

El canvi ambiental a la Mediterrània: la perspectiva del paisatge

Joan Pino, Ferran Rodà, Corina Basnou, Maria Guirado

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra

Girona, setembre de 2008

1. Introducció

L'estat del nostre planeta és definit per un sistema global constituït per molts components que interaccionen i canvien constantment. Alguns canvis tenen lloc durant dies, mesos o anys, mentre d'altres a escales de segles i eons. Alguns ocorren sobre àrees petites de la superfície de la terra, mentre que altres afecten regions grans o el planeta sencer. Per a gran part de la història de la terra, els components principals d'aquest sistema global han estat naturals: l'aire, aigua, terra, i gel que comprenen l'ambient físic del nostre planeta i les plantes, animals, i humans que viuen en aquell ambient. Durant el darrer segle, però, les activitats humanes han tingut un paper cada vegada més important en aquest canvi ambiental global.

Un dels components d'aquest canvi és el que afecta els usos del sòl i el paisatge a causa de l'activitat humana. Tot i donar-se típicament a una escala local i regional, la seva generalització per tot el planeta fa que actualment es consideri un dels components més rellevants del canvi global, amb efectes importants sobre el clima local i regional i sobre la conservació de la biodiversitat i dels serveis ecosistèmics. Vivim immersos en un procés generalitzat i accelerat de canvi d'usos del sòl, amb una progressiva apropiació de territori i una afectació dels hàbitats naturals general per part de l'activitat humana (Vitousek *et al.*, 1997). Ultra la pèrdua d'hàbitats naturals i seminaturals i la seva substitució per d'altres més antròpics, aquest canvi en els usos del sòl comporta canvis notables en l'estructura i les propietats funcionals del paisatge.

1.1. El paisatge com a entitat funcional

El progressiu coneixement del funcionament dels ecosistemes ha posat en evidència que les interaccions entre els diversos hàbitats d'un determinat territori, i fins i tot entre els d'àrees molt allunyades, són molt nombroses i determinants per al funcionament d'aquells. L'existència d'aquestes interaccions obliga a considerar la gestió dels

ecosistemes amb una perspectiva territorial, en la qual la mida, forma i disposició dels hàbitats adquireixen una especial rellevància (Forman & Godron, 1986; Pino & Rodà, 1999). L'ecologia del paisatge proporciona un marc de treball idoni per abordar la comprensió i l'anàlisi, a una escala prou rellevant, dels processos ecològics que tenen lloc al territori. Aquest marc de treball és el paisatge concebut com una entitat funcional, d'escala quilomètrica, integrat per unitats, que interactuen mitjançant fluxos horitzontals (materials, energia, organismes, etc.) entre unitats i verticals dins d'aquestes unitats. Les característiques d'aquestes unitats es poden definir mitjançant el seu tipus, extensió, forma, i configuració o disposició en l'espai. Aquest conjunt de propietats és el que es denomina estructura del paisatge, que és el resultat dels processos funcionals que tenen lloc en ell i, alhora, condiciona el funcionament d'aquests processos (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995). El paisatge pot ser descrit a partir de dos aspectes relacionats amb la seva estructura: la composició i la configuració. La composició del paisatge fa referència al tipus de cobertes que l'integren: boscos, conreus, àrees urbanes, etc., sense entrar a considerar si aquestes cobertes es corresponen amb les tesselles o els corredors, o si formen part de la matriu. La configuració, en canvi, fa referència a la distribució espacial de les esmentades cobertes: uniforme, agrupada, en unitats grans o petites, etc., cosa que afecta a diverses propietats d'aquest com ara el grau de fragmentació, la mida del gra, o la connectivitat.

1.2. Paisatge i biodiversitat

La relació entre paisatge i biodiversitat és un dels axiomes de l'Ecologia del Paisatge. En general, la riquesa i composició d'espècies que podem trobar en un determinat territori es relaciona amb determinades característiques estructurals del paisatge, com ara la mida de les tesselles. Segons la teoria de la biogeografia insular (Mc Arthur & Wilson, 1967) i fent un paral·lelisme entre els arxipèlags d'illes i els romanents d'hàbitat d'un paisatge fragmentat, podem interpretar que la fragmentació d'una tessella gran en fragments petits comportarà una disminució de la biodiversitat, i més encara si la distància entre fragments augmenta progressivament. A més, les poblacions de moltes espècies que ocupen ambients fragmentats formen sovint metapoblacions, és a dir, es troben dividides en subpoblacions que ocupen les porcions adequades del territori. La distància entre subpoblacions és un factor determinant del manteniment dels fluxos de gens o d'individus vitals per al manteniment a llarg termini

de la metapoblació, com també ho és l'existència de connectors entre tessel·les que facilitin aquest intercanvi.

