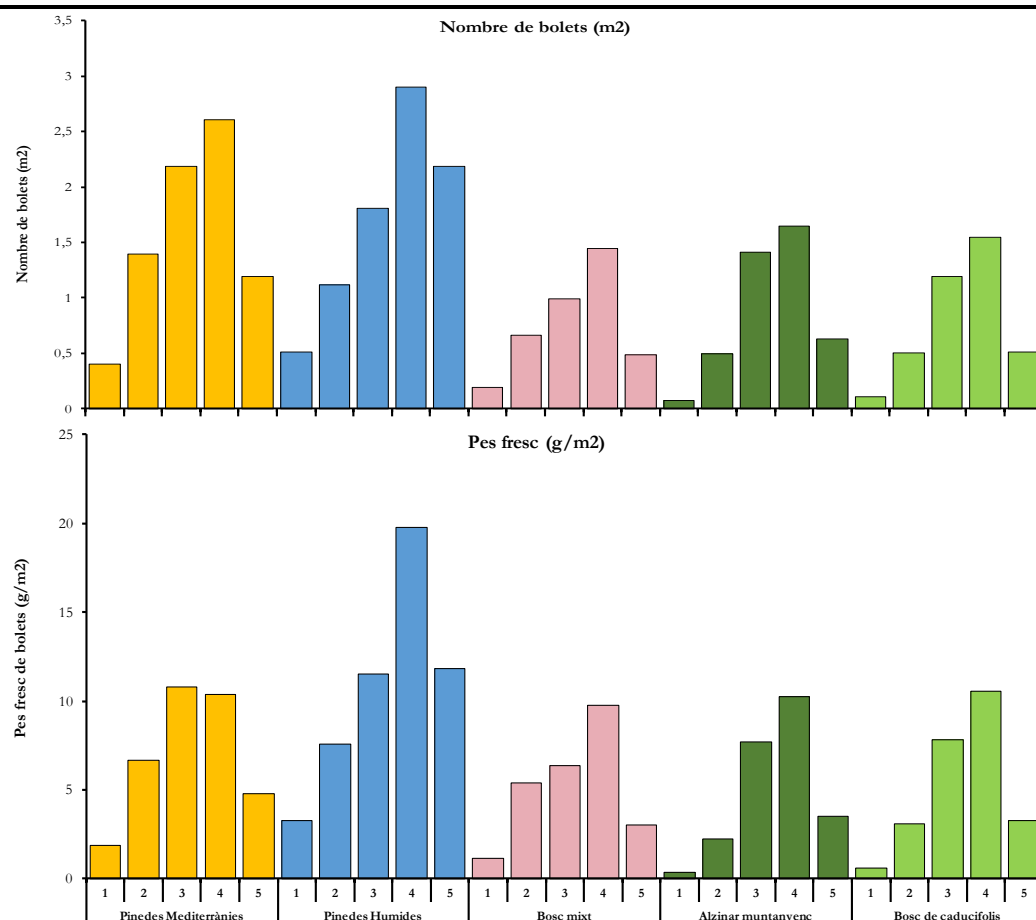


Figura 23

Càlcul del pes fresc de bolets (kg/Ha) i nombre total de bolets (Ha) en funció de la tipologia d'hàbitat i l'any de prospecció.

Enguany, l'hàbitat més productiu, les pinedes humides han petit una davallada considerable. Per altre banda, els hàbitats del centre del Parc, alzinars muntanyencs i boscos de caducifolis, s'han beneficiat de les boires que hi varen haver en aquesta zona entre l'octubre i novembre, donant com a resultat un pic de producció respecte el 2020. Aquest fet ja es va observar al PNSLL amb anterioritat i en l'hàbitat de pinedes humides (Puig-Gironès & Real 2020a).

Tant el pes fresc com el nombre de bolets es veuen condicionats per la tipologia de l'hàbitat, l'heterogeneïtat vegetal, així com del període de mostreig (de l'1 d'octubre a 15 de desembre; Figura 24). En aquest sentit observem que el patró fenològic de la producció es repeteix en tots els hàbitats, que presenten el màxim de producció al novembre (tercer i quart períodes).

**Figura 24**

Es mostra la fenologia de producció de bolets per a cadascun dels hàbitats del PNSLL, on 1 correspon al període entre el 1d'octubre i 15 d'octubre, 2= 15 oct. a 1 nov., 3= 1 nov. a 15 nov., 4= 15 nov. a 1 des. i 5= 1 des. a 15 des.

La tardor del 2018 va ser molt plujosa, fet que va afavorir la producció de bolets - tant en pes fresc com en nombre - en tots els hàbitats forestals del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac, contràriament els 2019, 20 i 2021 van ser més seques, amb estius càlids i secs, i per tant, la producció de bolets va ser significativament més baixa.

Pel seu paper en la descomposició de la matèria orgànica i en la simbiosi que estableixen amb certes espècies vegetals caldria mantenir el seguiment en el temps. Alhora, per millorar-ne el coneixement, caldria ampliar aquest seguiment en tres ocasions de mostreig l'any, coincidint amb els mesos d'octubre, novembre i desembre. D'aquesta manera es podria avaluar millor aquesta producció en funció de la climatologia particular de cada mes i any.

Per altre banda, s'hauria d'implementar el seguiment de la productivitat per espècies. D'aquesta manera es podria conèixer no només les tendències en la producció, sinó també en les variacions de la composició de la comunitat de bolets entre els mesos i anys.

4.1.3. Producció d'agllans

Indicador

Producció d'agllans

Mètode i anàlisi

La següent metodologia i resultats corresponen al TFG de la Montse Muriana (vegeu el treball sencer a l'Annex 8); per al qual es va voler conèixer la producció i disponibilitat d'agllans en setze Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) repartides equitativament en quatre hàbitats: Brolles i matollars, Bosc mixt, Alzinar muntanyenc i Bosc de caducifolis. Entre el 15 d'octubre del 2020 i el 31 de gener del 2021 i freqüència quinzenal es revisaven 12 trampes de recol·lecció d'agllans (de 25×25cm (0.0625m²) de costat) i posades en parelles sota un arbre. En el cas del Bosc de caducifolis (BCF), no es van col·locar trampes pel difícil accés a les branques.

Es va analitzar també la disponibilitat d'agllans al terra amb 15 llançaments a l'atzar d'un cercol de 0.5m² (40cm de radi) per PSP on es comptava el nombre total d'agllans encerclades i quantes d'aquestes presentaven. De les agllans es mesurava, a camp, la longitud i diàmetre de cadascuna d'elles i es determinava visualment si hi havia indicis de perforaments pre-dispersius per part d'artròpodes (Puig-Gironès & Real 2019). Finalment, es va mesurar el diàmetre normal (DAH) de les alzines amb una cinta mètrica forestal i es van retirar totes les trampes.

Resultats i discussió

Es van comptar 38.310 agllans dels quals el 95,5% (n= 36.571) corresponien als agllans disponibles comptats en els 2.168 llançaments a l'atzar de cercles (0.5m²); mentre que el 4,5% (n= 1.739) restant varen ser recol·lectats en les 64 trampes de caiguda. Del total d'agllans, el 61,8% (n= 23.693) corresponia a agllans sanes, mentre que les restants (n= 14.617) es varen trobar perforades. Aquestes proporcions generals coincideixen amb les agllans disponibles, però es veuen lleugerament modificades en les trampes de caiguda, on el 75,5% (n= 1314) de les agllans capturades eren sanes i el 24,5% (n= 425) restant estaven perforades per algun *Curculio*.

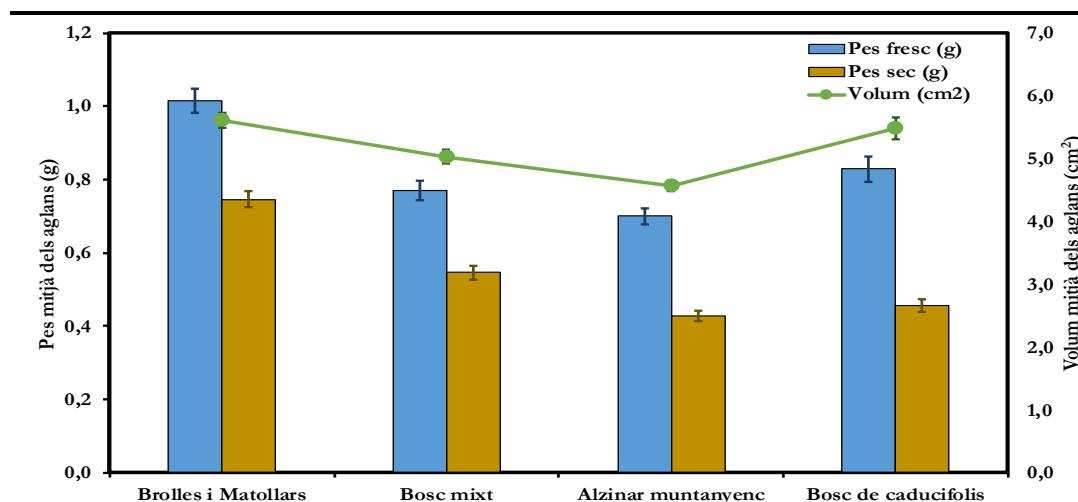


Figura 25

Comparativa del volum (cm³), pes fresc i pes sec (g) mitjà (i error estàndard) dels agllans segons la tipologia d'hàbitat (Brolles i matollars, Bosc mixt, Alzinar muntanyenc i Bosc de caducifolis).

En general, el volum de les agllans és significativament menor (coeficient (±SE): -0.63 ± 0.12 ; p value < 0.001) quan els agllans presenten perforacions. Per altra banda, també existeixen diferències significatives segons la tipologia de l'hàbitat (p value < 0.001), trobant les agllans significativament més petites en els alzinars muntanyencs respecte a les brolles i matollars (0.91 ± 0.17 ; p valor < 0.001), el bosc mixt (0.43 ± 0.17 ; p valor = 0.01) i els boscos de caducifolis (0.93 ± 0.19 ; p valor < 0.001) (Figura 25). Aquestes diferències entre agllans sanes i perforades

també són significatives tant en el pes fresc (-0.48 ± 0.02 ; p valor < 0.001) com en el sec (-0.34 ± 0.02 ; p valor < 0.001). En el cas de la tipologia d'hàbitat existeixen diferències significatives en el pes fresc (0.22 ± 0.04 ; p valor < 0.001) i sec (0.24 ± 0.03 ; p valor < 0.001) entre l'alzinar muntanyenc i els matollars, sent aquest darrer el que presenta aglans amb major pes. El pes fresc de l'alzinar també és significativament inferior al bosc de caducifolis (0.15 ± 0.04 ; p valor < 0.001), però no respecte al bosc mixt (0.04 ± 0.04 ; p valor $= 0.23$). Aquesta relació, però es capgira en quant al pes sec, que és significativament inferior respecte al bosc mixt (0.10 ± 0.02 ; p valor < 0.001) però no significativament diferent al bosc de caducifolis (0.04 ± 0.03 ; p valor $= 0.12$). Finalment s'observen diferències significatives en el contingut d'aigua, sent inferior en les aglans perforades (-0.14 ± 0.01 ; p valor < 0.001), en les brolles i matollars (-0.03 ± 0.01 ; p valor $= 0.03$) i en el bosc mixt (-0.06 ± 0.01 ; p valor < 0.001), respecte a l'alzinar. Tanmateix, els boscos de caducifolis presenten de manera significativa (0.10 ± 0.02 ; p valor < 0.001) un major contingut d'aigua respecte als alzinars muntanyencs.

