

**1. Introducció**

1.1. Biodiversitat, valor natural i serveis ecosistèmics

1.2. Biodiversitat i infraestructura verda: conceptes de valor natural i servei ecosistèmic

1.3. Metròpoli, infraestructura verda i biodiversitat

**2. El cas de l'AMB: estat del coneixement i valor de la biodiversitat**

2.1. Primers índexs de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat

2.2. El futur de la informació sobre la biodiversitat metropolitana: la ciència ciutadana

**3. Biodiversitat, infraestructura verda i serveis ecosistèmics a l'AMB**

**4. El funcionament de la biodiversitat metropolitana: alguns exemples**

4.1. Les poblacions de papallones diürnes dels jardins de Barcelona

4.2. Les comunitats dels boscos de les planes metropolitanes

**6. Referències**

# LA INFRAESTRUCTURA VERDA I LA BIODIVERSITAT METROPOLITANA

## 1. Introducció

### 1.1. Biodiversitat, valor natural i serveis ecosistèmics

Els anys 80 del segle xx, Sir Edward O. Wilson va definir la biodiversitat com «la varietat de la vida». Tot i que l'accepció més corrent del terme fa referència a la varietat d'organismes, en la seva concepció més àmplia hi tenen cabuda aspectes relacionats amb l'estructura, la composició i el funcionament de nivells d'organització de la vida molt diversos, que van des dels gens fins als biomes sencers, passant per les espècies, les comunitats, els ecosistemes i els paisatges. El terme ha anat prenent importància a mesura que la humanitat posa en risc la conservació d'organismes i sistemes fins a posar en risc també la seva pròpia supervivència com a espècie. L'ús del terme es popularitzà i s'estengué cap a àmbits socioculturals i econòmics a partir del Conveni sobre Diversitat Biològica (CBD), signat a la Conferència de les Nacions Unides per al Medi Ambient i el Desenvolupament de Rio de Janeiro de 1992. Els darrers anys, la crisi de la biodiversitat ha estat posada en relleu en els darrers informes dels panells intergovernamentals de la biodiversitat i els serveis ecosistèmics (IPBES) i del canvi climàtic (IPCC), que recalquen la dramàtica pèrdua d'espècies i hàbitats a nivell global i la necessitat de desenvolupar mecanismes per protegir-los. El 2020, però, aquesta necessitat ha pres una nova dimensió en el marc de la crisi de la covid-19, que ha fet palesa la relació entre l'alteració d'uns determinats sistemes naturals (per exemple, la desforestació de boscos tropicals) i l'expansió de malalties noves.

La necessitat d'actuar contra aquesta crisi de la biodiversitat ve de lluny (podem esmentar, entre d'altres, el llibre ja clàssic de Carson [1962], que alertava sobre els efectes dels pesticides sobre les comunitats d'ocells). En conseqüència, el segle xx es va caracteritzar pel desenvolupament d'estratègies per a la conservació de la biodiversitat, concretades en el desplegament de les xarxes d'espais protegits, prèvia identificació dels seus valors naturals. Precisament, la valoració del patrimoni natural i de la biodiversitat ha estat un element no exempt de controvèrsia en el desenvolupament d'aquestes estratègies (vegeu, per exemple, Mallarach, 1993; Marull et al., 2005). S'han proposat un gran nombre de criteris a nivell d'espècie, d'hàbitat o d'espai natural, que inclouen la riquesa, la

raresa, el grau d'amenaça, la singularitat o simplement la rellevància de les espècies per a l'hàbitat o dels hàbitats per a l'espai natural. Pel que fa a aquest darrer nivell, també s'han proposat criteris molt diversos, que inclouen la singularitat, la naturalitat, la integritat o la representativitat (Mallarach, 1999; Justus i Sarkar, 2002). I, sovint, la norma més emprada ha estat la disponibilitat d'informació, certament poc relacionada amb allò que coneixem —i que hauríem de conèixer— dels sistemes naturals i els organismes que hi viuen.

### 1.2. Biodiversitat i infraestructura verda: conceptes de valor natural i servei ecosistèmic

En qualsevol cas, la biodiversitat té també un paper important com a suport de funcions ecosistèmiques clau, que sovint no queda reflectit en aquests criteris de valoració més clàssics i centrats especialment en els seus valors naturals (Basnou et al., 2020). Aquest paper funcional és, al seu torn, responsable del proveïment d'un seguit de serveis ecosistèmics a la societat, d'aprovisionament, de regulació i fins i tot culturals (Maes et al., 2012; Harrison et al., 2014). La quantificació i cartografia d'aquest paper funcional de la biodiversitat i dels serveis que proporciona topa, però, amb entrebancs conceptuals i metodològics, com la manca d'indicadors o la poca disponibilitat de cartografia dels elements més comuns de la biodiversitat (Baró et al., 2015; Maes et al., 2015). Sovint, aquests indicadors cartogràfics que en resulten fan referència a un concepte molt genèric de biodiversitat, com els ecosistemes (vegeu el cas dels boscos a [www.observatoriforestal.cat/serveis-ecositemics/](http://www.observatoriforestal.cat/serveis-ecositemics/)) o fins i tot les cobertes del sòl ([www.sitxell.eu/ca/mapa\\_serveisecositemics.asp](http://www.sitxell.eu/ca/mapa_serveisecositemics.asp), per a la província de Barcelona). D'altra banda, la introducció del concepte de *servei* ha representat un canvi important de paradigma en la valoració de la biodiversitat (Basnou et al., 2015; Basnou et al., 2020), basat tradicionalment en el seu valor intrínsec derivat de la seva raresa, amenaça o representativitat. Aquesta concepció més utilitarista de la conservació pot tenir efectes importants —i no sempre desitjables— en aspectes com la planificació i la gestió de les àrees protegides (Basnou et al., 2015).

En aquest sentit, és ben conegut que aquest nou paradigma ha donat suport al desenvolupament conceptual i al desplegament territorial de l'anomenada infraestructura verda, entesa com una xarxa planificada

d'espais verds naturals i seminaturals, dissenyada i gestionada per tal de proporcionar una gran varietat de serveis ecosistèmics (EC, 2013). El concepte d'infraestructura verda té el potencial de millorar el planejament territorial per aconseguir beneficis ambientals, econòmics i socials basant-se en una concepció més holística de la relació entre els sistemes socials i ecològics (Hansen i Pauleit, 2014). El seu desplegament sovint topa, però, amb reptes afegits de tipus territorial i social, atès que sovint comporta un increment del territori protegit o almenys sotmès a restriccions d'ús. També comporta reptes perquè s'ha de combinar amb les estratègies de conservació de la biodiversitat i la restauració d'ecosistemes que pretenen iniciatives com la Xarxa Natura 2000, tal com recullen l'Estratègia Europea per a la Biodiversitat (<http://biodiversity.europa.eu/policy>) i altres iniciatives de la UE. En qualsevol cas, podem dir que el desplegament d'infraestructura verda és el que pot materialitzar millor la conservació d'una part substancial de l'anomenada matriu territorial —definida com el conjunt del territori i dels processos que hi tenen lloc i essencial per assegurar el funcionament ecològic del territori i la provisió de serveis (Pino i Rodà, 1999; Pino et al., 2003; Marull i Pino, 2008). Alguns instruments de planificació contemplen la protecció de la matriu territorial, com el Pla Territorial Metropolità de Barcelona ([territori.gencat.cat/ca/01\\_departament/documentacio/territori-i-urbanisme/ordenacio\\_territorial/pla\\_territorial\\_ambit\\_metropolitana/index.html](http://territori.gencat.cat/ca/01_departament/documentacio/territori-i-urbanisme/ordenacio_territorial/pla_territorial_ambit_metropolitana/index.html)) i el Pla Director Urbanístic de l'Àrea Metropolitana de Barcelona ([urbanisme.amb.cat/](http://urbanisme.amb.cat/)).

### 1.3. Metròpoli, infraestructura verda i biodiversitat

La conca mediterrània és considerada un *hot spot* mundial de biodiversitat, és a dir, un dels territoris del planeta amb més concentració d'espècies i comunitats d'interès per a la conservació (Myers et al., 2000). A escala europea destaca també pel grau d'amenaça de molts dels seus hàbitats i organismes, fruit de la concentració de diversos factors associats al canvi global (Sala et al., 2000; Petit et al., 2001; Doblas-Miranda et al., 2017). D'altra banda, cada cop hi ha més consciència de la importància de conservar la biodiversitat a les ciutats i a les seves àrees metropolitanes, per tal d'assegurar el seu desenvolupament sostenible i l'accés de la població als béns i serveis que aquella proporciona. Actualment, la meitat de la població mundial viu en àrees metropolitanes, i sembla que aquest nombre pot augmentar fins els 6.500 milions el 2050 (Ritchie, 2018). A Europa s'espera que un 84% de la població visqui en ciutats el 2050 (UN, 2019). En conseqüència, la importància de les ciutats en la conservació de la infraestructura verda i la provisió dels serveis ecosistèmics associats a la biodiversitat és ben palesa en les polítiques de recerca, planificació i conservació de la UE, i serà també un element clau de les diverses estratègies europees per als propers anys. La UE va adquirir el compromís de protegir la seva biodiversitat com a part de la seva visió 2050, dins l'Estratègia de Biodiversitat de la UE, adoptada el maig de 2011 (<http://biodiversity.europa.eu/policy>). La seva acció 6 estableix que la Comissió Europea desenvoluparà una estratègia d'infraestructura verda a la UE, incloent-hi les zones naturals, rurals i urbanes, i les àrees metropolitanes hi jugaran un paper clau perquè sovint acullen zones dels tres tipus i per la seva

importància territorial en moltes regions europees. Tanmateix, el seu gran dinamisme comporta reptes importants en la conservació dels seus valors naturals, atès que aquests canvis sovint es tradueixen en fortes pressions sobre el territori i sobre els seus organismes i hàbitats (Pino et al., 2009; Rojas et al., 2013).