D'altra banda, la disminució de la mida de les tessel·les incrementa la seva relació perímetre / àrea, la qual cosa comporta una major influència dels hàbitats adjacents sobre l'interior d'una determinada tessel·la (Forman, 1995). L'interior i el marge de les tessel·les presenten característiques ecològiques molt diferents: mentre el primer és una àrea lliure de la majoria d'influències externes, on poden perviure espècies i processos exclusius d'un determinat hàbitat, el segon és una zona d'intercanvi amb altres hàbitats, inclosos els antròpics. Les demandes de paisatge d'un i altre grup d'espècies són notablement contrastades. Les espècies d'interior són pròpies de paisatges de gra gruixut, on ocuparan tessel·les grans, escasses i properes, i amb formes poc convolutes que no permeten una relació perímetre/ àrea molt elevada.

2. Dinàmica del paisatge i biodiversitat

Molt més que l'estructura, la dinàmica del paisatge té una relació molt estreta amb la biodiversitat que acullen aquests. Cada cop és més evident que la riquesa i composició d'espècies que acull un paisatge no és només fruit de la composició d'usos del sòl i de llur configuració espacial actuals, sinó també del llegat històric d'usos i de canvis (Pino *et al.*, 2009). Els efectes dels canvis en el paisatge sobre la conservació de les espècies varien en funció del context territorial i de les característiques dels organismes i dels paisatges. Seguidament farem un repàs als dos processos principals relacionats amb la dinàmica dels paisatges: el canvi en la composició i en la configuració. Per a cadascun d'ells, a més, analitzarem alguns exemples d'implicacions sobre la conservació de la biodiversitat.

2.1. El canvi en la composició: les cobertes i usos del sol

Les tendències a Europa

El canvi en els usos del sòl és un component bàsic del canvi en el paisatge. Alguns projectes europeus recents com MIRABEL o BIOPRESS han avaluat els canvis en els usos del sòl per a tot el continent, i han detectat taxes de canvi molt importants als paisatges europeus, degudes a la combinació de factors socioeconòmics i climàtics que operen a escales espacials molt diverses. La forma en que aquestes pressions afecten els

organismes i els ecosistemes és, però, diferent per a les diverses regions d'Europa. A MIRABEL (Petit *et al.*, 2001) es realitzà una tabulació semiquantitativa dels canvis en l'estat d'un seguit d'hàbitats amenaçats o d'interès de conservació a Europa, a partir dels quals es seleccionaren 10 pressions mediambientals principals. Els resultats suggereixen que intensificació agrícola és una de les amenaces principals, tot i l'existència de notables diferències entre les regions considerades. Al cas de la Mediterrània, l'impacte del canvi d'usos es concentra especialment als hàbitats seminaturals, com les pastures, i és el resultat d'una curiosa combinació d'intensificació i abandonament.

BIOPRESS (www.creaf.uab.es/biopress) va dur a terme una aproximació especialment explícita, basada en la posada a punt i la comparació de mapes de cobertes del sòl amb la llegenda CORINE per a diverses èpoques (1950, 1990 i 2000), en un total de 120 àrees d'estudi distribuïdes per Europa. Agrupant els canvis d'usos resultants es van seleccionar 6 pressions sobre la biodiversitat: abandonament, aforestació, deforestació, intensificació, drenatge i urbanització. La distribució d'aquestes pressions a Europa confirma els resultats de MIRABEL per al cas mediterrani: als darrers 50 anys, hi coexisteixen processos d'abandonament i intensificació, tot i que es concentren en paisatges diferents: l'abandonament de conreus i pastures es concentra als paisatges de muntanya, on s'ha donat una notable recuperació de les cobertes forestals a les darreres dècades (Preiss *et al.*, 1997). En canvi, la intensificació (i la urbanització) s'ha concentrat a les planes fèrtils i a la costa, com a resultat de l'agricultura industrial i del creixement urbanístic. Aquesta distribució diferencial de les pressions ha anat conformant un model territorial dual, i això està comportant la desaparició dels hàbitats de marge i dels mosaics agrícoles i agroforestals tradicionals, que són un dels reservoris de biodiversitat més importants dels territoris mediterranis.