Les variables ambientals (humitat, precipitació i temperatura mitjana) condicionen la producció d'aglans de *Quercus ilex*. A mesura que augmenta la humitat, disminueix la producció d'aglans (totals, sans, perforats i pes sec); a major precipitació, menor producció d'aglans (totals, sans, perforats i pes sec) i segons incrementa la temperatura mitjana, augmenta la producció d'aglans. La producció d'aglans perforats, el diàmetre de l'arbre també és estadísticament significatiu fent augmentar el nombre d'aglans infectats a major diàmetre. En el cas de la producció total d'aglans, l'altura vegetació, la complexitat sotabosc i el diàmetre de l'arbre són significatives i es comporten igual que la temperatura mitjana, incrementant el nombre d'aglans totals segons assoleix valors més elevats. Els hàbitats amb alçades de vegetació i poca complexitat de sotabosc presenten major producció total d'aglans, com és el cas de l'alzinar muntanyenc. Per contra, els hàbitats amb alçades de vegetació menors i un sotabosc més complex, com els matollars, presenten la producció total d'aglans més baixa. En quant el pes sec, la complexitat sotabosc és estadísticament significativa, juntament amb les variables meteorològiques, així, a valors més alts de la complexitat de sotabosc, major pes sec.

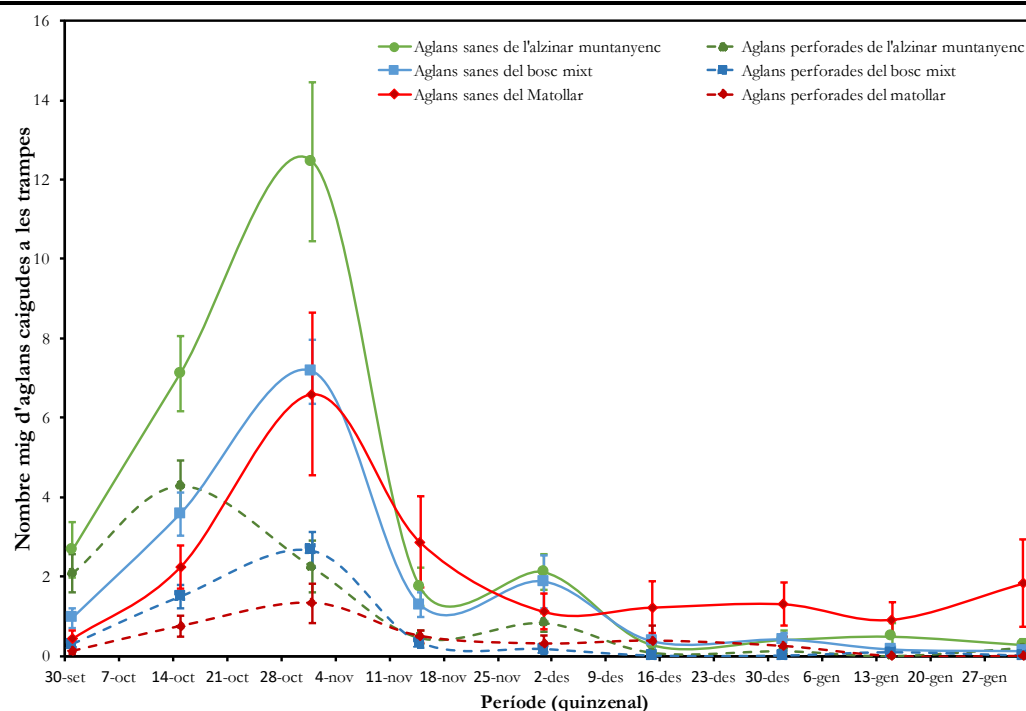


Figura 26

Nombre mig d'aglans de *Quercus ilex* caiguts en les trampes de caiguda durant el mostreig.

El període és rellevant en quant al nombre mig d'agllans caigudes en les trampes (Figura 26). Pel que fa a la fenologia de la producció d'agllans sanes de *Quercus ilex*, el període és significativament rellevant (Coeficient ($\pm$ SE): -0.55 ± 0.07 ; p valor < 0.001), amb un pic de caiguda a la tardor en períodes similars independentment de l'hàbitat. No obstant, el nombre d'agllans sanes caigudes és molt major en l'alzinar muntanyenc respecte al bosc mixt (-1.38 ± 0.41 ; p valor < 0.001) i els matollars (-1.17 ± 0.05 ; p valor = 0.01). Tot i les diferències en la magnitud del pic de caiguda, l'alzinar muntanyenc i el bosc mixt segueixen una tendència similar amb un segon pic molt més baix a principis de desembre després del qual es produeix una forta disminució. Mentre, la producció d'agllans a brolles i matollars es manté constant després del pic, des de finals de novembre fins al final de l'estudi. En quant al nombre d'agllans perforades, el període és significativament negatiu (-0.24 ± 0.03 ; p valor < 0.001), és a dir, amb majors nombres a l'octubre. D'altra banda, en el bosc mixt i el matollar el pic coincideix amb el de les agllans sanes, mentre que a l'alzinar s'anticipa 20 dies, on posteriorment es torna a produir un segon pic molt més reduït coincidint amb el segon pic de les agllans sanes (Figura 26). En aquest cas, l'alzinar muntanyenc presenta major nombre d'agllans perforats respecte el bosc mixt (-0.62 ± 0.15 ; p valor < 0.001) i els matollars (-0.81 ± 0.17 ; p valor < 0.001).

A major complexitat de sotabosc major disponibilitat d'agllans sanes al terra per m² i a major temperatura més agllans disponibles per m². A major complexitat de sotabosc, major nombre d'agllans perforats per m², però a més temperatura, menys agllans perforats al terra. L'alzinar muntanyenc és el tipus d'hàbitat amb major nombre total d'agllans disponibles per m², que augmenta conforme incrementa la complexitat del sotabosc. Respecte al pes sec, la complexitat del sotabosc és l'única variable significativa la qual fa augmentar el pes sec disponible al terra.

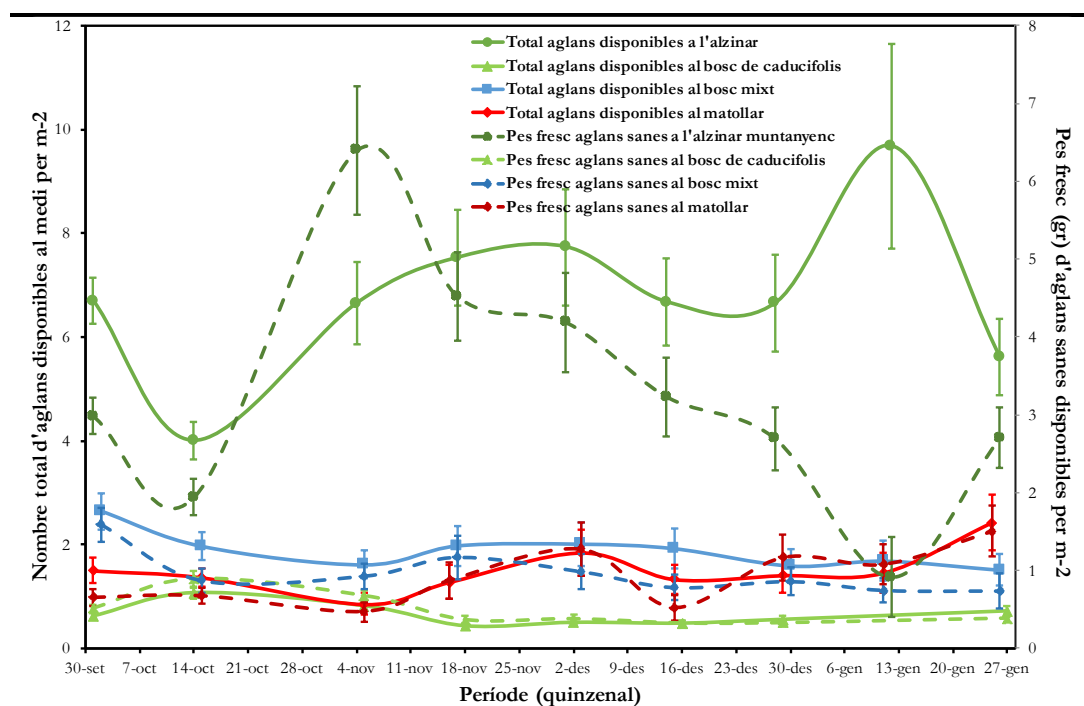


Figura 27

Nombre d'agllans disponibles al medi per m² i pes fresc en grams d'agllans sanes disponibles al medi per m² segona el període i l'hàbitat.

Fenològicament el nombre total d'agllans disponibles al medi no varia significativament amb el període (Coeficient ($\pm$ SE): 0.11 ± 0.21 ; p valor = 0.62). Tot i que en l'alzinar muntanyenc s'observa un pic clar d'agllans disponibles al medi per m² que es produeix a mitjans de gener

(Figura 27). Just en aquest període, el pes fresc d'agllans sans disponibles per m² pateix una forta davallada, la qual prové d'un pic a principis de novembre. És també en l'alzinar muntanyenc on s'hi troba el major nombre d'agllans i pes fresc per m² en comparació al bosc de caducifolis (-39.65 ± 1.59 ; p valor < 0.001), el bosc mixt (-31.34 ± 1.54 ; p valor < 0.001) i al matollar (-33.95 ± 1.55 ; p valor < 0.001). Pel que fa al pes fresc, existeixen diferències significatives en funció del període (0.6 ± 0.2 ; p valor = 0.003), amb major pes a la tardor. Aquestes diferències en el pes també son significatives en funció de la tipologia de l'hàbitat, essent clarament superior en els alzinars muntanyencs respecte als boscos de caducifolis (-34.01 ± 1.51 ; p valor < 0.001), bosc mixt (-27.29 ± 1.47 ; p valor < 0.001) i els matollars (-28.57 ± 1.47 ; p valor < 0.001). No hi ha diferències significatives en quant al pes fresc i nombre d'agllans sans per m² entre els matollar, al bosc de caducifolis i al bosc mixt.