Cal, per tant, conèixer aquesta biodiversitat metropolitana per tal d'avaluar el seu paper en la constitució d'aquesta infraestructura verda i en la provisió de serveis ecosistèmics. No obstant això, la prospecció i valoració de la biodiversitat s'ha concentrat tradicionalment a les àrees amb un valor de conservació més elevat, sovint ja incloses en els sistemes d'espais naturals protegits, mentre que moltes àrees periurbanes o simplement rurals han estat força menystingudes. Cal, per tant, estendre la valoració del patrimoni natural i la biodiversitat al conjunt del territori, i això només és possible amb criteris homogenis per a la seva totalitat. Aquesta aproximació contínua ha esdevingut possible amb el desenvolupament i la generalització dels mètodes de classificació automàtica i de teledetecció, combinats amb les eines SIG (per exemple, Marull et al., 2005).

## 2. El cas de l'AMB: estat del coneixement i valor de la biodiversitat

### 2.1. Primers índexs de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat

Amb una població total de gairebé 3,24 milions d'habitants, una extensió de 636 km<sup>2</sup> i una densitat de població de prop de 5.093 hab./km<sup>2</sup>, l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB en endavant) és un territori especialment transformat, amb un 48% de la seva superfície construïda, un 10% de zones agrícoles i la resta integrada per cobertes naturals i seminaturals ([www.amb.cat/s/web/area-metropolitana/area-metropolitana.html](http://www.amb.cat/s/web/area-metropolitana/area-metropolitana.html)). Bona part de la seva biodiversitat és protegida sota diverses figures territorials (parcs naturals, reserves naturals, espais del PEIN i la Xarxa Natura 2000, etc.). Tanmateix, les fortes pressions que incideixen sobre els organismes i els hàbitats justifiquen la necessitat d'actualitzar periòdicament la diagnosi del seu estat de conservació. L'elevada densitat de població i la transformació del paisatge associada determinen fortes pressions sobre el patrimoni natural d'aquest territori, en forma de contaminació de l'aire, l'aigua i els sòls, canvi d'usos del sòl, fragmentació per infraestructures, freqüentació antròpica i invasions biològiques. Tot i això, el territori acull encara una elevada biodiversitat, fruit de diversos factors a causa de la seva situació a la costa mediterrània, que, com ja s'ha esmentat, és un dels *hot spots* mundials de biodiversitat. A més, aquesta costa forma part de les rutes migratòries de la Mediterrània occidental, entre Europa i el continent africà, que fa servir un gran nombre d'espècies d'ocells, ratpenats i papallones. D'altra banda, l'AMB és un ecotò entre les províncies biogeogràfiques Mediterrània Septentrional i Mediterrània Meridional, amb el riu Llobregat com a frontera, cosa que permet la coexistència de les flors i faunes d'ambdós territoris. Finalment, l'existència d'un paisatge divers, fruit de la diversitat climàtica i topogràfica, i d'una llarga interacció amb l'activitat humana, permet la coexistència d'espècies i hàbitats amb requeriments ecològics molt diversos.

Pino i Basnou (2013) van dur a terme la primera diagnosi de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat a l'AMB. L'estudi va consistir en una recopilació *ad hoc* de la informació disponible per a tres àmbits territorials: els municipis, els espais naturals protegits i el conjunt de l'AMB. La informació recollida als municipis i espais naturals protegits, mitjançant consultes a internet i contactes amb els tècnics i responsables de les àrees de medi ambient i de gestió de la biodiversitat, es va fer servir per avaluar l'estat de coneixement de la biodiversitat a partir de quatre indicadors bàsics:

- CB: proporció de components de la biodiversitat amb informació disponible (valor entre 0 i 1).
- G: existència de guies de biodiversitat, tant per a l'entorn natural com per al medi urbà. Pren valors de 0 i 1 per la presència i absència de guies, respectivament, i de 0,5 quan la informació és només en format pòster.
- BD: organització de la informació en bases de dades accessibles al públic (valor 0/1).
- C: existència de cartografia digital, tant en format SIG com en format pdf (valors entre 0 i 1, en funció de la quantitat i qualitat de la cartografia).

Amb aquesta informació van construir un primer índex sintètic de l'estat de coneixement de la biodiversitat, format per la suma dels quatre components. Els resultats són del tot preliminars perquè es va poder contactar directament amb tots els municipis i les dades es van haver d'obtenir en bona part per mètodes menys directes, com la consulta a internet i a persones i col·lectius relacionats amb els municipis no contactats. Amb tot, mostren que l'Àrea Metropolitana de Barcelona disposa de força informació sobre la seva biodiversitat però que bona part d'aquesta informació o bé no disposa d'una cartografia associada o bé es troba relativament dispersa i no és prou homogènia per a una anàlisi adequada del conjunt del territori. Combinant els valors de l'índex resultant, obtingut per municipis i per espais protegits, es pot observar a més una gran heterogeneïtat territorial en el coneixement de la biodiversitat. El grau de coneixement a escala municipal és força desigual, amb màxims en alguns municipis de la primera corona metropolitana (Barcelona i Badalona) i especialment als municipis del delta del Llobregat (especialment al Prat de Llobregat, però també a Gavà i Viladecans). En canvi, és especialment baix als municipis dels contraforts de la serralada Litoral, especialment a l'Ordal i al vessant nord de Collserola. Per components a escala municipal, cal destacar especialment el coneixement que es té dels ocells, que arriba a 2/3 del total de municipis ( $n = 24$ ). Això es deu al gran nombre d'afezionats existent, però també a l'extensió del programa de seguiment dels ocells comuns de Catalunya (SOCC), que disposa de transsectes en 21 dels 36 municipis estudiats. Les papallones són també conegudes en un terç dels municipis ( $n = 12$ ) a causa de l'extensió del programa de seguiment de ropalòcers de Catalunya (CBMS). En canvi, la resta de grups són relativament desconeguts, fins i tot en casos tan emblemàtics com les plantes vasculares i els mamífers. Val a dir, tanmateix, que en 26 dels municipis estudiats s'han recollit guies de caire més o

menys naturalista que abasten el conjunt del terme municipal, o almenys la seva zona urbana. Aquesta informació és, en tot cas, pensada per a la divulgació d'alguns valors emblemàtics o propers a la població. En canvi, són especialment escassos els municipis dotats de plataformes de consulta de dades o de cartografia en format digital, prova de la poca precisió d'aquesta informació sobre els valors naturals del territori a escala local. Els factors associats a aquesta disponibilitat d'informació són, a més, sovint força conjunturals. Als espais naturals protegits, el coneixement de la biodiversitat és molt millor, com a conseqüència de la seva llarga tradició en la recopilació de dades. Així, només és notablement baix al Parc Agrari del Baix Llobregat. Alguns grups són, tanmateix, poc coneguts fins i tot als espais protegits, com és el cas de les plantes inferiors. En tot cas, es tracta d'una informació poc accessible al públic en general. D'altra banda, només els parcs de Collserola, Garraf i Serra de Marina disposen de guies naturalistes força completes. Cal destacar també la manca d'informació cartogràfica de detall, que només és relativament abundant a Collserola i a les Reserves Naturals del delta del Llobregat, tot i que no cobreix la totalitat de grups ni d'espècies dins de cada grup. Tota aquesta cartografia és, de nou, de consulta restringida.

La informació recollida per al conjunt de l'AMB s'ha fet servir també per avaluar l'estat de conservació de la biodiversitat en aquest territori. En aquest cas, la cerca s'ha centrat en els servidors de dades i cartografia digital per tal de seleccionar-ne la informació més detallada, actual i homogènia existent per a una anàlisi de conjunt espacialment explícita. S'han fet consultes en línia i s'ha contactat amb els responsables dels diversos servidors WMS de cartografia digital que cobreixen l'AMB i que poden contenir dades de biodiversitat. Com a resultat de la cerca s'han seleccionat un seguit de capes amb la informació més detallada i complementària (és a dir, menys redundant) possible. Els indicadors finalment seleccionats han estat els següents:

- Hàbitats d'interès comunitari (HIC), per la seva importància en les estratègies de conservació a nivell català, espanyol i europeu. Aquest indicador s'ha obtingut de la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC), realitzada pel Grup de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació de la Universitat de Barcelona.
- Àrees sensibles per a la flora amenaçada, pel seu elevat valor de conservació a nivell local i català. S'han obtingut d'una capa realitzada per part d'Eurogeotècnica (2008), en el marc del projecte SIT-xell, a partir de treball de camp i de dades prèvies (Sàez et al., 1998; Sàez i Soriano, 2000).
- i3: Boscos singulars de Catalunya, pel seu valor estratègic en la conservació de la biodiversitat forestal de Catalunya. S'han obtingut de la capa homònima realitzada pel CREA per encàrrec del DTES.
- i4: Índex de conservació sintètic dels ocells (ICONST-EH), elaborat per l'ICO (2010 i 2011). S'ha obtingut de la capa homònima.