Canvis recents a la província de Barcelona

El Mapa de Cobertes del Sòl de 1956 de la Província de Barcelona (MCS56_B), en curs de realització al CREAM per encàrrec de la Diputació de Barcelona, permet analitzar aquestes tendències a una escala més local. Aquest mapa és el resultat de la fotointerpretació de fotografies aèries georeferenciades de 1956 (l'anomenat vol americà), seguint la mateixa metodologia que el Mapa de Cobertes del Sòl del CREAM (MCSC, <http://www.creaf.uab.es/mcsc/>). Això permet una comparació total amb el MCSC, la qual cosa possibilita una anàlisi fina (l'escala de realització d'ambdós mapes es situa per sota de 1:5000) dels canvis al territori entre 1956 i l'actualitat.

S'han estudiat els canvis en les cobertes del sòl entre 1956 i 1993 al sector oriental de la província de Barcelona (Maresme i Vallès Oriental), fent servir el MCS56_B i la primera edició del MCSC. Els canvis s'han reclassificat en 5 pressions similars a les utilitzades a BIOPRESS: abandonament de conreus (pas de conreus a matollar-prats); aforestació (pas de qualsevol categoria a bosc); deforestació (pas del bosc a qualsevol categoria excepte urbà); urbanització (pas de qualsevol categoria a urbà) i sense canvis. Els resultats corroboren les tendències a la dicotomització dels paisatges mediterranis detectades a escala europea per BIOPRESS. La Fig. 1 mostra la distribució de tres pressions (urbanització, abandonament, i aforestació) a la zona de contacte entre la plana del Vallès i el massís del Corredor. A simple vista es pot observar la gran concentració de la urbanització a les planes litorals del Maresme i a la plana del Vallès, i l'aforestació de les parts més baixes de la serra Litoral (les parts més altes ja eren ocupades pel bosc el 1956). L'abandonament pot derivar en una posterior urbanització o aforestació, cosa que comporta un distribució relativament similar als paisatges de plana i de muntanya.

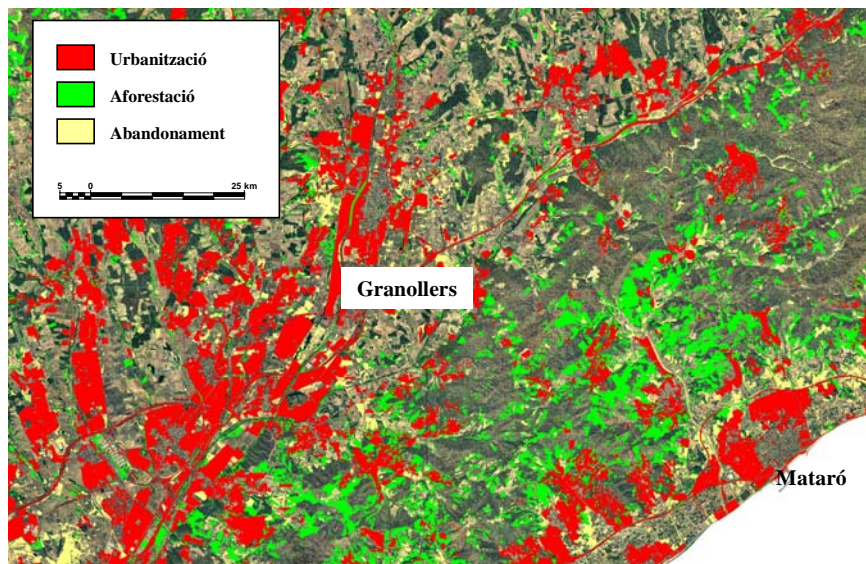


Fig. 1. Processos d'aforestació (transició a bosc), urbanització (a cobertes urbanes i viàries) i abandonament (transició de conreus a matollars i pastures) a la part oriental de la província de Barcelona (plana del Vallès i massís del Corredor) entre 1956 i 1993.

Canvis de cobertes del sòl i biodiversitat de plantes vasculares al delta del Llobregat

És indubtable que aquests canvis en la composició del paisatge tenen efectes sobre la biodiversitat. Això és obvi per a aquells que comporten una pèrdua o degradació dels hàbitats naturals (tots estem acostumats a sentir notícies de la rarefacció de moltes espècies a causa de la pèrdua del seu hàbitat). Tanmateix, tal com acabem de veure, els canvis en els usos del sòl també es poden donar en la direcció oposada. I tots aquests canvis afecten de forma diferent a les diverses espècies. Algunes d'elles treuen profit dels canvis i colonitzen ràpidament els nous usos, mentre d'altres no o fins i tot poden desaparèixer localment com a resultat dels canvis (Lindborg & Eriksson, 2004; Lindborg *et al.*, 2005). L'estratègia de vida i reproducció i l'amplitud ecològica de les espècies es perfilen com alguns dels factors més determinants en la capacitat d'aquestes de suportar i treure profit dels canvis en els usos del sòl (Lindborg, 2007).