Per tant, podem concloure que es van produir diferències en la producció total d'agllans segons la tipologia d'hàbitat. Que la complexitat del sotabosc, és un indicador de les diferències en la disponibilitat d'agllans al terra tant en el nombre total com de sanes, perforades i pes fresc. Així com que tant en la caiguda com en la disponibilitat, la fenologia difereix segons la tipologia de l'hàbitat. Per tant, segons les anàlisis del present estudi, la tipologia d'hàbitat sembla ser rellevant en la producció primària i una variable a tenir en compte en futurs estudis.

4.1.4. Producció de pinyes

Indicador | Producció de pinyes

Mètode i anàlisi | Es van comptar, durant 60 segons per arbre, les pinyes produïdes dins les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) i es va analitzar si existia correlació entre la producció i el diàmetre de l'arbre (cm) en funció de la tipologia d'hàbitat (Puig-Gironès & Real 2019).

Resultats i discussió | S'ha registrat una disminució en la producció respecte el 2020 (Figura 28) atribuïble a la sequera primaveral registrada aquest 2021. El pi roig (*Pinus sylvestris*) i la pinassa (*Pinus nigra*) són les espècies que van produir major nombre i, per tant, l'hàbitat de pineda humida és l'hàbitat amb major producció. El bosc mixt és l'hàbitat amb major productivitat de pinyes de pi blanc (*Pinus halepensis*), mentre que en brolles i matollars és testimonial.

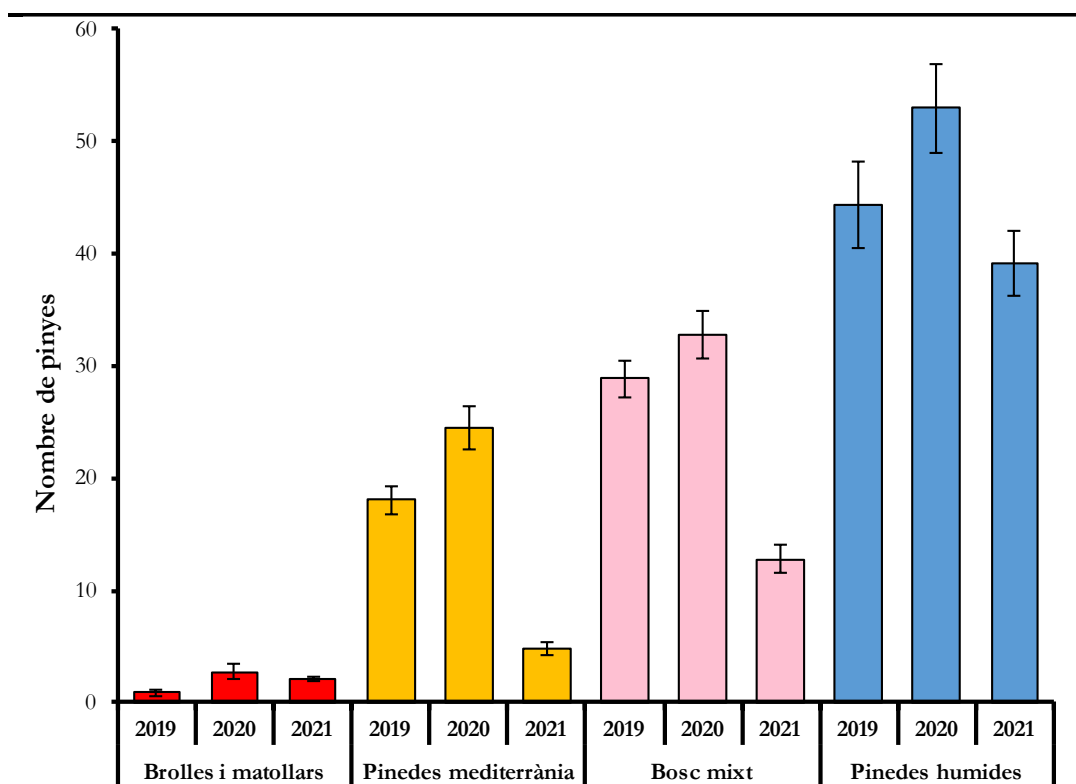


Figura 28

Mitjana de pinyes produïda per peu en cadascun dels hàbitats analitzats (brolles i matollars, pinedes mediterrànies, bosc mixt i pinedes humides) i en funció de l'any de mostreig.

Els boscos mixtos del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac es caracteritzen per tenir un estrat amb pocs pins blancs (*Pinus halepensis*) vells, alts i de diàmetres grans, i un segon estrat més baix d'alzines. Així, la presència d'individus dominants (major diàmetre i alçada) i amb baixa competència per la llum afavoreix la producció de pinyes (Greene *et al.* 2002; Mutke *et al.* 2005; Ordóñez *et al.* 2005). Les pinedes mediterrànies, per contra, presenten una producció baixa de pinyes. Aquest fet es pot atribuir a les condicions climàtiques més exigents en que es localitzen aquest hàbitats i a l'estratègia reproductora del pi blanc.

Cal conèixer el nombre de pinyons per pinya i espècie, per poder correlacionar la producció de pinyes amb el nombre de pinyons produïts en les diferents espècies. D'aquesta manera, es podrà correlacionar i extrapolar els recursos alimentaris per a la fauna que depèn dels pinyons.

Per això cal seguir amb el seguiment de forma anual per tal de registrar la variabilitat en la producció de pins de les diferents espècies entre anys, poder creuar aquesta producció amb l'estructura i composició de l'hàbitat, la qualitat i varietat del sòl i amb paràmetres climàtics. En aquest sentit s'espera observar certa variació anual en la producció degut a la meteorologia i a l'esgotament dels recursos del sòl (Schauber *et al.* 2002; Mutke *et al.* 2005; Martínez-Alonso *et al.* 2007; Thabeet *et al.* 2009) al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i, al seu torn afectes a les poblacions de depredadors i dispersors.

4.2. Depredadors

Indicador

Mamífers carnívors

Mètode i anàlisi

En cadascuna de les Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) es va instal·lar una càmera foto-trampeig que registrava els moviments de la fauna en tres dies consecutius a la primavera i tardor. Seguidament es va analitzar si els paràmetres estructurals de les parcel·les explicaven les abundàncies dels diferents carnívors. Els resultats aquí, es mostren corresponen al TFG de la Ruth Quero (per veure el treball sencer, consultar l'Annex 7)

Resultats i discussió

Es van obtenir 535 deteccions independents ($n = 22,29 \pm 17,03$ de mitjana). L'11,59% de les deteccions van ser de mesocarnívors, 3,36 % ($n=18$) de geneta (*Genetta genetta*), 5,42% ($n= 29$) de guineu (*Vulpes vulpes*) i 2,80% ($n=15$) de fagina (*Martes foina*). La mustela (*Mustela nivalis*) i el teixó (*Meles meles*) no es van detectar el 2021. Les deteccions no van ser homogènies en els 6 hàbitats. Cada espècie va presentar percentatges de detecció diferents als diferents hàbitats (Figura 29). En pinedes humides únicament es van captar imatges de la guineu, en als matollars a part de la guineu també es va captar la fagina mentre que la geneta tampoc no es va deixar veure en aquest hàbitat. Per al total de deteccions de mesocarnívors es va obtenir el mateix nombre de captures a la primavera que a la tardor 5,75% ($n=31$) a cada estació.

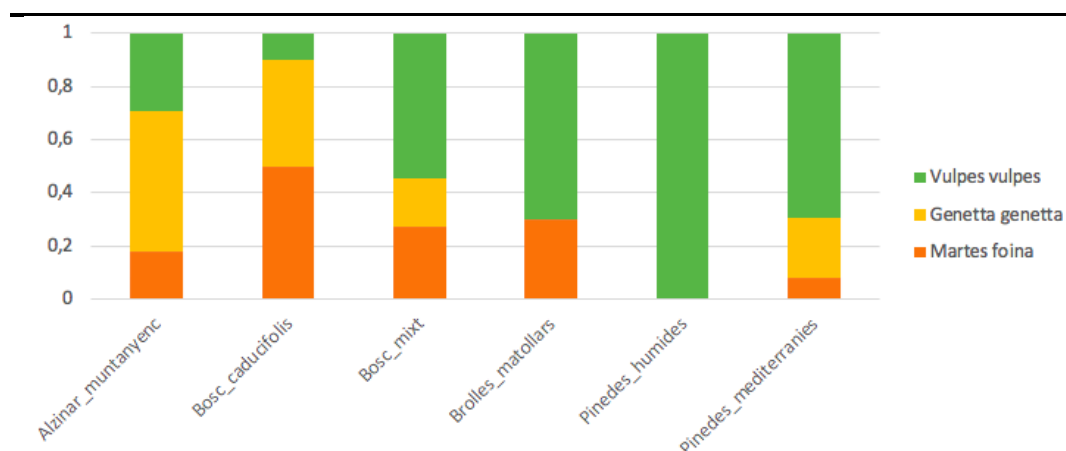


Figura 29

Mitjana del nombre de contactes independents de geneta (*Genetta genetta*), fagina (*Martes foina*) i guineu (*Vulpes vulpes*) per tipologia d'hàbitat i època de mostreig.

Per a cada espècie es va calcular l'Índex d'Abundància Relativa (RAI) a partir del nombre de deteccions independents (amb un interval de temps de 30 min entre fotografies). Per a calcular el RAI es van sumar les deteccions per parcel·la i es van dividir pel nombre de dies que la càmera va estar col·locada. El RAI es va calcular per a totes les espècies de mesocarnívors i es va calcular la riquesa d'espècies de carnívors (RiqCm).

L'alçada de la vegetació és la variable ambiental que millor explica la riquesa de carnívors, mantenint una relació significativament positiva. Mentre que l'índex de Shannon i la riquesa de fruits carnosos hi presentaven una relació negativa i no significativa amb la riquesa.

Per tant, els hàbitats forestals com l'alzinar muntanyenc o els boscos mixtos van presentar més riquesa de carnívors. La guineu va ser l'única espècie present en els 6 hàbitats gràcies al seu caràcter generalista.