- i5: Índex intrínsec dels hàbitats de Catalunya (IIH), obtingut a partir de l'Índex de valoració dels hàbitats (IVH) inclòs a la CHC.
- i6: Índex d'interès corològic dels hàbitats de Catalunya (IIC), obtingut també a partir de l'Índex de valoració dels hàbitats (IVH) inclòs a la CHC.

Tots aquests indicadors han estat transformats a capes ràster amb una resolució espacial de 100 m i un àmbit geogràfic comú. En el cas dels tres primers indicadors s'han generat ràsters dicotòmics, amb valor 1 en els píxels amb presència dels indicadors considerats i 0 per a la resta del territori. Els tres darrers, que inicialment corresponien a variables quantitatives, s'han transformat a valors relatius (dividint pels valors màxims de la província) i posteriorment han estat reclassificats a quatre quartils (0,25, 0,50, 0,75 i 1). A partir d'aquests ràsters s'ha obtingut un índex del valor de la biodiversitat de l'AMB (I2) simplement sumant els diversos indicadors.

El mapa resultant (Fig. 1) mostra una concentració dels valors més elevats a les zones humides del delta del Llobregat, on hi coincideixen hàbitats d'interès comunitari, hàbitats d'elevat valor intrínsec i corològic, i espècies i comunitats de plantes i d'ocells amb un elevat interès de conservació. Entre els hàbitats de major interès hi destaquen els hàbitats de platja i duna, les pinedes sobre dunes litorals, diversos tipus de maresmes i els aiguamolls litorals, tots ells inclosos a la Directiva 92/43 com a hàbitats d'interès comunitari. També mostren valors relativament elevats els sectors litorals de Collserola, el massís de Garraf i la serra de Marina. Són àmbits dominats pels hàbitats oberts, tant de tipus llenyós (bosquines dominades per espècies diverses, com *Arbutus unedo*, *Quercus coccifera*,

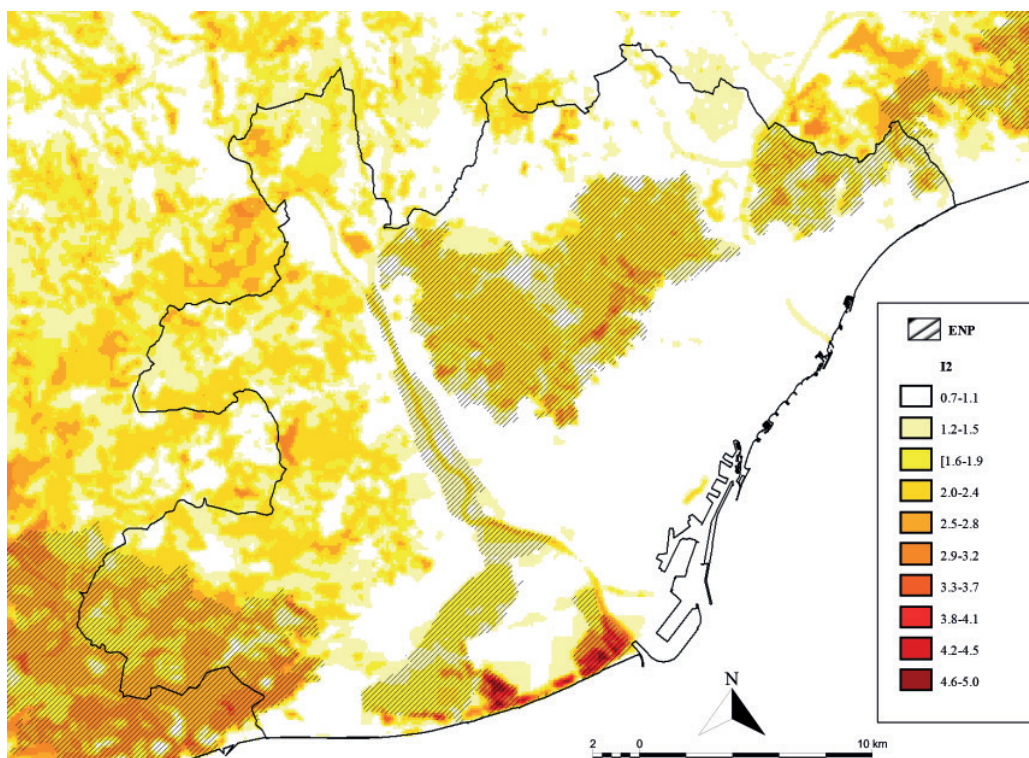
*Ampelodesmos mauritanica*, etc.) com herbaci (prats de *Brachypodium retusum*, *Hypparrhenia hirta*, etc.), alguns dels quals d'interès comunitari (6220, Prats mediterranis rics en anuals, basòfils, del *Thero-Brachypodieta*).

En alguns d'aquests àmbits, com Garraf, hi destaca a més el valor de conservació de la comunitat d'ocells, amb abundància de rapinyaires (*Falco pelegrinus*, *Aquila fasciata*) i d'ocells d'espais oberts relativament rars a l'AMB (*Alectoris rufa*). Els espais més forestals, en canvi, mostren un valor moderat probablement a causa del seu caràcter majoritàriament secundari i al fet d'estar dominats per espècies relativament comunes. Els seus valors intrínsecs i corològics, i el valor de conservació de les seves comunitats ornítiques, són moderats, i fins i tot inferiors als dels conreus i erms veïns que ocupen els solells de la serralada Litoral. Amb tot, hi destaquen algunes comunitats de plantes higròfiles de tendència eurosiberiana (*Carex griollei*, *Asperula laevigata*) que creixen a les torrenteres més ombrívoles de Collserola (per exemple, capçaleres de les rieres de Sant Medir i de Sant Cugat i del torrent del Pascol).

## 2.2. El futur de la informació sobre la biodiversitat metropolitana: la ciència ciutadana

Un dels problemes inherents a la generació d'informació sobre biodiversitat és la necessitat d'una actualització continuada, la qual requereix una inversió important en temps i recursos. Per aquest motiu, les plataformes d'informació sobre biodiversitat van patint una progressiva desactualització, tal com s'observa en algunes de les més emblemàtiques (biodiver. bio.ub.es/biocat/; www.sitxell.eu/ca/mapes.asp). Els darrers anys assistim, tanmateix, a un canvi de para-

Figura 1. Índex de valor de la biodiversitat de l'AMB



Font: Pino i Basnou, 2013.

digma amb la irrupció de l'anomenada ciència ciutadana, que en l'àmbit de la biodiversitat s'ha concretat en el desenvolupament de plataformes específiques per al seguiment d'uns determinats grups d'organismes, especialment els ocells i alguns invertebrats.

Pel que fa als primers, cal destacar diverses plataformes de seguiment de les poblacions d'ocells, impulsades per l'Institut Català d'Ornitologia (ICO). Destaca el Seguiment d'Ocells Comuns a Catalunya (SOCC). Mitjançant una xarxa de 220 col·laboradors repartits en 300 itineraris fixos distribuïts pel territori, amb uns 10-15 itineraris a l'AMB i el seu voltant, aquest projecte acumula dades poblacionals sobre les espècies més freqüents d'ocells des de 2002. Pel que fa als insectes, cal destacar el cas de les papallones diürnes pel seu caràcter bioindicador, la seva popularitat i el seu carisma, i pel fet d'haver experimentat regressions generalitzades arreu d'Europa en temps recents. Són objecte de seguiment a tot Catalunya des de 1994 dins del *Catalan Butterfly Monitoring Scheme* (CBMS) o Pla de Seguiment dels Ropalòcers de Catalunya ([www.catalanbms.org/es/](http://www.catalanbms.org/es/)). Pretén, com el BMS britànic, del qual pren el nom, conèixer els canvis en l'abundància de les papallones diürnes a partir de la repetició setmanal de censos visuals al llarg de transectes fixos, per tal de relacionar-los posteriorment amb diversos factors ambientals. El CBMS consta de 173 estacions de mostreig, algunes de les quals es troben a l'AMB. Més recentment, el CBMS s'ha vist complementat amb dues plataformes ciutadanes de seguiment de papallones, a la ciutat de Barcelona (uBMS; [ubms.creaf.cat/](http://ubms.creaf.cat/)) i a la seva àrea metropolitana (mBMS; [mbms.creaf.cat/](http://mbms.creaf.cat/)), que utilitzen metodologies similars al CBMS.