Detectar els efectes d'aquests canvis sobre la biodiversitat és sovint difícil o impossible degut a la manca de dades de biodiversitat georeferenciades amb suficient precisió. A Catalunya, un dels territoris més prospectats pel que fa a la seva biodiversitat és el delta del Llobregat que, a més, ha patit i pateix una intensa pertorbació d'origen antròpic. Ultra la desaparició o degradació de la major part dels ecosistemes primigenis, cal destacar el manteniment d'algunes àrees en un estat de conservació sorprenentment bo i la recuperació d'hàbitats en zones antigament dedicades a l'agricultura o a l'explotació d'àrids.

La disponibilitat d'informació fotogràfica ha permès generar mapes de cobertes del sòl pels anys 1956 i 1999, mitjançant fotointerpretació d'ortofotomapes. Les cobertes resultants es van reclassificar en cinc categories de naturalitat, per tal de facilitar-ne la comparació: molt alta (maresmes i pinedes ben conservades), alta (maresmes i pinedes alterades), mitjana (camps abandonats i pastures), baixa (conreus i zones denudades) i nul·la (àrees urbanes). Mitjançant combinació de capes SIG obtenir un mapa de canvi de naturalitat que reflecteix la dinàmica recent de les diverses àrees del delta.

Aquest mapa s'ha fet servir per a avaluar si el canvi en el paisatge té una relació amb la distribució de la flora al delta. Només s'han tingut en compte les àrees del mapa amb una naturalitat mitjana, alta o molt alta el 1999, on es concentra la flora del delta. Aquestes àrees han estat agrupades en tres categories segons la tendència de canvi de naturalitat: canvi **nul**, sense canvi de naturalitat; **positiu**, amb una progressió cap a categories més naturals, i **negatiu**, amb una regressió de la naturalitat (Fig. 2).

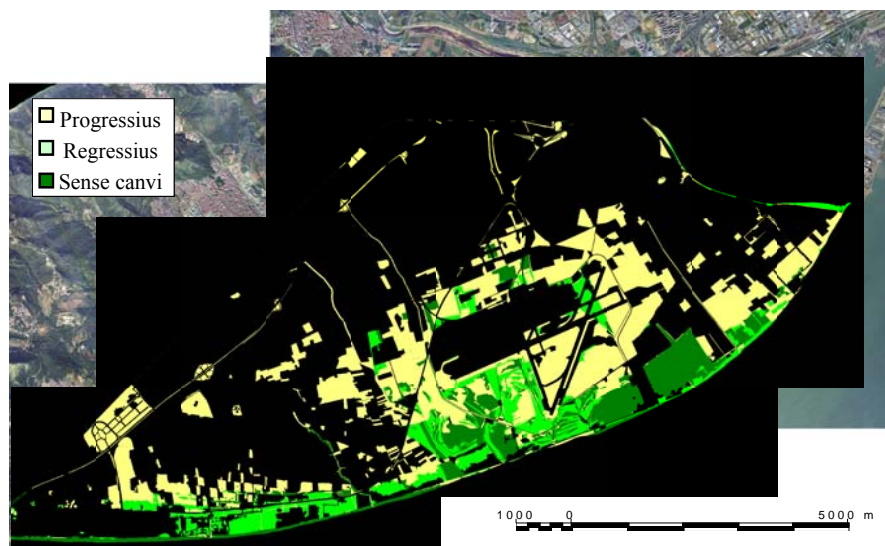


Fig. 2. Processos de canvi de naturalitat dels hàbitats del delta del Llobregat entre 1956 i 1999, de tipus progressiu (cap a més naturals), regressiu (cap a menys naturals) i nul (sense canvi).

El mapa de tendències de canvi de naturalitat s'ha combinat amb una cartografia de les àrees de distribució de les espècies de plantes vasculars més interessants per a la conservació. Les espècies foren separades segons si llur interès és d'àmbit local o català (considerades, com a màxim, raríssimes als Països Catalans) o bé espanyol o europeu (considerades rares a aquestes escales territorials o incloses en directives europees). Els resultats (Taula 1) mostren que les espècies d'interès local i català seleccionen en un 59% àrees que han recuperat naturalitat, mentre que les d'interès nacional o europeu es concentren en un 73% en zones estables. En ambdós casos, les distribucions de les tendències de canvi són significativament diferents ($p < 0.001$) de les que trobem al conjunt d'hàbitats naturals i seminaturals del delta ($\chi^2 = 26.02$ per a les d'interès espanyol i europeu; $\chi^2 = 110.46$ per a les d'interès local i català).