La geneta basa la seva alimentació en mamífers sobretot al ratolí de camp (Virgós *et al.* 1999). Per aquesta raó escull alzinars o pinedes mediterrànies amb un estrat arbustiu desenvolupat, ja que la cobertura vegetal més gran disminueix el risc de depredació i augmenta l'abundància de preses (Sunyer *et al.* 2013). Tot i això, és sorprenent com els nostres resultats no mostren cap relació amb la presència del micromamífer ni amb alguna característica estructural de l'hàbitat.

En un futur s'haurà d'analitzar a nivell de paisatge per entendre el comportament i ús de l'espai de les espècies de mesocarnívors.

5. ELS EFECTES DELS FACTORS DE CANVI

5.1. Canvi climàtic

Indicador	Temperatura, precipitació, humitat, períodes de sequera, etc.
Mètode i anàlisi	Es va fer un recull i digitalització de totes les dades meteorològiques històriques que disposava el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac des de l'any 1990 al 2020.

Resultats i discussió

El climograma generat pel Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac amb dades des del 1990 fins al 2021 mostren una climatologia mediterrània (Figura 30) amb una temperatura mitjana és de 13,24°C i de 630,81 litres anuals. Per tant, el clima del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac és clarament mediterrani amb estius càlids i secs, hiverns suaus, i amb primaveres i, especialment, tardors plujoses. Tanmateix, el clima mediterrani es caracteritza per ser especialment variable, per això aquest 2021 ha sigut extremadament sec, amb una mitjana de 356.47 litres (274.34 litres per sota per sota la mitjana), 85.7 dels quals varen caure entre el març i el maig. Del 2021 destaquen que d'entre els 10 dies amb major precipitació només sumen 182 litres i que només dos d'aquests corresponen a mesos de primavera. Destaquen els 52 dies entre el 2 de maig al 22 de juny amb una precipitació acumulada de 8.7 litres o els 36 dies entre o un desembre amb menys de 2 litres en 31 dies.

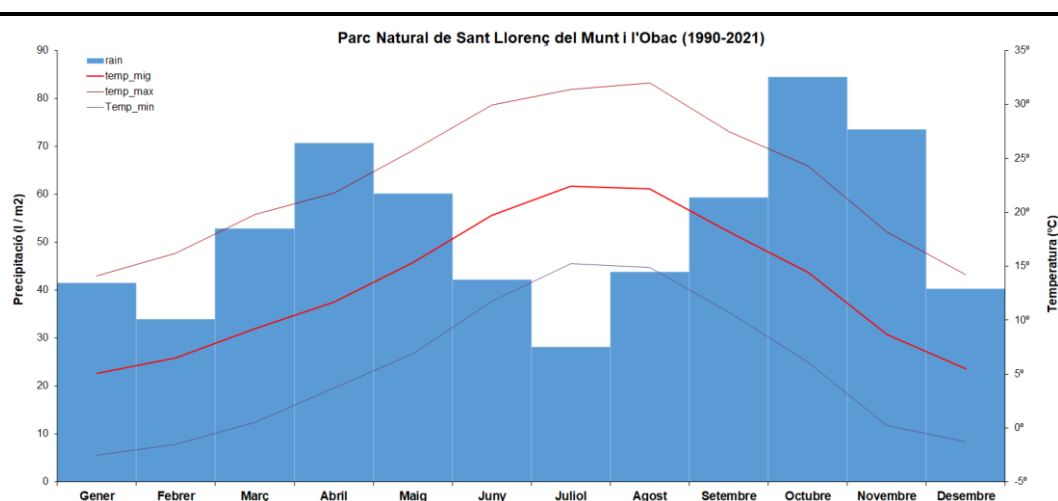


Figura 30

Climograma del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac elaborat a partir de dades de 1990 a 2010.

Tots els mesos, a excepció del juliol i el novembre, presenten precipitació per sota la mitjana general (1990 - 2021). És molt rellevant en el cas dels mesos primaverals que varen deixar de precipitar 98 litres (respecte la mitjana), especialment greu va ser el més de març que va precipitar un 87.5% menys de l'habitual, amb un total de 6.6 litres en tot el mes. Tanmateix, finalment varen precipitar 356.47 litres (Annex 3). La temperatura mitjana del 2021 fou de 13,58°C, el que representa un increment de 0,34°C respecte la mitjana. Tots els mesos mostren una temperatura màxima mitjana al 2021 superior a la mitjana general (1990 - 2021) on destaquen especialment el gener (amb 4.72°C més respecte la mitjana), febrer (+3.05°C), agost (+5.84°C), i desembre (+4.62 °C). La temperatura mitjana, en el més de febrer va ser de 2,53°C superiors a la mitjana, mentre que el desembre va ho va fer amb 1,29°C (Annex 3).

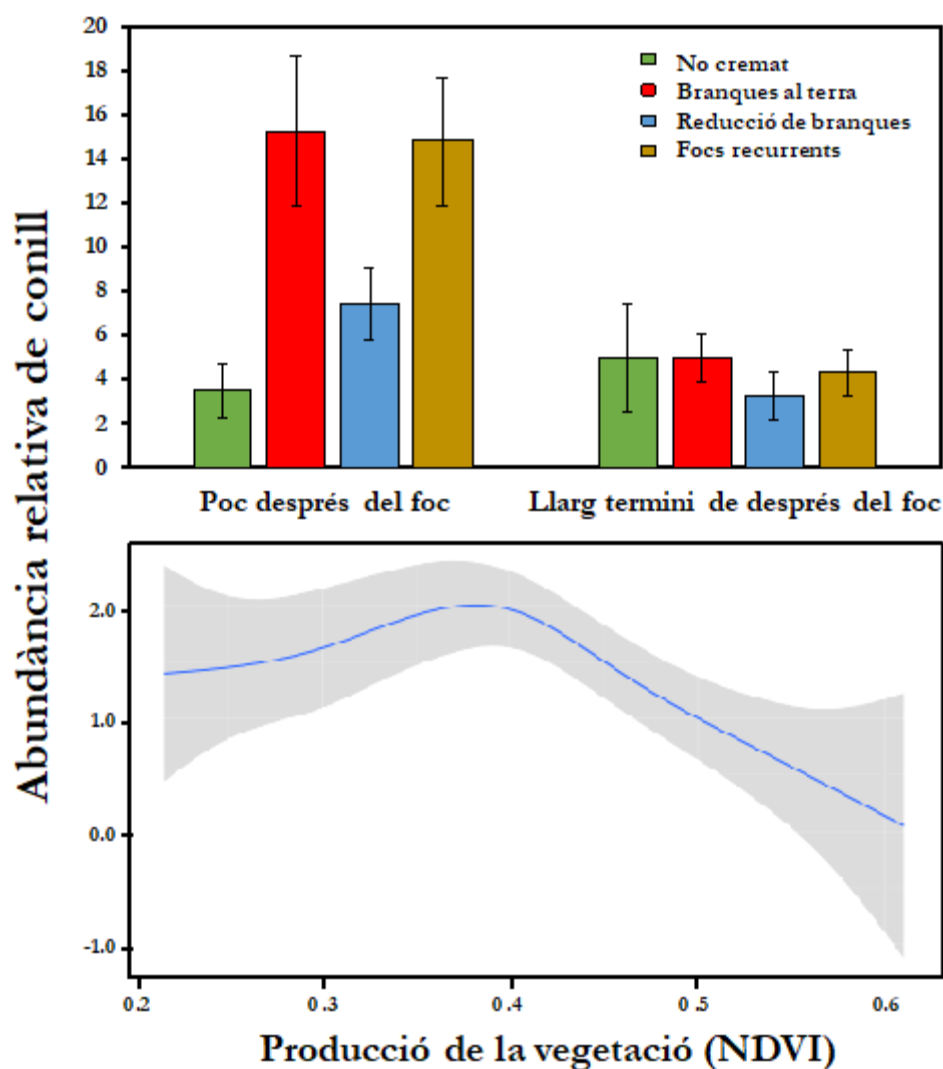
L'any 2021 no es va registrar cap dia amb temperatures superiors a 40°C. Es varen registrar vuit dies amb temperatures màximes superiors als 35°C (Annex 4). Es van acumular 22 dies amb temperatures inferiors a -2°C, especialment el gener. Per altre banda, es van registrar tres períodes amb més de 10 dies sense precipitació (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), així com 1 episodi de precipitació superior als 40 litres.

Seria molt interessant disposar de dades en format de base de dades (tipus Excel) de les estacions que s'han instal·lat a la Mola, la Mata i Mura, per tal de poder incorporar aquesta informació a la bases de dades del CMBMM i poder creuar-la amb les dades de biodiversitat. Aquestes dades serien de gran interès, doncs permetria analitzar amb major precisió les variacions climàtiques aquí detectades.

Creiem que per poder monitoritzar les variacions climàtiques del Parc calen dues modalitats d'estacions meteorològiques, les estacions fixes, les quals aporten una informació general del Parc i, per altra banda, la instal·lació d'estacions més simples específicament dissenyades per a la comprensió dels seguiments de biodiversitat. Aquestes segones s'haurien d'instal·lar dins d'algunes Parcel·les de Seguiment Permanent (PSP). Idealment, s'haurien d'instal·lar entre 4 i 8 estacions. Aquestes, només haurien d'aportar dades de temperatura màxima, mínima, mitjana, precipitació i humitat.