Amb tot, no totes les plataformes de ciència ciutadana són pensades per a un seguiment sistemàtic de la biodiversitat que permeti detectar tendències. En molts casos, els afeccionats simplement hi pengem observacions ocasionals i, per tant, es tracta de plataformes molt heterogènies tant en el tipus d'organismes com en la distribució espacial i temporal de les observacions. Entre les més destacades a nivell català cal esmentar el portal web [ornitho.cat](http://www.ornitho.cat/) ([www.ornitho.cat/](http://www.ornitho.cat/)), dedicat a l'intercanvi d'informació sobre grups molt diversos (ocells, mamífers, amfibis, rèptils, peixos d'aigües continentals, libèl·lules, papallones diürnes, cigales, ortòpters, cranys de riu, bivalves d'aigua dolça i orquídies). Cal esmentar que el Visor de Fauna de l'AMB mostra observacions de diverses espècies de fauna realitzades als parcs i platges de l'AMB a través d'[ornitho.cat](http://ornitho.cat/) i d'una altra plataforma ciutadana: [ocellsdelsjardins.cat](http://ocellsdelsjardins.cat/), també impulsada per l'Institut Català d'Ornitologia.

A escala espanyola, cal destacar la plataforma Natusfera ([natusfera.gbif.es/](http://natusfera.gbif.es/)), que és una adaptació d'Inaturalist ([www.inaturalist.org/](http://www.inaturalist.org/)) i que compta amb el suport del node espanyol de la Infraestructura Mundial d'Informació en Biodiversitat (GBIF; [www.gbif.es](http://www.gbif.es/)), entre d'altres. L'objectiu de Natusfera és oferir una plataforma de creació de projectes de ciència ciutadana que recullin dades de biodiversitat de grups o territoris concrets, que després seran incorporats a GBIF per tal de donar accés —via internet, de manera lliure i gratuïta— a les dades de biodiversitat d'arreu del món per donar suport a la recerca científica i fomentar

la conservació. GBIF ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) comparteix arreu del món més de 650 milions de registres de biodiversitat procedents de més de 30.000 bases de dades, xifra que s'incrementa continuament atès el caràcter dinàmic de la xarxa. L'AMB acull un gran nombre de projectes de ciència ciutadana sota el paraigua de Natusfera i GBIF, que proporcionen dades sobre un gran nombre de grups biològics, hàbitats i territoris.

### 3. Biodiversitat, infraestructura verda i serveis ecosistèmics a l'AMB

A l'Àrea Metropolitana de Barcelona també s'ha plantejat recentment aquesta dicotomia entre conservació de la biodiversitat i provisió de serveis ecosistèmics comentada anteriorment. Basnou et al. (2014) i Pino et al. (2018) van dur a terme una primera delimitació de la infraestructura verda de l'AMB i posteriorment van identificar i cartografiar els diversos serveis ecosistèmics que aquesta proveeix, prenent com a base altres treballs de l'àrea, la regió i la província de Barcelona (Pino i Basnou, 2013; Maestre et al., 2018). La selecció inclou serveis d'aprovisionament, de regulació i culturals que en general tenen una relació feble amb la biodiversitat si entenem aquesta com la riquesa i composició d'espècies. Més aviat reflecteixen diverses propietats generals de la mateixa, com ara la biomassa, la cobertura i l'extensió geogràfica, que a més s'associen a unes determinades cobertes o usos del sòl (Fig. 2). Entre aquestes destaca el cas dels boscos, responsables d'un gran nombre de serveis d'aprovisionament (de fusta, llenya, etc.), de regulació (del cicle del carboni o del flux de contaminants) i de recreació o culturals (incloent-hi la provisió de bolets, per exemple).

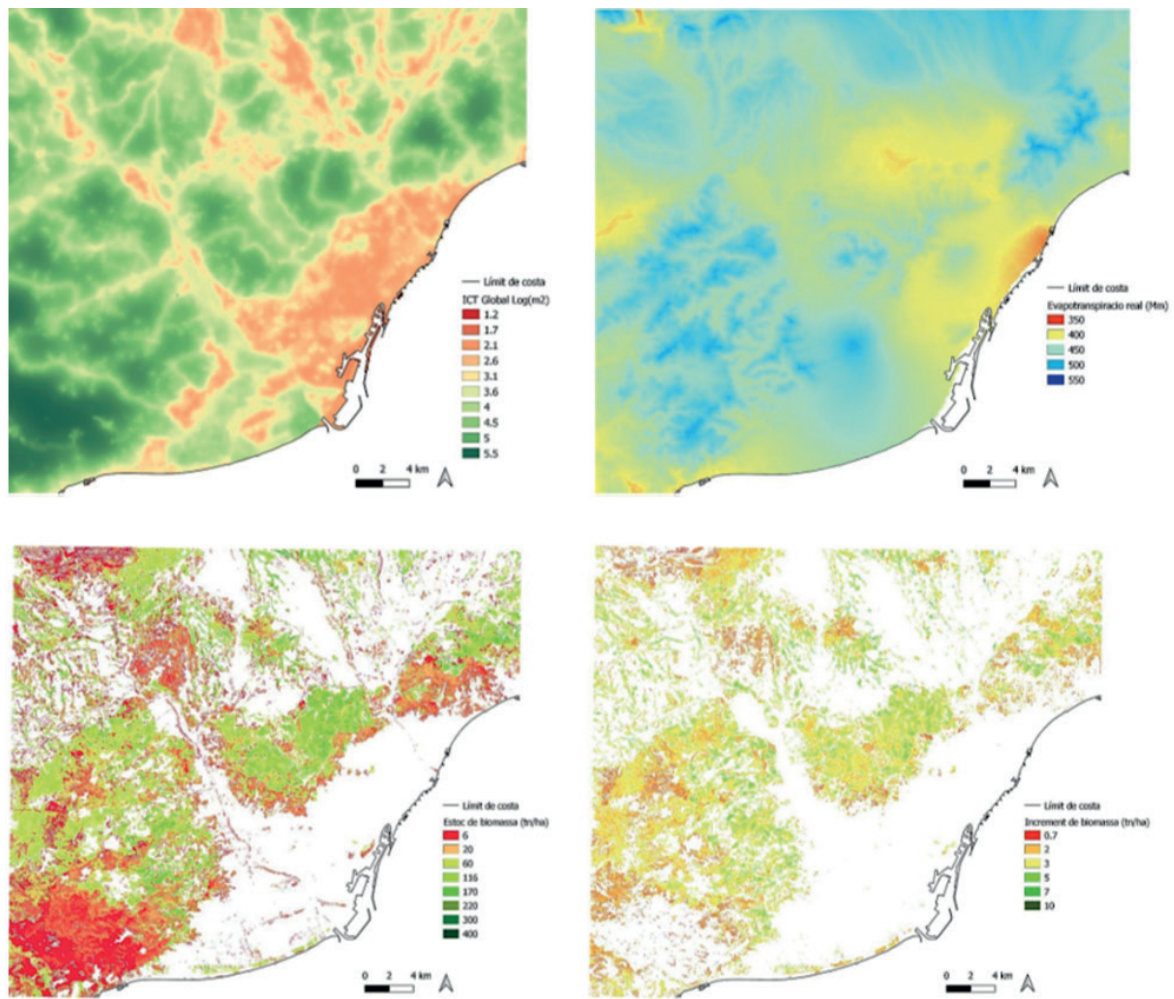
Maestre et al. (2018) han analitzat la relació entre aquests serveis ecosistèmics, el valor de la biodiversitat i els diversos factors ambientals per al conjunt de la província de Barcelona fent servir un conjunt d'indicadors de serveis i un índex de valor de la biodiversitat molt semblants als utilitzats a l'AMB. Mitjançant mètodes de correlació canònica, han pogut constatar que la relació entre el valor de la biodiversitat i els diversos grups de funcions i serveis ecosistèmics és molt feble (Fig. 3), cosa que corrobora la idea que aquests serveis poden ser proporcionats per biocenosis molt diferents i amb valors naturals molt contrastats.

### 4. El funcionament de la biodiversitat metropolitana: alguns exemples

#### 4.1. Les poblacions de papallones diürnes dels jardins de Barcelona

Entendre el funcionament de la biodiversitat als paisatges metropolitans passa per l'estudi de la dinàmica de les metapoblacions i les metacomunitats dels organismes que la integren, que estan determinades per l'escassetat i la fragmentació dels hàbitats —sovint limitats als escassos jardins urbans i als espais naturals i seminaturals perifèrics— i la seva inscripció en una matriu territorial especialment transformada. Les papallones diürnes o ropalòcers són un dels escassos exemples disponibles per a aquesta mena d'estudis. Aquests insectes són especialment sensibles al canvi global, tal com han fet palès diversos treballs recents (per exemple, DeVictor et al., 2012; Melero et al.,

**Figura 2.** Alguns exemples de funcions i serveis ecosistèmics associats a les cobertes que conformen la infraestructura verda de l'AMB. A dalt: funcions de connectivitat ecològica (esquerra) i d'evapotranspiració real (dreta). A baix: serveis d'estocs (biomassa total, esquerra) i de segrest de C (increment de biomassa aèria, dreta).