Taula 1. Distribució (% del total d'àrea ocupada) de les espècies vegetals d'interès espanyol o europeu i local o català a les diverses categories de canvi de naturalitat dels hàbitats del delta del Llobregat entre 1956 i 1999. Com a referència es donen els percentatges d'aquestes tendències per al conjunt d'hàbitats naturals i seminaturals del delta.

	Estables	Regressius	Progressius
Interès local o català	35.64	5.45	58.91
Interès espanyol o europeu	76.05	22.43	1.52
Delta	53.73	27.59	18.68

Els mapes de canvi de naturalitat i de tendències de canvi també han servit per a comparar la distribució de vuit espècies de monocotiledònies perennes, pròpies dels aiguamolls i maresmes del delta, amb estratègies de vida semblants però diferents en llurs trets reproductius i amplitud ecològica (Pino *et al.*, 2009). Els resultats mostren que la distribució d'aquestes espècies en classes de naturalitat i els seus canvis s'associa més a l'amplitud ecològica que als trets reproductius. En general, les espècies més especialistes (amb menys amplitud ecològica) es concentren més en hàbitats naturals, recullen menys canvis de naturalitat en llur àrea de distribució i es restringeixen més a àrees on el canvi de naturalitat ha estat nul (Fig. 3).

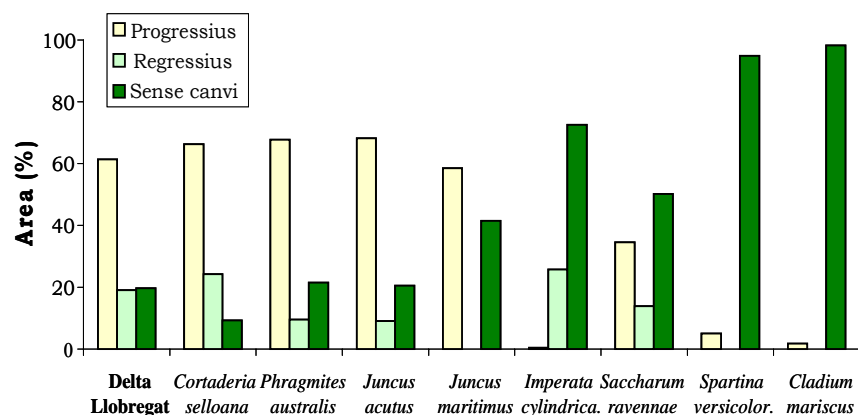


Fig. 3. Distribució (% del total de l'àrea ocupada) de 8 monocotiledònies perennes a les diverses categories de canvi de naturalitat dels hàbitats del delta del Llobregat, entre 1956 i 1999. Com a referència es donen els percentatges d'aquestes tendències per al conjunt del delta. Les espècies són ordenades d'esquerra a dreta per amplitud ecològica decreixent.

2.2 El canvi en la configuració del paisatge

Independentment dels canvis composicionals deguts a canvis en la tipologia i el recobriment relatiu de les diverses cobertes i usos del sòl, els paisatges poden experimentar canvis en la configuració espacial d'aquests elements. Aquests canvis poden afectar tant o més les propietats funcionals del paisatge. A diferència dels canvis en els usos del sòl, no tenim cap anàlisi que quantifiqui la importància a Europa dels diversos processos de canvi del paisatge. Tot i això, una revisió ràpida de la bibliografia existent posa de manifest que, a escala global, un dels processos de canvi de paisatge més importants és la fragmentació dels hàbitats preexistents. Aquesta fragmentació és sovint conseqüència del canvi d'usos i comporta, de manera general, la divisió de les

clapes d'hàbitat en unitats més petites (Forman, 1995; Haila, 2002) i en la major part de casos comporta també una reducció de la quantitat d'hàbitat (Farhig, 2003; Groom, 2006). La fragmentació té efectes notables sobre la mida, el nombre i el grau d'aïllament dels fragments resultants, la qual cosa afecta sovint la qualitat de les peces d'hàbitat (per un increment de l'efecte marge) i la seva connectivitat. Aquests canvis afecten, a la vegada, les espècies que integren els hàbitats i també molts dels processos ecològics d'aquells (Forman, 1995; Lindenmayer & Fischer, 2006).