5.2. Incendis forestals

Indicador	Abundància de conills (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)
Mètode i anàlisi	Resultats de l'article científic enviat a <i>European Journal of Forest Research</i>. Es van mostrejar parcel·les situades a la zona cremada el 2003: 9 dintre del perímetre no cremat; 10 dins de boscos cremats amb extracció de troncs i apilament de branques (branques cremades), 10 a boscos cremats amb extracció posterior de troncs i branques cremades (extracció de branques) i 10 a boscos amb recurrència d'incendis, cremats al 2003 i als anys 80. Les prospeccions es van dur a terme en les mateixes parcel·les els anys 2006 a 2008 i 2020 a 2021 (Rollan & Real 2011). La regeneració vegetal es va mesurar mitjançant l'índex diferencial normalitzat de vegetació (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI), amb imatges multiespectrals provinents dels satèl·lits Landsat. Per a cada un dels transsectes i anys es va determinar la mitjana d'NDVI entre l'1 de març i el 31 d'agost, essent els mesos amb activitat reproductiva del conill. Per comparar les dades es va calcular el nombre d'excrements per m² com a variables de l'abundància relativa de conills. Per analitzar els efectes de la regeneració vegetal, del temps transcorregut des del foc (TSF) i dels tractaments post-incendi sobre l'abundància de conills s'ha utilitzat l'anàlisi de models mixtos lineals generalitzats (GLMM).
Resultats i discussió	L'abundància relativa del conill es va veure afectada pel temps transcorregut des de l'incendi. Tot i que a curt termini les abundàncies de conills van ser elevades, van disminuir dràsticament a llarg termini (Figura 31); no obstant això, aquest descens està estretament relacionat amb els tractaments post-incendi. Els tractaments de branques deixades a terra i la recurrència d'incendis van provocar grans abundàncies a curt termini i, conseqüentment, van patir caigudes extraordinàries de l'abundància de conills a llarg termini. D'altra banda, en els boscos no cremats es va mantenir abundàncies de conills de forma uniforme però amb nombres baixos al llarg del temps. La productivitat de les plantes també va estar estretament relacionada amb la caiguda de l'abundància relativa del conill. Aquesta relació amb la productivitat de les plantes va mostrar que les abundàncies de conills augmenten sense problemes a mesura que l'hàbitat es fa més productiu, però que quan el valor de NDVI supera el llindar de 0.4, les abundàncies de conills disminueixen de manera ràpida i constant (Figura 31). La ràpida resposta després d'un incendi dels conills és atribuïble a la gran diversitat de plantes herbàcies que apareix immediatament després d'un incendi i a un millor accés arran de terra. El temps transcorregut des d'un incendi, juntament amb el tipus de tractament i la productivitat de la planta, són determinants en l'evolució de l'abundància de conills al llarg del temps. Tanmateix, la disminució a llarg termini i, fins i tot, la desaparició dels conills de les parcel·les cremades on eren abundants després d'un incendi (Rollan & Real 2011) mostren com el ràpid creixement de la vegetació afecta l'abundància de conills al llarg del temps. A llarg termini, tot i que les àrees tallades són heterogènies, amb microhàbitats oberts presents entre grans arbustos, la manca de disponibilitat d'aliment (herbes) o una estructura d'hàbitat adequada (estrats arbustius) que permeti la lliure circulació, poden ser els principals factors que influeixen en el manteniment de les poblacions de conills. Les poblacions de conills van disminuir amb l'augment de la producció vegetal (mitjana NDVI), especialment entre el cinquè i el sisè any després de l'incendi en tots els tractaments (excepte el bosc no cremat, on les abundàncies es van mantenir constantment baixes), coincidint amb el moment en què s'estabilitza l'augment de la productivitat de la planta post-incendi. A escala regional, la història del foc i la composició florística determinaran la recuperació de cada capa de vegetació després d'un incendi.

**Figura 31**

Climograma del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac elaborat a partir de dades de 1990 a 2010.

Els tractaments post-incendi poden ser favorables a les poblacions de conills i poden ajudar a augmentar el valor de conservació de les zones cremades. A curt termini, recomanem retirar branques del sòl per afavorir les espècies d'hàbitat obert com el conill. A més, proposem que les branques s'amunteguen per actuar com a refugi de conills i d'altres espècies (Rost *et al.* 2012; Puig-Gironès *et al.* 2020). A llarg termini, es recomanen les cremes controlades i la pastura com a mitjà per mantenir la vegetació en les primeres etapes de successió i mantenir arbusts oberts favorables per a les poblacions de conills. Actuar en el moment adequat per afavorir la persistència d'espècies d'hàbitat obert és fonamental. Aquestes accions proposades també ajudaran a reduir la biomassa ambiental, mitigant així la possibilitat de futurs incendis forestals greus.

Per altre banda, les zones obertes s'han de mantenir connectades per evitar que les poblacions quedin aïllades, ja que, si les poblacions estan desconnectades entre si, hi ha el risc que una malaltia pugui extingir localment tota una població, i que l'àrea buida mai pugui ser recolonitzada per les poblacions veïnes.

6. CONCLUSIONS

Gràcies al fet de disposar d'una sèrie d'entre dos i tres anys en funció del seguiment es poden començar entreveure algunes relacions interessants de la biodiversitat del Parc. En aquesta lineal, s'observa que després d'un increment notable en el nombre d'espècies els anys 2018 i, especialment, al 2019, hi ha una davallada general de les poblacions d'ocells, micromamífers, esquirols i conills el 2020 i 2021 per les sequeres. Tot i que encara caldrà veure'n les conseqüències el 2022. Aquestes variacions són atribuïbles a les condicions meteorològiques. Per exemple, el 2018 es va poder observar en certs elements de la biota reaccionen de forma immediata a les bones condicions ambientals, com la producció espectacular de bolets. Caldrà esperar al 2022 per començar a treure relacions temporals de tota la xarxa tròfica, ja que despodrem de dades d'entre quatre i cinc anys.

A grans trets, podem concloure que:

- La metodologia emparada per el seguiment de cargols de codina sembla adequada; tot i que caldrà una anàlisi acurada dels resultats per concloure que la metodologia és adequada i útil per el seguiment d'aquests organismes d'ambients xeròfils.
- El 2021 ha incrementat les poblacions d'escorpins a les codines.
- La metodologia de mostreig d'invertebrats terrestres sembla adient per poder extreure'n la diversitat i l'abundància relativa. A més, permetrà fer comparacions en l'espai i el temps.
- La comunitat d'aranyes presenta valors alts de l'índex de Shannon als hàbitats de bosc de caducifolis degut a la complexitat del bosc i el sotabosc.
- S'han fet dues noves cites d'espècies d'aranyes a la Península Ibèrica, *Labulla thoracica* (Wider, 1834) i *Tenuiphantes spiniger* (Simon, 1929), totes dues pertanyents a la família *Linyphiidae*. D'altra banda, 11 espècies havien estat registrades prèviament a la província de Barcelona.
- La comunitat d'ocells ha continuat amb la seva particular davallada poblacional en els hàbitats més secs i mediterranis, mentre que en els hàbitats més humits s'hi ha registrat un lleuger increment. Les pinedes humides i el bosc de caducifolis continuen essent els hàbitats que concentren major nombre d'individus i major riquesa d'espècies a la primavera.
- S'observa un augment considerable de les mallerengues, els pit-roigs i els pinsans; mentre que el rossinyol, el tallarol de garriga (ambdós estivals), el mosquiter comú i el tallarol de casquet són les espècies que han experimentat una davallada més marcada en la seva abundància entre el 2020 i el 2021.
- La densitat de territoris de gamarús s'ha reduït notablement respecte el 2019 a l'interior del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac.
- La població de micromamífers s'ha recuperat lleugerament respecte el 2020, per altra banda, els hàbitats oberts i semi-oberts amb sotabosc herbaci o de romaní, concentren major nombre d'individus i d'espècies. Destaca l'increment en el nombre de captures de ratolí mediterrani.
- La biomassa de micromamífers, indicador de la disponibilitat d'aliment, ha experimentat una increment molt petit, que podria veure's reflectit en els seus potencials depredadors en els propers anys.
- El nombre de pinyes consumides per esquirols és lleugerament superior a les consumides l'any 2020.
- Els hàbitats amb major abundància de pi blanc presenten major abundància d'esquirols. Tot i que no existeixen diferències significatives entre pinedes mediterrànies i el bosc mixt.
- El nombre d'excrements i latrines de conill mostren una lleugera recuperació en els hàbitats de matollar, mentre que en les codines i pinedes mediterrànies es mantenen els valors d'altres anys.
- L'hàbitat amb major abundància de conill dins el Parc continua essent el de brolles i matollars tot i que s'hi percep inestabilitat poblacional possiblement degut a episodis vírics i a l'estructura i adequació de l'hàbitat.
- La presència del cabirol està condicionada per una major diversitat vegetal (índex de Shannon), l'alçada de la vegetació, la complexitat del sotabosc, i la riquesa de fruits; presentant majors abundàncies en els hàbitats de bosc mixt, pinedes humides i boscos de caducifolis.

- El porc senglar no presenta cap patró respecte l'estructura de l'hàbitat, denotat que aquest ungulat té una presència homogènia en tots els hàbitats del Parc. Tanmateix, la seva abundància és molt menor en brolles i matollars i pinedes mediterrànies i major allà on hi ha aglans per alimentar-se.
- La sequera ha derivat en una homogeneïtzació i pèrdua de diversitat vegetal en tots els hàbitats del Parc, especialment en aquells que presenten major nombre d'espècies anuals com les codines o les pinedes humides.
- Les codines i roqueters són l'hàbitat del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac amb major riquesa d'espècies. Per altre banda, les parcel·les que concentren menor riquesa d'espècies són els boscos de caducifolis i els alzinars muntanyencs.
- Estructuralment, les pinedes humides i mediterrànies són els hàbitats forestals més diversos, amb major estructuració de sotabosc, mentre que l'alzinar muntanyenc i els boscos de caducifolis, presenten poca densitat i diversitat estructural del sotabosc.
- El LiDAR serà una mesura estructural de les parcel·les molt útil per poder comprendre millor les variacions poblacionals dels organismes, per entendre els processos de recuperació post incendi i/o per lligar l'estructura amb la producció d'aglans, pinyes o bolets.
- Els boscos mixtos i els boscos de caducifolis són els hàbitats que presenten major volum de fusta morta.
- Les parcel·les dels hàbitats de codines i matollars difereixen significativament entre si i en relació a la resta d'hàbitats forestals per l'índex diferencial normalitzat de vegetació (NDVI).
- El 2021, amb una primavera molt seca, hi ha hagut una davallada en la producció vegetal en tots els hàbitats. Només l'hàbitat d'alzinar muntanyenc ha sofert una davallada menys pronunciada en comparació la resta.
- El nombre de bolets comptats el 2021 va ser de 3435, amb un pes fresc de 0.62g/m², essent valors inferiors als registrats el 2019 i 2018, però semblants al 2020.
- Tant el pes fresc com el nombre de bolets han tornat a ser majors en hàbitats de pinedes humides, tot i que enguany han augmentat en els hàbitats centrals del Parc, on s'ha acumulat la boira. Seria interessant analitzar aquest fenomen meteorològic en la producció de bolets.
- Els alzinars muntanyencs són els hàbitats que produeixen major nombre d'aglans, essent significativament superior a la producció registrada tant al bosc mixt com a brolles i matollars. Tanmateix, els aglans hi són més petits i amb menor pes sec.
- Fenològicament, la producció d'aglans es comporta de forma similar en els diferents hàbitats, tot i que la caiguda és major i es dona abans en els alzinars muntanyencs i, contràriament, en les brolles és menor però s'allarga en el temps.
- La disponibilitat d'aglans al terra també és major en les parcel·les d'alzinar muntanyenc, tot i que no hi ha diferències significatives al llarg del temps.
- S'ha registrat una davallada important en la producció de pinyes respecte el 2020. L'hàbitat de pineda humida és l'hàbitat amb major producció.
- El bosc mixt és l'hàbitat amb major productivitat de pinyes de pi blanc, mentre que en brolles i matollars aquesta producció és testimonial.
- L'alçada de la vegetació de cada parcel·la és la variable ambiental que millor explica la riquesa de carnívors. Per tant, l'alzinar muntanyenc o els boscos mixtos presenten major riquesa de carnívors.
- La guineu va ser l'única espècie present en els 6 hàbitats gràcies al seu caràcter generalista.
- Meteorològicament el 2021 ha sigut càlid i molt sec respecte la mitjana.
- La regeneració i l'augment de la cobertura vegetal post-incendi a totes les zones cremades i posteriorment talades han afectat negativament la població de conills ja que l'hàbitat ha esdevingut poc favorable.