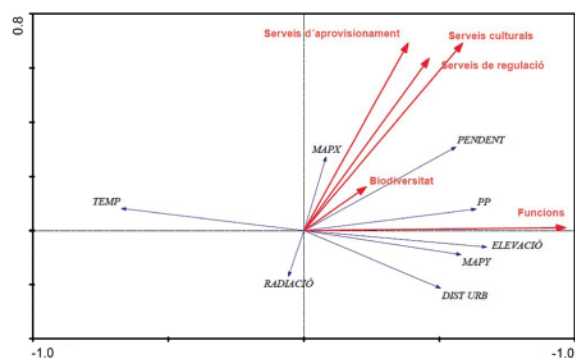


Font: Pino et al., 2018

2016), i disposem d'informació detallada sobre la seva riquesa i abundància d'espècies, proporcionada per plataformes de ciència ciutadana (els anomenats *Butterfly Monitoring Schemes*, realitzats a tot Europa; vegeu <https://butterfly-monitoring.net/bms-schemes> per

a un resum actualitzat). Recentment, ciutats mediterrànies com Barcelona, Marsella i Madrid han posat en marxa xarxes BMS específiques per al seguiment de les seves papallones. Els estudis fets a la ciutat de Marsella indiquen que la mida i la configuració espacial (per exemple, la distància al *pool* regional d'espècies) dels parcs urbans en determinen la riquesa d'espècies de papallones (Lizée et al., 2012). Els principals efectes tenen lloc a escala de paisatge, el qual és responsable de l'estructuració espacial o *anivament* de les comunitats de papallones. Aquest efecte suggereix que les comunitats s'organitzen principalment per limitacions en la dispersió de les espècies, fruit de la interacció de la seva capacitat intrínseca de dispersió amb la configuració del paisatge urbà i les perturbacions humanes associades (Lizée et al., 2016).

**Figura 3.** Anàlisi de la redundància (RDA) entre el valor de la biodiversitat i diversos indicadors de funcions i serveis ecosistèmics i factors ambientals a la província de Barcelona



Font: Maestre et al., 2018.

La informació sobre les poblacions i comunitats de ro-palòcers a Barcelona i els seus voltants prové de dues plataformes de ciència ciutadana relativament recents ([ubms.creaf.cat/](http://ubms.creaf.cat/); [mbms.creaf.cat/](http://mbms.creaf.cat/)), centrades respectivament en els parcs i jardins de la ciutat i en els parcs i platges de la seva àrea metropolitana. Els seguiments efectuats fins ara en aquestes plataformes mostren una comunitat d'espècies remarcable: a la ciutat de Barcelona s'hi han observat unes 40 espèci-



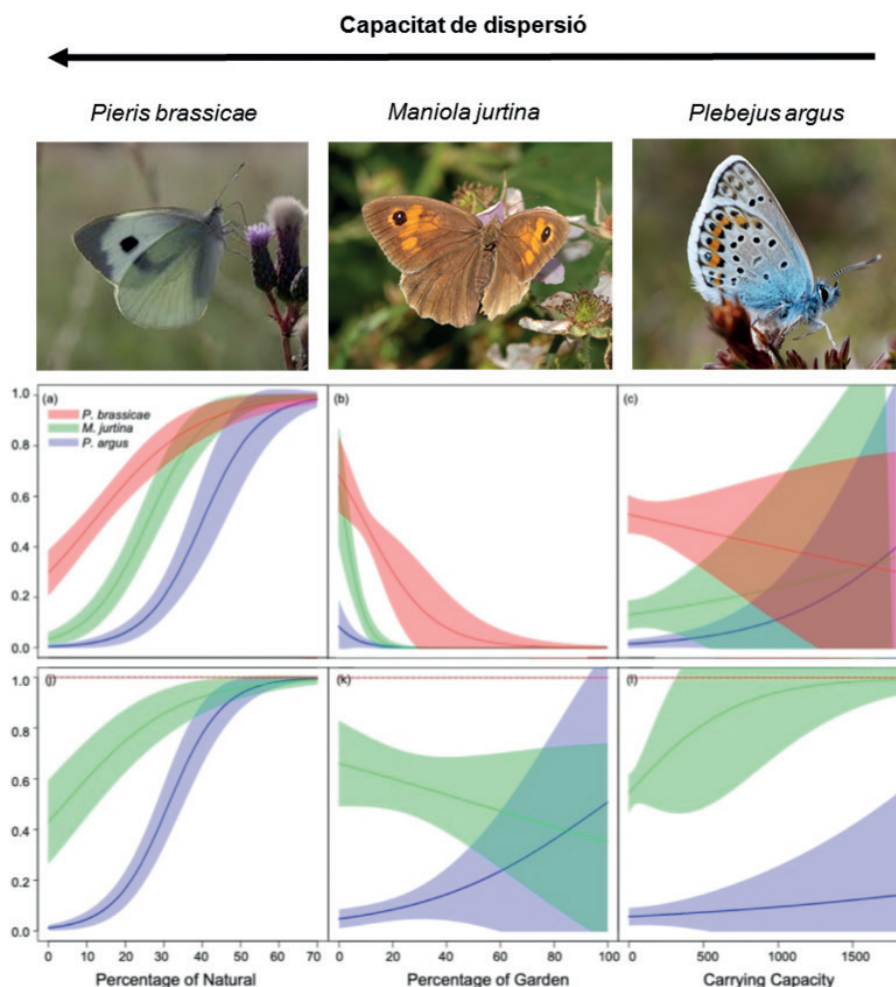
es de papallones en un total de 21 parcs objecte de seguiment des del 2018, mentre que a la seva àrea metropolitana se n'han observat 30-35 en un total de 8 parcs i platges des del 2019. Aquests valors representen entre un 16 i un 21% del total d'espècies observades a Catalunya, cosa especialment significativa per a un territori tan petit (un 2% del total de la superfície de Catalunya) i transformat. Amb tot, es tracta d'una comunitat relativament empobrida, dominada per les espècies més generalistes (tant pel que fa al seu hàbitat com al seu espectre alimentari) i amb una elevada capacitat de dispersió, mentre que les espècies més exigents i menys mòbils són molt més escasses o absents. Mitjançant models basats en els individus (*individual-based models*), Melero et al. (2019) han demostrat que la probabilitat de colonització dels jardins de Barcelona per part de les papallones depèn d'una combinació entre la biologia de les diverses espècies i les característiques dels parcs i del paisatge adjacent (Fig. 4).

Així, la colonització a curt termini (a 5 anys vista) dels parcs depèn del percentatge en superfície d'hàbitat natural en el paisatge circumdant (50 m al voltant), i aquesta associació es més important com menys capacitat de dispersió tenen les espècies. La superfície

de parcs en aquest paisatge circumdant té un efecte negatiu sobre aquesta capacitat de colonització, per una possible competència entre parcs (dilució). Finalment, la capacitat de càrrega dels parcs (és a dir, la seva capacitat d'acollida d'individus per una combinació de mida i qualitat dels seus hàbitats) augmenta la probabilitat de colonització de les espècies, i els valors d'aquesta capacitat de càrrega necessaris per a aquesta colonització són més importants en les espècies menys dispersives. A llarg termini (20 anys vista) es fa més evident el paper diferencial del paisatge urbà en relació amb la capacitat de dispersió de les espècies. Mentre que les papallones amb més capacitat de dispersió colonitzen indistintament qualsevol parc, la resta depenen de la superfície d'hàbitats naturals i de parcs en el paisatge circumdant, i de la capacitat de càrrega d'aquells. Aquests factors són especialment clau per a les espècies amb menys capacitat de dispersió.

Els resultats permeten suggerir accions de gestió adients per tal d'augmentar la biodiversitat de papallones (i d'altres insectes) als jardins de la ciutat. En el cas de Barcelona és especialment important incrementar la presència d'espècies especialistes amb capacitat de dispersió baixa i mitjana. A aquest efecte, a escala de

**Figura 4.** Probabilitat d'ocupació projectada (mitjana i interval de confiança del 95%) a 5 anys vista (al mig) i a 20 anys vista (a baix) als jardins de Barcelona per part de tres espècies de papallones diürnes amb diferències marcades en la seva capacitat de dispersió, en funció de la superfície relativa (%) de l'hàbitat natural (a l'esquerra), de parcs en el paisatge circumdant (el mig) i de la capacitat de càrrega dels parcs (a la dreta).



Font: Melero et al., 2019.



parc cal incrementar la proporció de cobertes herbàcies seminaturals, que concentren la major part de les espècies i d'individus de papallones i, especialment, de les que tenen més requeriments ecològics. A més, cal augmentar la mida dels parcs o crear-ne de nous per tal d'afavorir les papallones amb menys capacitat de dispersió. A escala de paisatge, és important establir un pla de corredors entre les àrees verdes (amb bardisses i petits jardins plantats amb les espècies adients) on la menor resistència de la matriu urbana permeti la dispersió de les espècies menys mòbils i més exigents. Però és especialment clau connectar les principals àrees font de papallones (Collserola, els Tres Turons i Montjuïc) amb els parcs de la ciutat per tal d'assegurar, per efecte rescat (Gotelli, 1991), la colonització i el manteniment de les espècies més exigents i menys mòbils.