Fragmentació, freqüentació antròpica i biodiversitat forestal al Vallès

A l'hora d'esbrinar els impactes de la fragmentació sobre la biodiversitat dels territoris més humanitzats i actuar en conseqüència, és especialment important entendre la interacció que s'estableix entre l'estructura del paisatge i l'activitat humana. Un cas paradigmàtic és el dels boscos periurbans, pateixen l'efecte combinat de la fragmentació de l'hàbitat i de la freqüentació humana derivada del seu ús recreatiu. El CREAF va realitzar un estudi de les conseqüències d'ambdós factors sobre la flora i la fauna forestal del sector més oriental de la Plana del Vallès, entre Sant Celoni i Sabadell (Rodà *et al.*, 2006). Els boscos ocupaven encara l'any 2000 un 30% de la zona d'estudi, dividits a parts gairebé iguals en grans àrees forestals (amb continuïtat física amb els boscos de la serralada prelitoral i litoral), i en clapes de bosc aïllades i extremadament esmicolades: l'any 2000 hi havia a l'àmbit d'estudi 2.595 clapes de bosc aïllades, el 95 % de les quals tenien una superfície inferior a 5 ha. Això fa que aquests boscos estiguin mot exposats a les influències procedents de l'entorn no forestal. La fragmentació dels boscos d'aquesta plana segueix ben activa: entre 1993 i 2000 es va fragmentar el 8 % de la superfície de bosc que formava part de grans àrees forestals de l'àmbit d'estudi (Pino *et al.*, 2008) i la tendència segurament continua atès el ritme de desenvolupament urbanístic i de construcció d'infraestructures viàries. Tot i tractar-se d'un territori ben conegut des del punt de vista geogràfic i ecològic, es desconeixen els efectes que aquestes pressions poden tenir sobre la biodiversitat dels seus boscos.

En un primer treball es va avaluar la importància relativa de l'estructura del paisatge i de la qualitat dels fragments (coberta arbòria i freqüentació antròpica) en la riquesa i composició de plantes de les clapes de bosc de la plana (Guirado *et al.*, 2007). Es va realitzar un mostreig en 252 parcel·les forestals distribuïdes a l'atzar, a les quals es va recollir la presència de les diverses espècies de plantes vasculars. Aquestes es van classificar segons la seva raresa i la seva ecologia, separant plantes forestals, de brolles i

prats, i sinantròpiques (cultivades, ruderals o exòtiques). També es va avaluar qualitativament la cobertura de les diverses espècies d'arbres, l'evidència de tallades recents i el grau de freqüentació antròpica. Aquestes variables es van contraposar amb diverses variables relacionades amb la fragmentació antròpica del paisatge, com ara la mida, forma i aïllament de cada clapa de bosc, i amb la seva accessibilitat des de les àrees urbanes veïnes. La relació de totes elles amb la riquesa i composició dels diversos grups de plantes es va analitzar mitjançant models de regressió múltiple.

Els resultats mostraren que la riquesa de tots els grups de plantes estudiats es relaciona principalment amb el recobriment d'espècies del gènere *Quercus*, una *proxy* de l'estat de conservació del bosc. D'altra banda, l'estructura del paisatge i la freqüentació antròpica juguen un paper variable en la riquesa de plantes segons els grups. Les espècies més forestals són relativament insensibles a aquests factors, mentre que les sinantròpiques responen especialment a la freqüentació directa i a la pertorbació (tallades recents), i a variables de paisatge relacionades amb la pertorbació potencial de l'activitat humana com ara l'accessibilitat o la distància al marge del bosc (Taula 2).

Taula 2. Resultats dels models de regressió aplicats sobre les espècies sinantròpiques i forestals rares. Per a cada model es presenta la magnitud de l'efecte (β estandarditzada), el test t i la seva significació. Vegeu Guirado *et al.* (2007) per a més informació.