7. DIVULGACIÓ

Xerrades divulgatives

A tall de resum, es llisten algunes de les xerrades divulgatives en les que han participat els membres del Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies:

- **Puig-Gironès R** (Desembre 2020). Seguiments de rapinyaires nocturns al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Realitzat telemàticament pels voluntaris del cens de desembre.
- **Puig-Gironès R** (Gener 2021). Seguiments de rapinyaires nocturns al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Realitzat telemàticament pels voluntaris del cens de gener.
- **Puig-Gironès R** (Febrer 2021). Seguiments de rapinyaires nocturns al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Realitzat telemàticament pels voluntaris del cens de febrer.
- **Puig-Gironès R** (Juny 2021). El Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies: El seguiments de la biodiversitat a llarg termini. Realitzat telemàticament pels alumnes del Màster Universitari d'Ecologia, Gestió i Restauració del Medi Natural de la Universitat de Barcelona.
- **Puig-Gironès R** (Novembre 2021). Els censos de rapinyaires nocturns amb voluntariat. Realitzat telemàticament pels biòlegs dels Parcs i membres d'associacions locals per incentivar la seva participació.
- **Puig-Gironès R & Real J** (Desembre 2021). Presentació del CMBMM i dels seus resultats al PNSLL. Realitzat telemàticament per a l'extensa comunitat de tècnics i gestors del Servei d'Espais Naturals de la Diputació de Barcelona.

Trobades tècniques

Sinergies entre professors i investigadors de la Universitat de Barcelona.

Es van fent reunions amb diferents especialistes encarades a tractar aspectes del seguiment dels següents grups taxonòmics:

- Invertebrats del medi aquàtic i dels peixos amb l'equip FEHM lab (**Núria Bonada, Pau Fortuño i Dolors Vinyoles**) i la Societat Catalana d'Herpetologia (SCH, **Eudald Pujol**) per unificar els seguiments en punts d'aigua i plantejar metodologies de cens per poder comparar les dinàmiques dels diferents organismes.
- Descomponedors i invertebrats terrestres, l'equip liderat pels professors **Miquel Arnedo i Eduardo Mateos** van fer una proposta per conèixer-ne l'abundància i la diversitat funcional d'invertebrats en totes les parcel·les a partir d'un seguiment estandarditzat combinant trapes de caiguda i recol·lecció directe d'invertebrats, el qual es va testar el 2020 en quatre parcel·les i s'ha repetit al 2021 en altres quatre.
- Producció primària i estructura dels ecosistemes, l'equip liderat pels professors **Jofre Carnicer, Santi Sabaté i Teresa Sauras** van fer una proposta i testat al llarg del 2021 encaminada a conèixer la producció vegetal d'arbusts i arbres, conèixer l'estructura, densitat i estructura d'edats de les masses forestals i a poder caracteritzar el sòl de les parcel·les.

Sinergies amb altres investigadors i ONG's.

Es varen mantenir diferents reunions i seccions de treball amb membres de l'associació ADENC de Sabadell, que varen culminar en la planificació i primeres probes per a implementar una metodologia de seguiment de quiròpters forestals que es posarà en marxa la primavera del 2022 en totes les Parcel·les de l CMBMM.

S'ha col·laborat amb el Grup de recerca Felis de la Institució Catalana d'Història Natural (ICHN), compartint protocols de seguiment, dades i col·laborant en el seguiment de carnívors al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i a la vall de Marfà. També s'ha mantingut la col·laboració estreta que hi ha amb el programa SEMICE del Museu de Ciències Naturals de Granollers (MCNG), de compartició de dades.

S'han mantingut contactes amb els grups ANTAXIUS i Felis de la ICHN, el Museu de Ciències Naturals de Barcelona, el MCNG, l'Institut Català d'Ornitologia (ICO) i la SCH per col·laborar en el supòsit que es concedeixi un projecte sol·licitat a la Fundación Biodiversidad.

Jornades de treball en el marc de la Xarxa de Parcs de La Diputació de Barcelona

Amb la voluntat del CMBMM d'arribar a d'altres Parcs Naturals de la Xarxa de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona es van realitzar sessions de treball amb els tècnics del Parc Natural i Reserva de la Biosfera del Montseny (Daniel Guinart), del Parc del Montnegre i el Corredor (Mireia Vila), del Parc del Garraf (Emilio Valbuena) i del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (Daniel Pons) i de la Oficina Tècnica de Planificació i Anàlisi Territorial de la Diputació de Barcelona (David Carrera).

Es van tractar aspectes sobre els reptes i condicionats de cadascun dels espais naturals, per tenir una visió global de cadascun dels Parcs. L'objectiu central fou de proposar seguiments transversals i, alhora, integrar i homogeneïtzar el que s'està duent a terme als Parcs, per tal d'unificar i complementar els seguiments que ja estan duent a terme. Resultant de les diferents trobades es varen establir quins hàbitats i el nombre de parcel·les per hàbitat aplicar en els quatre parcs esmentats (Taula 5). Paral·lelament també es va proposar implementar els seguiments de lagomorfs al Parc del Garraf, i d'esquirols als Parcs del Montnegre i Garraf de cares al 2023.

Taula 5

Proposta de parcel·les i seguiments a escala de parcel·les d'una hectàrea (100x100m o similar). En blau es mostren les tipologies d'hàbitat on es podria implementar parcel·les de Seguiment Permanent (PSP) – derivades de les converses amb els biòlegs dels Parcs de la Diputació de Barcelona –, el nombre de parcel·les proposades i els seguiments que s'hi podrien dur a terme.

Parc	Parcel·les	Hàbitat
Sant Llorenç	4	Codines i Roqueters (COD)
Montseny	4	Habitats culminants (HCM)
Montseny i Montesquiu	4	Prats de dall (PDL)
Montnegre i Garraf	4	Conreus i Erms (CON)
Garraf	2	Dolines (DOL)
Sant Llorenç	4	Brolles i Matollars (MAT)
Garraf	4	Màquies de garric i margalló (MGM)
Sant Llorenç	4	Pinedes mediterrànies (PMD)
Garraf i Montnegre	4	Pinedes litorals (PLT)
Montseny i Montesquiu	3	Pinedes de pi roig (PHD)
Sant Llorenç	3	Pinedes de pinassa (PHP)
Sant Llorenç	1	Pinedes de pinassa (PHP)
Montseny i Montesquiu	3	Avetoses (AVT)
Sant Llorenç	4	Bosc mixt d'alzina i pins (BMX)
Montnegre	2	Alzinar (ALZ)
Montnegre	4	Suredes (SUR)
Sant Llorenç i Montseny	4 + 2	Alzinar muntanyenc (AMY)
Sant Llorenç	4	Bocs mixt d'alzina i roures (BXR)
Montseny i Montnegre	4	Bocs mixt d'alzina i roures (BXR)
Montseny i Montesquiu	4	Fagedes (FGD)

Un cop acordats els hàbitats i nombre de parcel·les, els biòlegs varen facilitar informació de seguiments propis i de tercers al CMBMM per tal de poder localitzar àrees bones on implementar aquestes parcel·les. Al llarg del primer trimestre del 2022 caldrà decidir on situar aquestes parcel·les per poder començar a fer seguiments de la biodiversitat d'aquets nous emplaçaments.

Publicacions científiques i Treballs de recerca de final de Grau (TFG).

S'han enviat a revistes científiques amb tirada internacional dos articles referents al CMBMM, els quals estan a hores d'ara en valoració per part de les revistes:

- Puig-Gironès R & Real J. A comprehensive but practical methodology for selecting biological indicators for long term monitoring. PLoS ONE
- Puig-Gironès R, Ferret A, Rollan À, Real J. Long-term response of open-habitats species to wildfire salvage logging: the endangered European wild rabbit as example. European Journal of Forest Research.

S'ha finalitzat els treballs de recerca de final de grau (TFG) de l'alumna Montse Muriana, Ruth Quero i Albert Sevil, així com el TFM d'en Què Vilalta de la Universitat de Barcelona i que s'adjunten com a document complementari, conjuntament amb aquest document, com a annexes:

- TFG de la Montse Muriana, alumne del grau de biologia de la Universitat de Barcelona, titulat 'Efectes en la producció i disponibilitat d'aglans segons la tipologia d'hàbitat en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac', codirigit amb el Dr. Santi Sabaté de la Universitat de Barcelona i el CREAF.
- TFG de la Ruth Quero, alumne del grau de biologia de la Universitat de Barcelona, titulat 'Coexistència de depredadores en el espacio: Efectos de las características estructurales ambientales y la disponibilidad de recursos en mesocarnívoros del Mediterráneo'.
- TFG de l'Albert Sivil, alumna de grau de biologia de la Universitat de Barcelona, titulat 'Bioinventory of spider's communities in Holm and White oak forest habitats in Sant Llorenç Natural Park (Barcelona)' amb el Dr. Miquel Arnedo com a tutor.
- TFM d'en Què Vilalta l'alumne del Màster d'Ecologia, Gestió i Restauració del Medi Natural, titulat 'Anàlisi de la diversitat funcional de la comunitat d'ocells del massís de Sant Llorenç del Munt i la Serra de l'Obac'.

Per al curs 2021-2022 s'acolliran dos estudiants en pràctiques de les universitats de Girona i de l'Autònoma de Barcelona, els quals poder de cares al 2023 també podrien desenvolupar els seus TFG al CMBMM. Alhora, s'han començat dos nous TFG:

- TFG de la Gemma Bel alumna del grau de ciències ambientals de la Universitat de Barcelona, titulat 'El poblament d'amfibis i la diversitat dels punts d'aigua del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt'.
- TFG de la Carlota Narváez alumna del grau de ciències ambientals de la Universitat de Barcelona, titulat 'Caracterització de la flora amenaçada del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac'.