Com que Melero et al. (2019) detecten una certa *competència* entre parcs a l'hora d'acollir els escassos individus de les espècies amb capacitat de dispersió baixa i mitjana, es recomana començar connectant les àrees font més properes entre elles i amb els parcs dels voltants, mitjançant la creació de nous parcs i corredors a prop d'aquestes àrees font. Així doncs, es podria dissenyar un pla de connexió progressiva, amb diverses fases des d'aquestes àrees (especialment el flanc nord, que limita amb Collserola i els Tres Turons, però també Montjuïc i Can Tunis) cap al centre de la ciutat. Això permetria incrementar l'abundància total de papallones, però també la seva riquesa i diversitat d'espècies, particularment pel que fa a les que tenen més requeriments ecològics i menor capacitat de dispersió.

#### 4.2. Les comunitats dels boscos de les planes metropolitanes

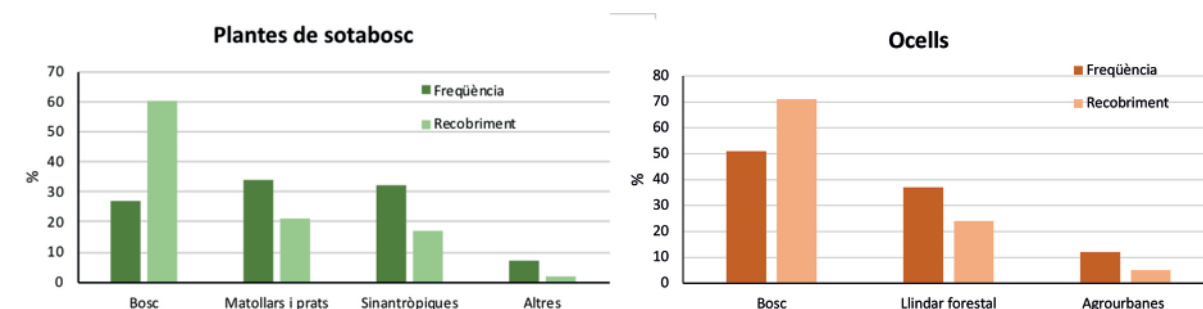
En les darreres dècades, la regió metropolitana de Barcelona ha sofert una transformació extrema i caracteritzada per la coexistència de dos processos: d'una banda, el bosc ha experimentat una recuperació especialment notable a les serralades, però també observable en zones baixes (Pino et al., 2019). Aquest retorn del bosc és el resultat de l'anomenada transició forestal, causada per l'èxode rural cap a la ciutat propera i l'abandonament dels usos agroforestals tradicionals (Meyfroidt i Lambin, 2011; Tulla et al., 2003). D'altra banda, el paisatge de les planes ha sofert una intensificació agrícola i una urbanització fortament lligada a l'explotació turística del litoral i al creixement de les diverses corones metropolitanes, sovint en for-

ma d'*urban sprawl* (Catalán et al., 2008). Tot plegat ha comportat una fragmentació extrema dels boscos d'aquestes planes, immersos en una matriu dominada per usos antròpics intensius, i això afecta de manera molt important el seu estat de conservació i funcionament (Rodà et al., 2005; Guirado et al., 2006; Pino et al., 2008). A les àrees de muntanya, la recuperació del bosc ha comportat, en canvi, l'aparició de paisatges més homogenis i menys diversos, malgrat que els boscos continuen mostrant l'empremta, en la seva estructura, de l'explotació anterior.

Com s'organitza la biodiversitat en aquests boscos? Pel que fa a les plantes, s'hi observa una certa pobresa florística i una composició dominada per plantes no estrictament de bosc (Guirado et al., 2006; 2007), moltes de les quals són pròpies dels matollars i prats preexistents i d'altres són vinculades a l'activitat humana (Fig. 5). Entre aquestes darreres cal esmentar, de les antigues plantes conreades (per exemple, *Ficus carica* o *Ceratonia siliqua*), les espècies arvenses i ruderals associades i les espècies exòtiques, que esdevenen especialment freqüents i abundants (Clotet et al., 2016; Gamboa-Badilla, 2017). Una pauta semblant s'observa amb els ocells, dominats per les espècies de vorada de bosc i d'ambients agrourbans, mentre que les pròpiament forestals són una minoria (Fig. 5). Aquestes pautes de composició poden estar indicant un procés d'homogeneïtzació biòtica (McKinney i Lockwood, 2001) d'aquests boscos, consistent en la rarefacció o extinció de les espècies pròpies del bosc (els especialistes) i la seva substitució per unes poques espècies d'ampli espectre ecològic (els anomenats generalistes) i sovint associades a l'activitat humana. Tant en plantes com en ocells, la proporció d'espècies no estrictament forestals augmenta més amb la intensitat de freqüentació humana del bosc associada a la proximitat al marge del bosc o a l'existència d'àrees urbanes adjacents que no pas amb la fragmentació pròpiament dita (Rodà et al., 2005; Guirado et al., 2006; Fig. 6), cosa que suggereix l'estreta relació entre l'activitat humana i els processos d'homogeneïtzació biòtica (McKinney, 2006).

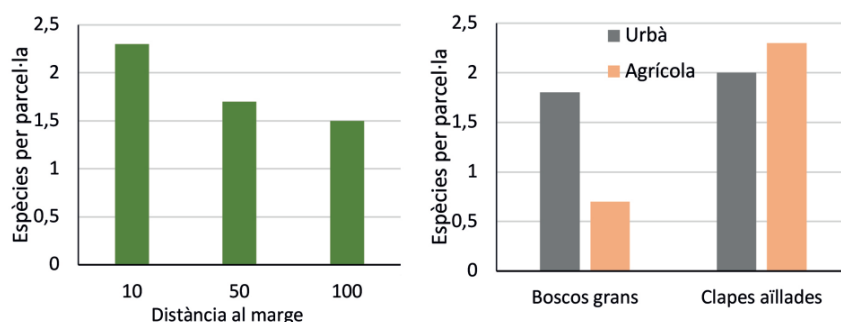
Diversos treballs mostren, a més, que les pautes d'acoblament de les comunitats biològiques canvien substancialment als nous boscos metropolitanos (Bassnou et al., 2016; Cruz-Alonso et al., 2020). Els boscos mediterranis recents sovint mostren deutes d'extinció (és a dir, acumulacions temporals d'espècies que amb el temps acaben desapareixent; Jackson i Sax, 2010), els quals es concentren a les plantes dels estadis suc-

**Figura 5.** Espectres ecològics de les espècies de plantes de sotabosc i d'ocells, per freqüència i per recobriment, als boscos de la plana del Vallès.



Font: Rodà et al., 2005.

**Figura 6.** Nombre d'espècies cultivades, ruderals i exòtiques per parcel·la de mostreig a les clapes de bosc de la plana del Vallès en funció de la distància al marge de la clapa (esquerra) i de la mida i adjacència de les clapes a cobertes agrícoles i urbanes (dreta).



Font: Guirado et al., 2006.

cessionals previs (matollars i prats mediterranis; Bagaria et al., 2015). Als nous boscos metropolitans cal sumar-hi l'existència de deutes d'extinció de les espècies associades a l'activitat humana (cultivades, ruderals o exòtiques), que poden mantenir-se si les pertorbacions són recurrents (Pino et al., 2013). Per contra, algunes espècies pròpiament forestals mostren els anomenats crèdits de colonització o decalatges entre l'aparició del nou bosc i l'establiment d'aquestes. Així, aquests boscos nous tenen menys riquesa i abundància de plantes dispersades per vertebrats que els preexistents (Basnou et al., 2016; Gamboa-Badilla et al., 2020; Cruz-Alonso et al., 2020). Això pot ser degut a dificultats en l'arribada de propàguls (per manca d'agents dispersadors) o en l'establiment d'aquests (per l'existència de condicions poc òptimes; Gamboa-Badilla et al., 2020; Cruz-Alonso et al., 2020). També s'han observat crèdits de colonització en els artròpodes que depreden aquestes plantes (Ruiz-Carbayo et al., 2018), especialment pel que fa als depredadors amb menys capacitat de dispersió. En qualsevol cas, aquests crèdits de colonització no són gaire importants, cosa que indica (i) que l'acoblament de les comunitats forestals mediterrànies és ràpid i els crèdits es *cancel·len* aviat o bé (ii) que els boscos preexistents —que són la referència amb la qual s'estimen aquests crèdits— tenen uns nivells de riquesa d'espècies semblants als nous (Basnou et al., 2016).