Variables dependents (r^2 ajustada i significació del model)	β	t	P
Espècies estrictament de bosc $r^2=0.065$, $P < 0.001$)			
Cobertura (%) de <i>Quercus</i> spp	0.149	2.391	<0.05
Distància a vies no asfaltades	0.131	1.984	<0.05
Espècies sinantròpiques $r^2=0.278$, $P < 0.001$)			
Cobertura (%) de <i>Quercus</i> spp	-0.300	-5.304	<0.001
Mida del bosc	0.288	3.797	<0.001
Gestió forestal recent	-0.235	4.264	<0.001
Connectivitat: quantitat de bosc en 500 m	-0.230	-3.174	<0.001
Pressió humana potencial	0.215	3.848	<0.001
Freqüentació	0.145	2.514	<0.05
Distància al marge	-0.211	-3.418	<0.001

En un segon treball es va comparar el grau de freqüentació i la riquesa d'espècies dels diversos grups de plantes vasculares, en parcel·les situades en clapas de bosc aïllades i grans àrees forestals. Les parcel·les es van situar, a més, adjacents a conreus i a àrees

urbanes i a diverses distàncies del marge del bosc. Els resultats van posar de manifest que, com que moltes influències antròpiques actuen a través del marge del bosc, el grau de fragmentació (que disminueix la mida dels hàbitat i n'incrementa la relació perímetre-àrea) i l'ús del sòl adjacent són molt rellevants per a la penetració d'aquests efectes cap a l'interior del bosc. Així, la freqüentació vas resultar més alta a les clapes aïllades que a les grans àrees forestals, i en boscos adjacents a àrees urbanes que en els adjacents a conreus. Això probablement explica la distribució diferencial dels grups ecològics i de raresa: el nombre d'espècies de plantes rares de bosc i el de sinantròpiques per parcel·la és més elevat i més baix, respectivament, a les grans àrees forestals que a les clapes aïllades. A més, s'estableixen interaccions complexes entre la mida del bosc i les cobertes del sòl adjacents: el nombre d'espècies de plantes sinantròpiques en grans àrees de bosc és major si aquestes es troben prop de conreus que d'àrees urbanes (Fig. 4); en canvi, el d'espècies rares de bosc és menor a les clapes petites properes a àrees urbanes que a conreus. I, encara, la riquesa d'espècies sinantròpiques disminueix en augmentar la distància al marge del bosc, com també ho fa la proporció de parcel·les amb freqüentació alta (Fig. 5). Tot plegat suggereix que, en un context metropolità, bona part dels efectes de la fragmentació sobre la biodiversitat no són directes sinó deguts a l'increment de la pertorbació antròpica associada.

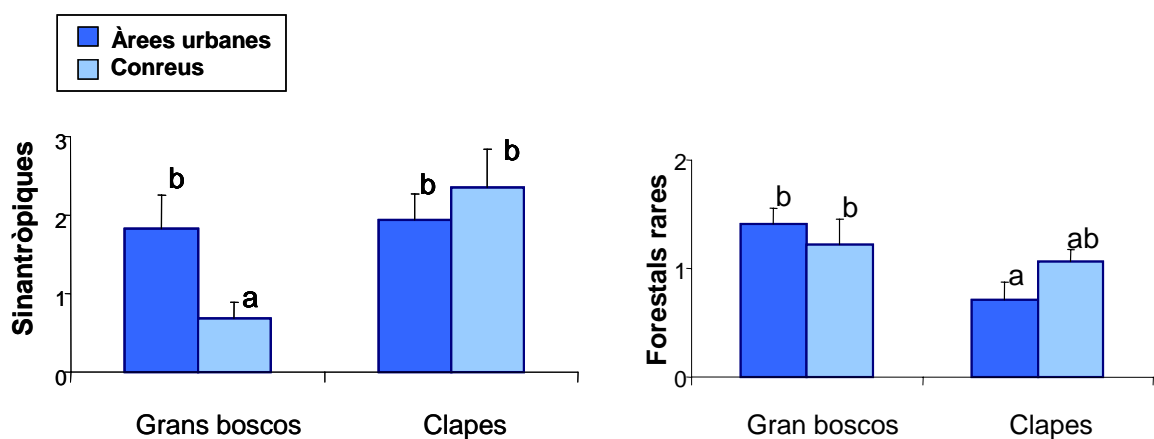


Fig. 4. Riquesa mitjana d'espècies de plantes sinantròpiques i forestals rares per parcel·la de 100 m², en clapes de bosc aïllades i grans àrees forestals de la plana del Vallès adjacents a conreus i àrees urbanes. Lletres diferents a cada gràfic indiquen diferències significatives ($p < 0.05$) per al test LSD. Font: Guirado *et al.* (2006)