AGRAÏMENTS

Voldríem agrair en primer lloc als impulsors del projecte del Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies gràcies als quals aquesta iniciativa va veure la llum, especialment a l'Àngel Miño i en Daniel Pons de la Diputació de Barcelona. A totes aquelles persones i institucions que hi han donat suport tant a nivell logístic, de redacció de protocols com en la realització dels seguiments de camp: Toni Hernández-Matías, Eudald Pujol-Buxó, Àlex Rollán, Ignasi Torre, Marc Vilella, Ferran Sayol, Sergi Herrando, Vicenç Bros, Toni Mampel, Albert Peris, Adrià Fàbrega, Lluïsa Bachs, Albert Buil, Damià Hoyos i la colla de manteniment del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac per les tasques de col·locació de les trampes d'aglans i altres tasques de manteniment de les infraestructures i material del CMBMM.

BIBLIOGRAFIA

- Alday JG, Martínez de Aragon J, de-Miguel S & Bonet JA 2017. Mushroom biomass and diversity are driven by different spatio-temporal scales along Mediterranean elevation gradients. *7*: 45824. doi: 10.1038/srep45824.
- Branco VV, Morano E & Cardoso P 2019. An update to the Iberian spider checklist (Araneae). *Zootaxa*, **4614**: 201-54. doi: 10.11646/zootaxa.4614.2.1.
- Bros V 2010. Composició de la comunitat de mol·luscs de les codines en el Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i l'impacte del trepig i l'erosió en el Montcau. Diputació de Barcelona, Àrea d'espais Naturals, Barcelona. 27 p.
- Cardoso P 2009. Standardization and optimization of arthropod inventories—the case of Iberian spiders. *Biodiv Cons*, **18**: 3949-62. doi: 10.1007/s10531-009-9690-7.
- Carnicer J, Vives-Inglà M, Blanquer L, Méndez-Camps X, Rosell C, Sabaté S, Gutiérrez E, Sauras-Yera T, Peñuelas J & Barbeta A 2021. Forest resilience to global warming is strongly modulated by local-scale topographic, microclimatic and biotic conditions. *J Ecol*, **109**: 3322-39. doi: 10.1111/1365-2745.13752.
- Collado E, Bonet J, Camarero J, Egli S, Peter M, Salo K, Martínez-Peña F, Ohenoja E, Martín-Pinto P & Primicia I 2019. Mushroom productivity trends in relation to tree growth and climate across different European forest biomes. *Sci Total Env*, **689**: 602-15. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.471.
- Greene DF, Messier C, Asselin H & Fortin M-J 2002. The effect of light availability and basal area on cone production in *Abies balsamea* and *Picea glauca*. *Canadian J Bot*, **80**: 370-77. doi: 10.1139/b02-020.
- Herrando S, Anton M, Sardà-Palomera F, Bota G, Gregory RD & Brotons L 2014. Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: Land abandonment in a Mediterranean region. *Ecol Ind*, **45**: 235-44. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.04.011.
- Jonason D, Ekroos J, Öckinger E, Helenius J, Kuussaari M, Tiainen J, Smith HG & Lindborg R 2017. Weak functional response to agricultural landscape homogenisation among plants, butterflies and birds. *Ecography*, **40**: 1221-30. doi: 10.1111/ecog.02268.
- Laliberté E & Legendre P 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**: 299-305. doi: 10.1890/08-2244.1.
- Martínez-Alonso C, Valladares F, Camarero JJ, Arias ML & Serrano M 2007. The uncoupling of secondary growth, cone and litter production by intradecadal climatic variability in a Mediterranean Scots pine forest. *Forest Ecol Manag*, **253**: 19-29. doi: 10.1016/j.foreco.2007.06.043.
- Mason NW, Mouillot D, Lee WG & Wilson JB 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, **111**: 112-18. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.
- Mouillot D, Graham NA, Villéger S, Mason NW & Bellwood DR 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. **28**: 167-77.
- Mutke S, Gordo J & Gil L 2005. Variability of Mediterranean Stone pine cone production: Yield loss as response to climate change. *Agric Forest Meteorol*, **132**: 263-72. doi: 10.1016/j.agrformet.2005.08.002.
- Olano JM, Martínez-Rodrigo R, Altelaarrea JM, Agreda T, Fernández-Toiran M, García-Cervigón AI, Rodríguez-Puerta F & Agueda B 2020. Primary productivity and climate control mushroom yields in Mediterranean pine forests. *Agric Forest Meteorol*, **288**: 108015. doi: 10.1016/j.agrformet.2020.108015.
- Ordóñez JL, Retana J & Espelta JM 2005. Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees. *Forest Ecol Manage*, **206**: 109-17. doi: 10.1016/j.foreco.2004.10.067.
- Palou A & Sáez L 2011. Estudi demogràfic, corològic i de l'estat de conservació de l'endemisme de Sant Llorenç del Munt i de la Serra de l'Obac *Arenaria fontqueri* subsp. *cavanillesiana*. Diputació de Barcelona, Àrea d'espais Naturals, 17 p.
- Piqué J 1997. Ecoetologia i biologia de l'esquirol (*Sciurus vulgaris*, Linnaeus, 1758) en dos hàbitats de predictibilitat alimentària contínua que difereixen en l'abundància d'aliment, Universitat de Barcelona.
- Piqué J & Rodríguez-Teijeiro J 2012. Esquirol vermell in *Els espais urbans. Manual de gestió d'hàbitats per a fauna vertebrada*. (Camprodon J et al. ed.). Diputació de Barcelona y Obra Social "La Caixa", Barcelona. 188-91 pp.

- Primicia I, Camarero JJ, de Aragón JM, de-Miguel S & Bonet JA 2016. Linkages between climate, seasonal wood formation and mycorrhizal mushroom yields. *Agric For Meteor*, **228**: 339-48. doi: 10.1016/j.agrformet.2016.07.013.
- Puig-Gironès R & Real J 2017. Indicadors de l'estat de la biodiversitat i proposta de seguiments a llarg termini en ecosistemes mediterranis: aplicació al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt. Universitat de Barcelona, Barcelona. 154 p.
- Puig-Gironès R & Real J 2018. Les àrees d'implementació al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i serra de l'Obac. Universitat de Barcelona, Barcelona. 88 p.
- Puig-Gironès R & Real J 2019. Elaboració de protocols de seguiment de la biodiversitat, aplicació al camp i coordinació de seguiments. Universitat de Barcelona, Barcelona. 202 p.
- Puig-Gironès R, Imbeau L, Clavero M, Rost J & Pons P 2020. Does post-fire salvage logging affect foraging activity by rodents? *European Journal of Forest Research*, **139**: 777-90. doi: 10.1007/s10342-020-01285-5.
- Puig-Gironès R & Real J 2020a. Pla de Seguiments de la Biodiversitat a Sant Llorenç del Munt i l'Obac 2020. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Puig-Gironès R & Real J 2020b. Pla de Seguiments de la Biodiversitat a Sant Llorenç del Munt i l'Obac 2018-2019. Centre de Monitoratge de la Biodiversitat de Muntanyes Mediterrànies (CMBMM). Universitat de Barcelona, Barcelona. 84 p.
- Rollan À & Real J 2011. Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance. *Eur J Wildl Res*, **57**: 201-09. doi: 10.1007/s10344-010-0412-y.
- Rost J, Clavero M, Brotons L & Pons P 2012. The effect of postfire salvage logging on bird communities in Mediterranean pine forests: the benefits for declining species. *J Appl Ecol*, **49**: 644-51. doi: 10.1111/j.1365-2664.2012.02127.x.
- Salvat A & Sáez L 2016. Revisió i actualització del Pla estratègic de conservació dels hàbitats i la flora de la Xarxa de Parcs Naturals de la Diputació de Barcelona: flora vascular autòctona (PECFV). Diputació de Barcelona, Barcelona. 203 p.
- Schauber EM, Kelly D, Turchin P, Simon C, Lee WG, Allen RB, Payton IJ, Wilson PR, Cowan PE & Brockie R 2002. Masting by eighteen New Zealand plant species: the role of temperature as a synchronizing cue. *Ecology*, **83**: 1214-25. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[1214:MBENZP]2.0.CO;2.
- SEMICE 2008. Seguiment dels petits mamífers comuns d'Espanya (SEMICE). Museu de Granollers Ciències Naturals. Available in: <http://www.semice.org/inici/> (Access: 2017)
- Serra P, Pons X & Saurí D 2008. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: a spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Appl Geogr*, **28**: 189-209.
- Sunyer P, Muñoz A, Bonal R & Espelta JM 2013. The ecology of seed dispersal by small rodents: a role for predator and conspecific scents. *Funct Ecol*, **27**: 1313-21. doi: 10.1111/1365-2435.12143.
- Thabeet A, Vennetier M, Gadbin-Henry C, Denelle N, Roux M, Caraglio Y & Vila B 2009. Response of *Pinus sylvestris* L. to recent climatic events in the French Mediterranean region. *Trees*, **23**: 843-53. doi: 10.1007/s00468-009-0326-z.
- Torre I, Raspall A, Arrizabalaga A & Díaz M 2018. SEMICE: An unbiased and powerful monitoring protocol for small mammals in the Mediterranean Region. *Mammal Biol*. doi: 10.1016/j.mambio.2017.10.009.
- Villéger S, Mason NW & Mouillot D 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**: 2290-301. doi: 10.1890/07-1206.1.
- Virgós E, Llorente M & Cortés Y 1999. Geographical variation in genet (*Genetta genetta* L.) diet: a literature review. *Mamm Rev*, **29**: 117-26. doi: 10.1046/j.1365-2907.1999.00041.x.

ANNEXES

Annex 1

Nombre total d'individus censats (N) a la primavera dins d'una distància màxima de 100 metres a l'observador. Freqüència d'observació de l'espècie al PNSLL (N/PSP) per a cada període, i diferencia en la freqüència d'observació de l'espècie entre anys consecutius. En vermell i blau es marquen les diferències majors en la freqüència d'observació de les espècies.