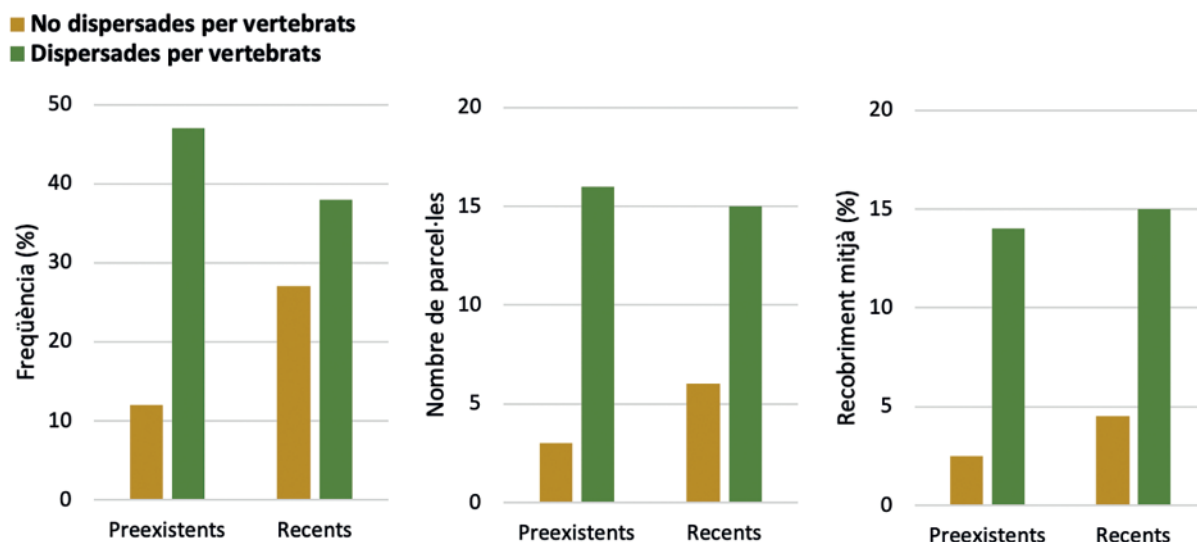
Els boscos metropolitans de Barcelona són, d'altra banda, força susceptibles a les invasions per plantes exòtiques (Basnou et al., 2015; Clotet et al., 2016), malgrat que els boscos mediterranis han estat considerats tradicionalment molt resistents a les invasions (Vilà et al., 2007). Un estudi recent fet a la província de Barcelona indica que les plantes exòtiques es troben en gairebé un 25% dels boscos metropolitans, mentre que només apareixen en un 5% dels boscos de la resta de la província. D'altra banda, Gamboa-Badilla (2017) observà un filtratge ambiental de les espècies de plantes exòtiques que envaeixen els boscos metropolitans, en el cas concret de la plana del Vallès: mentre que només un 25% de les plantes exòtiques observades en el conjunt de l'àmbit (segons les dades d'EXOCAT; exocat.crea.cat) són dispersades per vertebrats, aquestes espècies són un 50% de les observades dins del bosc, i fins i tot presenten recobriments més elevats que les no dispersades per vertebrats. D'altra banda, observà una interacció entre la cons-

trucció dels nous boscos i els mecanismes de dispersió de les plantes invasores. Així també, segons Tello et al. (2020), als boscos recents (apareguts després de 1956) hi predominen més les espècies no dispersades per vertebrats que als boscos preexistents, i viceversa. Els boscos recents són també més rics en espècies no dispersades per vertebrats, les quals hi assolixen recobriments més alts (Fig. 7).

En definitiva, aquest filtratge ambiental de les plantes exòtiques dispersades per vertebrats que té lloc als boscos metropolitans es va consolidant a mesura que avança el procés de successió i d'acoblament d'aquests boscos nous. El fet és particularment important perquè explica com és possible la invasió d'aquests boscos per plantes exòtiques. Les espècies no dispersades per vertebrats són els típics *gap-detectors*, que aprofiten pertorbacions per tal de colonitzar més o menys temporalment els boscos (Pino et al., 2013), i troben en els boscos més joves aquestes condicions. En canvi, les dispersades per vertebrats són capaces de mantenir-se en els boscos preexistents, més madurs, gràcies a la seva tolerància a condicions d'ombra (Martin et al., 2009). Aquestes espècies són especialment perilloses per a la integritat i el funcionament dels boscos metropolitans, ja que s'hi mantenen de manera més permanent (Gamboa-Badilla, 2017).

Tots aquests resultats suggereixen que els boscos metropolitans mostren evidències d'un cert empobriment i banalització de les seves biocenosis, amb una barreja d'espècies pròpies de bosc i d'altres pròpies d'hàbitats forestals alterats o fins i tot antròpics. En el cas de les plantes, destaca especialment l'elevada proporció d'espècies antigament cultivades, ruderals o fins i tot exòtiques malgrat que estudis previs destacaven la resistència dels boscos metropolitans a les invasions biològiques (Vilà et al., 2007). Aquest procés comporta alhora processos d'homogeneïtzació biòtica especialment intensos en els paisatges metropolitans (McKinney, 2006) i que en el cas de Barcelona es reflecteixen en les escasses diferències de riquesa i composició d'espècies entre els boscos nous i d'altres de més consolidats. Això és conseqüència del dinamisme extrem dels boscos en aquests paisatges metropolitans i de la progressiva urbanització del paisatge circumdant (on, com deia Margalef, es constata una inversió progressiva de les pautes tradicionals del

**Figura 7.** Freqüència de parcel·les envaïdes per plantes exòtiques (esquerra), i riquesa (nombre d'espècies; centre) i recobriment mitjà (dreta) per parcel·la de mostreig a les clapes de bosc de la plana del Vallès, separant les espècies segons el seu mecanisme de dispersió.



Font: Gamboa-Badilla et al., 2017.

paisatge mediterrani, antigament agroforestal), que comporta d'una banda la fragmentació i pèrdua de connectivitat de les clapes de bosc i de l'altra la seva major alteració i accessibilitat.

Davant d'aquesta situació, és imprescindible fer gestió. En primer lloc, cal gestionar el paisatge per tal d'evitar un contacte directe entre el bosc i les principals àrees urbanes, incentivant la recuperació dels usos agroramaders tradicionals o creant àrees *buffer* agrícoles o de matollars i prats. També cal promoure un pla de corredors entre les principals clapes de bosc per tal de facilitar la dispersió de les espècies pròpiament forestals, i reunir clapes petites properes entre elles en d'altres de més grans i compactes, a fi de reduir la relació perímetre/àrea i, per tant, l'exposició als hàbitats antròpics adjacents. D'altra banda, també cal un pla d'ordenació dels usos permesos en aquests boscos per tal d'evitar la hiperfreqüentació d'unes determinades àrees i controlar els abocaments il·legals. Cal millorar especialment la gestió de les invasions biològiques, desplegant mecanismes d'actuació ràpida sobre les noves invasions i de control sistemàtic de les ja consolidades. I cal, a més, identificar els principals punts i vies d'introducció de noves espècies. Finalment, caldria millorar l'estructura dels boscos mitjançant una política d'incentius a l'activitat forestal tradicional.

## 6. Referències

BAGARIA, G.; HELM, A.; RODÀ, F.; PINO, J. (2015). «Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland-forest change gradient». *Oecologia*, 179:823-834.

BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. (2015). «Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities». *Ecological Indicators*, 55:146-158.

BASNOU, C.; PINO, J.; TERRADAS, J. (2015a). «Ecosystem services provided by green infrastructure in the urban environment». *CAB Reviews*, 2015, 10, 004:1-11.

BASNOU, C.; IGUZQUIZA, J.; PINO, J. (2015b). «Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats». *Landscape and Urban Planning*, 136:156-164.

BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; CASTELL, C.; DALMASES, C.; PINO, J. (2020). «Advancing the green infrastructure approach in the Province of Barcelona: integrating biodiversity, ecosystem functions and services into landscape Planning». *Urban Forestry & Urban Greening*, 55. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126797>

BASNOU, C.; VAYREDA, J.; PINO, J. (2014). *Serveis ecosistèmics de la infraestructura verda de l'Àrea Metropolitana de Barcelona: primera diagnosi*. Informe inèdit. Barcelona Regional.

BASNOU, C.; VICENTE, P.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2016). «Of niche differentiation, dispersal ability and historical legacies: what drives woody community assembly in recent Mediterranean forests?». *Oikos*, 125:107-116.

CATALÁN, B.; SAURÍ, D.; SERRA, P. (2008). «Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000». *Landscape & Urban Planning*, 85:174-184.

CLOTET, M.; BASNOU, C.; BAGARIA, G.; PINO, J. (2016). «Contrasting historical and current land-use correlation with diverse components of current alien plant invasions in Mediterranean habitats». *Biological Invasions*, 18:2897-2909.

CRUZ-ALONSO, V.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2020). «The elusive colonization credits of woody species in expanding Mediterranean forests: a story of landscape legacies influenced by climatic aridity». *Landscape Ecology*, en premsa.