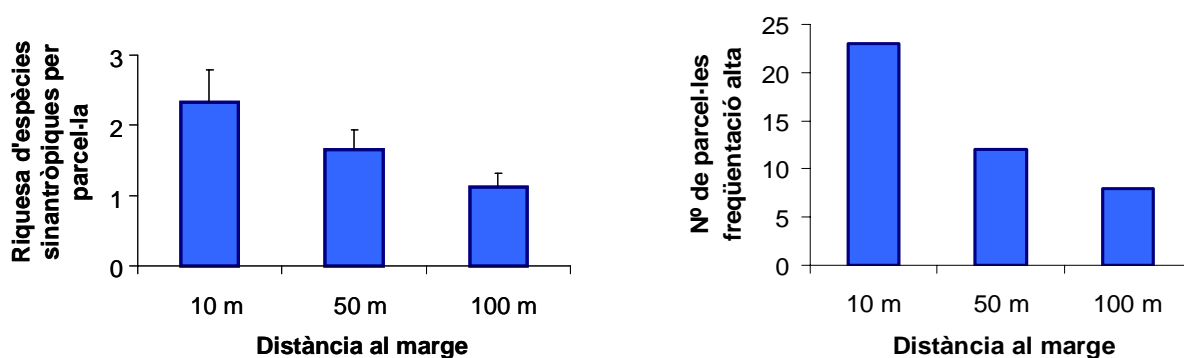


Fig. 5. Riquesa d'espècies sinantròpiques per parcel·la i proporció de parcel·les amb un grau de freqüentació antròpica elevat, a les clapes de bosc aïllades de la plana del Vallès. Font: Guirado *et al.* (2006).

Fragmentació i extinció: deutes pendents

A mena de conclusió, cal destacar que la pèrdua i fragmentació dels hàbitats comporten sovint la pèrdua de les espècies de requeriments ecològics més estrictes (especialistes) i la invasió d'altres de més banals o fins i tot exòtiques (generalistes). No obstant això, pel que fa a les primeres es debat actualment l'existència de l'anomenat deute d'extinció (Kuussaari *et al.*, 2009): l'extinció local d'una espècie pot ocórrer amb un retard substancial després de la pèrdua o degradació de l'hàbitat. Així, es pot observar temporalment una riquesa d'espècies superior a l'esperada segons els models teòrics, deguda a que moltes espècies es mantindrien, per llur pròpia biologia i dinàmica poblacional, temps després de la fragmentació.

Cada cop hi ha més estudis que suggereixen l'existència d'aquest deute d'extinció en grups d'organismes i hàbitats molt diversos. El deute d'extinció planteja un repte per a la conservació i, alhora, una oportunitat: moltes de les espècies que actualment trobem en hàbitats fragmentats podrien estar condemnades a l'extinció en un termini més o menys curt en funció de llur cicle vital. Però, mentre persisteixin, hi ha temps per a emprendre mesures per a assegurar la seva conservació *in situ*, com ara la restauració d'hàbitats i paisatges. Abans cal, en tot cas, acumular més evidència –a partir de programes de seguiment de la biodiversitat a llarg termini- i desenvolupar mètodes millors per a detectar i quantificar el deute d'extinció als hàbitats més afectats per la fragmentació i pel canvi global en general.

3. Referències

- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Forman R.T.T., Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
- Forman R.T.T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge U. Press, New York, USA.
- Groom M (2006). *Principles of conservation biology* (3^o ed.). Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachussets.
- 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 understory species richness in fragmented periurban Mediterranean forests. *Landscape Ecology* 22:117–129.
- Haila Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12:321-334.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K. *et al.* (2009) Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *TREE* (en premsa).
- Lindborg R., Eriksson O. (2004) Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12: 318-336.
- Lindborg R., Cousins S.A., Eriksson O. (2005) Plant species response to land use change –*Campanula rotundifolia*, *Primula veris* and *Rinanthus minor*. *Ecography* 28: 29-36.
- Lindborg R. (2007) Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configurations. *Journal of Ecology* 95: 555–564.
- Lindenmayer D.B., Fischer J. (2006) *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington.
- McArthur R., Wilson E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton.

- Petit S., Firbank Les, Wyatt B., Howard D. (2001) MIRABEL: Models for Integrated Review and Assessment of Biodiversity in European Landscapes. *AMBIO* 30: 81-88.
- 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., Rodà F., Basnou C., Guirado (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: 59-78.
- Pino J., Vilà M., Álvarez N., Seguí J.M., Guerrero Ch. (2009) Niche breadth rather than reproductive traits explains the response of wetland monocotyledons to land-cover change. *Applied Vegetation Science* 12: 119–130.
- Preiss E., Martin J.L., Debussche M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12:51-61.
- Rodà 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 (consultable a <http://www.fundacioabertis.org/cat/actividades/estudio.php?id=10>)
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. Melillo J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.