Espècie	Indica	Primavera 2018		Primavera 2019			Primavera 2020			Primavera 2020		
		N	N/PSP	N	N/PSP	19-18	N	N/PSP	20-19	N	N/PSP	21-20
<i>Anthus campestris</i>	Obert	0	0.00	1	0.03	0.03	1	0.02	0.00	0	0.00	-0.02
<i>Alectoris rufa</i>	Obert	0	0.00	3	0.08	0.08	11	0.26	0.18	3	0.07	-0.19
<i>Chloris chloris</i>	Obert	0	0.00	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	3	0.07	0.07
<i>Emberiza hortulana</i>	Obert	0	0.00	0	0.00	0.00	1	0.02	0.02	0	0.00	-0.02
<i>Galerida cristata</i>	Obert	0	0.00	1	0.03	0.03	3	0.07	0.05	0	0.00	-0.07
<i>Lullula arborea</i>	Obert	12	0.44	16	0.42	-0.02	16	0.38	-0.04	15	0.36	-0.02
<i>Linaria cannabina</i>	Obert	0	0.00	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	3	0.07	0.07
<i>Muscicapa striata</i>	Obert	0	0.00	0	0.00	0.00	1	0.02	0.02	0	0.00	-0.02
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Obert	2	0.07	7	0.18	0.11	2	0.05	-0.14	2	0.05	0.00
<i>Saxicola torquatus</i>	Obert	5	0.19	7	0.18	0.00	10	0.24	0.05	6	0.14	-0.10
<i>Serinus serinus</i>	Obert	19	0.70	39	1.03	0.32	21	0.50	-0.53	25	0.60	0.10
<i>Sturnus vulgaris</i>	Obert	0	0.00	1	0.03	0.03	1	0.02	0.00	2	0.05	0.02
<i>Turdus viscivorus</i>	Obert	4	0.15	7	0.18	0.04	4	0.10	-0.09	1	0.02	-0.07
<i>Upupa epops</i>	Obert	0	0.00	2	0.05	0.05	3	0.07	0.02	0	0.00	-0.07
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Matollar	16	0.59	37	0.97	0.38	37	0.88	-0.09	12	0.29	-0.60
<i>Cettia cetti</i>	Matollar	0	0.00	0	0.00	0.00	1	0.02	0.02	0	0.00	-0.02
<i>Hippolais polyglota</i>	Matollar	0	0.00	1	0.03	0.03	3	0.07	0.05	1	0.02	-0.05
<i>Sylvia cantillans</i>	Matollar	40	1.48	87	2.29	0.81	72	1.71	-0.58	60	1.43	-0.29
<i>Sylvia melanocephala</i>	Matollar	25	0.93	41	1.08	0.15	54	1.29	0.21	50	1.19	-0.10
<i>Sylvia undata</i>	Matollar	6	0.22	4	0.11	-0.12	8	0.19	0.09	8	0.19	0.00
<i>Aegithalos caudatus</i>	Forestal	3	0.11	11	0.29	0.18	11	0.26	-0.03	19	0.45	0.19
<i>Certhia brachydactyla</i>	Forestal	33	1.22	62	1.63	0.41	37	0.88	-0.75	38	0.90	0.02
<i>Columba palumbus</i>	Forestal	7	0.26	31	0.82	0.56	26	0.62	-0.20	31	0.74	0.12
<i>Cuculus canorus</i>	Forestal	2	0.07	1	0.03	-0.05	3	0.07	0.05	2	0.05	-0.02
<i>Dendrocopos major</i>	Forestal	3	0.11	8	0.21	0.10	9	0.21	0.00	16	0.38	0.17
<i>Erithacus rubecula</i>	Forestal	45	1.67	95	2.50	0.83	96	2.29	-0.21	110	2.62	0.33
<i>Fringilla coelebs</i>	Forestal	41	1.52	69	1.82	0.30	63	1.50	-0.32	93	2.21	0.71
<i>Garrulus glandarius</i>	Forestal	7	0.26	28	0.74	0.48	22	0.52	-0.21	33	0.79	0.26
<i>Jynx torquilla</i>	Forestal	0	0.00	1	0.03	0.03	2	0.05	0.02	0	0.00	-0.05
<i>Oriolus oriolus</i>	Forestal	0	0.00	3	0.08	0.08	4	0.10	0.02	0	0.00	-0.10
<i>Periparus ater</i>	Forestal	7	0.26	7	0.18	-0.08	8	0.19	0.01	17	0.40	0.21
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Forestal	37	1.37	56	1.47	0.10	34	0.81	-0.66	36	0.86	0.05
<i>Lophophanes cristatus</i>	Forestal	1	0.04	6	0.16	0.12	7	0.17	0.01	33	0.79	0.62
<i>Parus major</i>	Forestal	18	0.67	32	0.84	0.18	27	0.64	-0.20	64	1.52	0.88
<i>Phylloscopus bonelli</i>	Forestal	57	2.11	90	2.37	0.26	83	1.98	-0.39	79	1.88	-0.10
<i>Phylloscopus collybita</i>	Forestal	4	0.15	9	0.24	0.09	12	0.29	0.05	1	0.02	-0.26
<i>Picus viridis</i>	Forestal	4	0.15	3	0.08	-0.07	7	0.17	0.09	4	0.10	-0.07
<i>Regulus ignicapillus</i>	Forestal	32	1.19	56	1.47	0.29	39	0.93	-0.55	43	1.02	0.10
<i>Sitta europaea</i>	Forestal	4	0.15	3	0.08	-0.07	1	0.02	-0.06	3	0.07	0.05
<i>Sylvia atricapilla</i>	Forestal	31	1.15	52	1.37	0.22	55	1.31	-0.06	38	0.90	-0.40
<i>Sylvia borin</i>	Forestal	4	0.15	4	0.11	-0.04	4	0.10	-0.01	0	0.00	-0.10
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Forestal	24	0.89	38	1.00	0.11	24	0.57	-0.43	19	0.45	-0.12
<i>Turdus merula</i>	Forestal	42	1.56	70	1.84	0.29	71	1.69	-0.15	87	2.07	0.38
<i>Turdus philomelos</i>	Forestal	1	0.04	1	0.03	-0.01	3	0.07	0.05	7	0.17	0.10

Annex 2

Sumatori dels individus censats entre el 2018 i el 2021 per a cadascuna de les tipologies d'hàbitat, on COD= Codines i roqueters; MAT= Brolles i matollars; PMD = Pinedes mediterrànies; PHD= Pinedes humides; BMX= Bosc mixt; AMY= Alzinar muntanyenc i BMX= Bosc de caducifolis.

	Indicador	COD	MAT	PMD	PHD	BMX	AMY	BCF
<i>Anthus campestris</i>	Obert	2						
<i>Alectoris rufa</i>	Obert	6	12	3				
<i>Chloris chloris</i>	Obert			1	2			
<i>Emberiza cia</i>	Obert	3						
<i>Emberiza hortulana</i>	Obert		1					
<i>Galerida cristata</i>	Obert		4					
<i>Lullula arborea</i>	Obert	41	17	13	2	1	3	
<i>Linaria cannabina</i>	Obert	3	5					
<i>Muscicapa striata</i>	Obert	1						
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Obert	16	3					
<i>Saxicola torquatus</i>	Obert	6	29					
<i>Serinus serinus</i>	Obert	44	61	13	4	4	2	
<i>Sturnus vulgaris</i>	Obert		7	1				
<i>Turdus viscivorus</i>	Obert	9	5	8	1			
<i>Upupa epops</i>	Obert		3	2				
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Matollar	6	44	15	18	19		
<i>Cettia cetti</i>	Matollar		1					
<i>Hippolais polyglota</i>	Matollar		4		1			
<i>Sylvia cantillans</i>	Matollar	77	91	38	3	37	12	1
<i>Sylvia melanocephala</i>	Matollar	39	98	49	8	34		
<i>Sylvia undata</i>	Matollar		38					
<i>Aegithalos caudatus</i>	Forestal	4		44	46	37	19	12
<i>Certhia brachydactyla</i>	Forestal	5	3	39	67	35	41	49
<i>Columba palumbus</i>	Forestal	6	4	23	35	18	23	21
<i>Cuculus canorus</i>	Forestal			3	4		1	
<i>Dendrocopos major</i>	Forestal	4	2	4	21	5	6	21
<i>Erithacus rubecula</i>	Forestal	39	36	81	95	85	94	75
<i>Fringilla coelebs</i>	Forestal	47	24	46	72	67	87	62
<i>Garrulus glandarius</i>	Forestal	12	11	32	22	25	24	24
<i>Jynx torquilla</i>	Forestal		3					
<i>Oriolus oriolus</i>	Forestal		6			1		
<i>Periparus ater</i>	Forestal	5	1	9	40	21	2	12
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Forestal	17	4	43	61	29	45	42
<i>Lophophanes cristatus</i>	Forestal	10	5	27	28	19	2	12
<i>Parus major</i>	Forestal	12	11	47	35	41	40	34
<i>Phylloscopus bonelli</i>	Forestal	29	29	70	56	63	37	25
<i>Phylloscopus collybita</i>	Forestal			4	22			
<i>Picus viridis</i>	Forestal		2	6	10			2
<i>Regulus ignicapillus</i>	Forestal	2	3	39	63	48	54	44
<i>Sitta europaea</i>	Forestal					1		15
<i>Sylvia atricapilla</i>	Forestal	12	16	29	44	45	34	21
<i>Sylvia borin</i>	Forestal				1		2	7
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Forestal		8	23	44	24	13	16
<i>Turdus merula</i>	Forestal	29	44	58	67	50	73	56
<i>Turdus philomelos</i>	Forestal	1	1	4	8			1
TOTAL		487	636	774	880	709	614	552

Annex 3

Es mostra la mitjana de la temperatura màxima, mitjana i mínima, la velocitat del vent, i la precipitació de cadascun dels mesos de l'any 2021.

Mes	Temperatura màxima (°C)	Temperatura mitjana (°C)	Temperatura mínima (°C)	Mitjana vent (m/s)	Precipitació (litres)
Gener	18.80	4.64	-6.07	0.62	23.87
Febrer	19.23	9.02	0.03	0.47	26.17
Març	21.90	9.02	-1.63	0.47	6.60
Abril	24.10	10.38	0.23	0.46	49.40
Maig	29.10	15.50	3.13	0.60	29.70
Juny	34.40	20.71	10.30	0.58	14.73
Juliol	35.63	22.87	12.67	0.63	33.40
Agost	37.87	22.27	12.50	0.55	26.10
Setembre	31.60	19.47	10.07	0.42	40.90
Octubre	25.07	14.25	3.70	0.44	30.73
Novembre	21.27	8.04	-1.63	0.49	73.73
Desembre	18.87	6.81	-3.03	0.54	1.13

Annex 4

Es mostra el nombre de dies per mes en que es donen certes situacions en quant a temperatura màxima, mínima, manca de precipitació, màxims de precipitació i cops de vent al 2021.

	G	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Hores amb temperatura màx. superior a 30°C						21	51	48				
Hores amb temperatura màx. superior a 35°C							3,6	9				
Hores amb temperatura mín. inferior a 0°C	158		6	4							3	40
Dies sense precipitació (%)	21	11	23	13	23	20	26	24	12	21	15	20
Dies amb precipitació superior a 30 litres											1	