- DEVICTOR, V.; VAN SWAAY, C.; BRERETON, T.; BROTONS, L.; CHAMBERLAIN, D.; HELIÖLÄ, J.; HERRANDO, S.; JULLIARD, R.; KUUSSAARI, M.; LINDSTRÖM, Å.; REIF, J.; ROY, D.B.; SCHWEIGER, O.; SETTELE, J.; STEFANESCU, C.; VAN STRIEN, A.; TURNHOUT, C.; VERMOUZEK, Z.; DEVRIES, M. W.; WYNHOFF, I.; JIGUET, F. (2012). «Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale». *Nature Climate Change*, 2:121-124.
- DOBLAS-MIRANDA, E.; ALONSO, R.; ARNAN, X.; BERMEJO, V.; BROTONS, L.; DE LAS HERAS, J.; ESTIARTE, M.; HÓDAR, J. A.; LLORENS, P.; LLORET, F.; LÓPEZ-SERRANO, F. R.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; MOYA, D.; PEÑUELAS, J.; PINO, J.; RODRIGO, A.; ROURA-PASCUAL, N.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; RETANA, J. (2017). «A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects». *Global and Planetary Change*, 148:42-54. EC, 2013.
- GAMBOA-BADILLA, N. (2017). *The role of species niche, species dispersal and landscape factors in the assembly of novel woody communities in metropolitan Mediterranean regions*. Tesis doctoral inèdita, Universitat de Barcelona.
- GOTELLI, N. J. (1991). «Metapopulation Models: The Rescue Effect, the Propagule Rain, and the Core-Satellite Hypothesis». *The American Naturalist*, 138:768-776.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2006). «Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: Effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge». *Global Ecology and Biogeography*, 15:50-62.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2007). «Comparing the role of site disturbance and landscape properties on understorey species richness in fragmented periurban Mediterranean forests». *Landscape Ecology*, 22:117-129.
- HANSEN, R.; PAULEIT, S. (2014). «From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas». *Ambio*, 43:516-529.
- HARRISON, P. A.; BERRY, P. M.; SIMPSON, G.; HASLETT, J. R.; Blicharska, M.; BUCUR, M. et al. (2014). «Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review». *Ecosystem Services*, 9:191-203.
- JACKSON, S. T.; SAX, D. F. (2010). «Balancing biodiversity in a changing environment: Extinction debt, immigration credit and species turnover». *Trends in Ecology & Evolution*, 25:153-160.
- JUSTUS, J.; SARKAR, S. (2002). «The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history». *Journal of Bioscience*, 27:421-435.
- LIZÉE, M.; MANEL, S.; MAUFFREY, J. et al. (2012). «Matrix configuration and patch isolation influences override the species-area relationship for urban butterfly communities». *Landscape Ecology*, 27:159-169. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9651-x>
- LIZÉE, M.; TATONI, T.; DESCHAMPS-COTTIN, M. (2016). «Nested patterns in urban butterfly species assemblages: respective roles of plot management, park layout and landscape features». *Urban Ecosyst*, 19:205-224. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0501-5>.
- MAES, J.; BARBOSA, A.; BARANZELLI, C.; ZULIAN, G.; SILVA, F. B.; VANDECASTEELE, I. et al. (2015). «More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe». *Landscape Ecology*, 30(3):517-534.
- MAES, J.; PARACCHINI, M. L.; ZULIAN, G. et al. (2012). «Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe». *Biological Conservation*, 155:1-11.
- MAESTRE, S.; BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; PINO, J. (2018). *Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la província de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell)*. Document inèdit, Oficina de Planificació i Anàlisi Territorial, Diputació de Barcelona.
- MALLARACH, J. M. (1995). «Espais protegits i conservació de la biodiversitat als Estats Units d'Amèrica». Més enllà dels tòpics. *Terra, Revista Catalana de Geografia, Cartografia i Ciències de la Terra*, 24:41-53.
- MALLARACH, J. M. (1999). «Els espais protegits de Catalunya i els nous paradigmes de la conservació», en: BOADA, M. (ed.). *Parcs naturals. Més enllà dels límits*. Barcelona: Generalitat de Catalunya, pàg. 74-89.
- MARTIN, P. H.; CANHAM, C. D.; MARKS, P. L. (2009). «Why Forests Appear Resistant to Exotic Plant Invasions: Intentional Introductions, Stand Dynamics, and the Role of Shade Tolerance». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:142-149.
- MARULL, J.; PINO, J. (2008). *La Matriu Territorial. Criteris ecològics i mètodes paramètrics per al tractament del territori com a sistema, la seva planificació i avaluació ambiental estratègiques*. IERMB-CREAF. doi: 10.13140/2.1.3345.4404.
- MARULL, J.; PINO, J.; CARRERAS, J.; FERRÉ, A.; CORDOBI-LLA, M. J.; LLINÀS, J.; RODÀ, F.; CARRILLO, E.; NINOT, J. M. (2005). «Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica». *Butlletí de la ICHN*, 72:115-138.
- McKINNEY, M. L. (2006). «Urbanization as a major cause of biotic homogenization». *Biological Conservation*, 127:247-260.
- McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. (2001). «Biotic Homogenization: A Sequential and Selective Process», en: LOCKWOOD, J. L.; McKINNEY, M. L. (eds.). *Biotic Homogenization*. Boston, MA: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1261-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1261-5_1)
- MELERO, Y.; STEFANESCU, C.; PINO, J. (2016). «General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits». *Biological Conservation*, 201:336-342.



- MELERO, Y.; STEFANESCU, C.; PALMER, S. C. F.; TRAVIS, J. M. J.; PINO, J. (2020). «The role of the urban landscape on species with contrasting dispersal ability: Insights from greening plans for Barcelona». *Landscape and Urban Planning*, 195, 103707.
- MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. (2011). «Global forest transition: prospects for an end to deforestation». *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 36:343-371.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. (2000). «Biodiversity hotspots for conservation priorities». *Nature*, 403:853-858.
- PETIT, S.; FIRBANK, L.; WYATT, B.; HOWARD, D. (2001). «MIRABEL: Models for Integrated Review and Assessment of Biodiversity in European Landscapes». *Ambio*, 30:81-88.
- PINO, J.; BASNOU, C. (2013). *Diagnosi de l'estat de conservació de la biodiversitat a l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. CREAF, Barcelona Regional i Àrea Metropolitana de Barcelona. <https://www.amb.cat/web/ecologia/sostenibilitat/pla-de-sostenibilitat/estudis-sostenibilitat/detall/-/estuditerritorial/diagnosi-de-l'estat-de-conservacio-de-la-biodiversitat-metropolitana/631937/11818>
- PINO, J.; RODÀ, F. (1999). «L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació». *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 67:5-20.
- PINO, J.; GORDILLO, J.; BASNOU, C.; FUENTES, L. (2018). *Estudi de la funcionalitat ecològica i la biodiversitat de l'Àrea Metropolitana de Barcelona en el marc del PDU*. Barcelona Regional-AMB.
- PINO, J.; RODÀ, F.; GUIRADO, M. (2003). «La ecología del paisaje y la gestión de la matriz de espacios abiertos», en: CUIMPB. *El paisaje y la gestión del territorio: Incorporación de criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo*. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- PINO, J.; RODÀ, F.; BASNOU, C.; GUIRADO, M. (2008). «Canvis en la superfície i el grau de fragmentació del bosc a la plana del Vallès entre els anys 1993 i 2000». *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 51:59-77.
- PINO, J.; RODÀ, F.; BASNOU, C.; GUIRADO, M. (2009). «El canvi ambiental a la Mediterrània: la perspectiva del paisatge», en: BARRIOCANAL, C.; VARGA, D.; VILA, J. (eds.). *Canvi ambiental global. Una perspectiva multidisciplinària*. Quaderns de Medi Ambient 1. Girona: Documenta Universitaria, pàg. 91-102.
- PINO, J.; ARNAN, X.; RODRIGO, A.; RETANA, J. (2013). «Post-fire invasion and subsequent extinction of *Coryza spp.* in Mediterranean forests is mostly explained by local factors». *Weed Research*, 53:470-478.
- PINO, J.; ÀLVAREZ, E.; BASNOU, C.; ESPELTA, J. M.; GONZÁLEZ-GUERRERO, O.; GORDILLO, J.; GUARDIA, A.; ISERN, R.; PALMERO, M.; VICENTE, P.; PONS, X. (2019). «Canvis recents en les cobertes del sòl i en la dinàmica del paisatge als Països Catalans: implicacions en la conservació del patrimoni natural», en: *Natura, ús o abús (2018-2019)*. Institut d'Estudis Catalans.
- RITCHIE, H (2018). *Urbanization*. Publicat en línia a: OurWorldInData.org <https://ourworldindata.org/urbanization>
- RODA, F.; GUIRADO, M.; PINO, J.; ESPADALER, X.; BERNAL, V.; RIBAS, J.; BASNOU, C. (2005). *La fragmentació dels boscos de la plana del Vallès*. Informe inèdit. Fundació Abertis.
- ROJAS, C.; PINO, J.; BASNOU, C.; VIVANCO, M. (2013). «Assessing land-use and -cover changes in relation to geographic factors and urban planning in the metropolitan area of Concepción (Chile). Implications for biodiversity conservation». *Applied Geography*, 39:93-103.
- RUIZ-CARBAYO, H.; BONAL, R.; PINO, J.; ESPELTA, J. M. (2018). «Zero-sum landscape effects on acorn predation associated with shifts in granivore insect community in new holm oak (*Quercus ilex*) forests». *Divers Distrib.* 24:521-534.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J. et al. (2000). «Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100». *Science*, 287:1770-1774.
- TELLO-GARCÍA, E.; GAMBOA-BADILLA, N.; ÀLVAREZ, E.; FUENTES, L.; BASNOU, C.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2020). «Plant species surplus in recent peri-urban forests: the role of forest connectivity, species' habitat requirements and dispersal types». *Biodiversity & Conservation*, en premsa.
- TULLA, A. F.; SORIANO, J. M.; PALLARÈS, M.; VERA, A. (2003). «La transformació del model agrari en àrees de muntanya». *Espais*, 49:82-97.
- VILÀ, M.; PINO, J.; FONT, X. (2007). «Regional assessment of plant invasions across different habitat types». *Journal of Vegetation Science*, 18:35-42.