

Augusto de Castro Lorenzo

## Xestión forestal para a conservación das aves: revisión dalgúns aspectos de interese

Recibido: 12 Decembro 2011 / Aceptado: 23 Xaneiro 2012  
© IBADER- Universidade de Santiago de Compostela 2012

**Resumo** A pesar da tendencia positiva das aves forestais comúns, en consonancia co aumento actual de superficie arborada, as especies estritamente vinculadas a estes hábitats continúan en declive. Adecuar a morfoloxía e tamaño mínimo das masas arboradas, conservar os bosques seminaturais e as carballeiras, manter e conseguir pés de árbores lonxevas e favorecer a existencia de madeira morta en condicións axeitadas para o sustento, nidificación e abeiro das aves, son varias das directrices máis frecuentemente propostas. No texto revísanse algunhas das principais características morfolóxicas, dasométricas e de idade, así como diversas tarefas de xestión, que, a xuízo dos autores consultados, débense ter en conta para favorecer ás poboacións de aves forestais, sexa nas áreas naturais protexidas ou perseguindo a inserción da conservación dentro da perspectiva do beneficio extractivo.

**Palabras clave** xestión forestal, conservación, aves, carballos, madeira morta.

**Summary** Despite the positive population trends of common forest birds, consistent with the current increase in tree cover, species closely linked to this habitat continue to decline or do not show a clear recovery. Adjust the minimum size and morphology of the stands, preserving semi-primary forests and oak stands, maintain long-lived trees and favor the existence of dead wood in proper condition to provide food and shelter to the birds are several of the more frequently guidelines proposed to help populations

recovery. In this paper we review some of the morphological, dasometric and age characteristics, as well as some management strategies, which, in the opinion of the authors consulted, should be considered for favor forest bird populations, either in protected natural areas or posuing the insertion of conservation within the perspective of the harvesting benefits.

**Key words** forest management, birds conservation, oaks, dead wood.

### Introdución

Deixando á parte as limitacións impostas pola necesidade de respectar a diversidade das condicións ecolóxicas que permiten o mantemento da variabilidade xenética das poboacións (Blondel 1985), a importancia de considerar a conservación da biodiversidade como unha función primordial dentro da xestión multifuncional e sostible do bosque e o aumento de superficie arborada que nos tempos actuais se está a producir, constitúen argumentos de peso para formulármonos facer unha revisión dalgúns das principios directrices propostas para o caso particular da conservación das Aves en relación coa xestión forestal, xa que este grupo de vertebrados reúne unha serie de características que o fan un dos máis adecuados para valorar o estado de conservación dos hábitats terrestres, pois: 1) ten un papel clave neste senso por incluír algúns dos mellores, máis visibles e máis accesibles bioindicadores; 2) son o grupo mellor coñecido xa que, grazas á gran implantación da ornitoxía na sociedade, pódense facer programas de seguimento, incluso a escala continental, que dan unha idea moi boa tanto do estado das poboacións como das súas tendencias; 3) inclúe un número importante de especies moi sensibles ás alteracións do hábitat; 4) un 30% das especies europeas con estado de conservación desfavorable nos últimos anos están relacionadas cos bosques (European Environmental Agency 2006). Gil Tena (2009) considera a existencia en España de 22 especies forestais especialistas e 31 xeneralistas, todas, agás unha, presentes en Galicia.

Augusto de Castro Lorenzo  
Departamento de Zooloxía e Antropoloxía Física. Facultade de Veterinaria. Campus de Lugo-USC (Lugo).  
e-mail: a.decastro @usc.es  
Telf. móbil: 655421312

Cando se trata de afrontar a conservación dos hábitats, débese procurar que estes cumpran a tripla condición de calidade, cantidade e localización espacial (Tellería 2001). Aquí tentamos facer unha revisión dalgunhas das condicións que as masas boscosas de Galicia deberan reunir para constituír un hábitat adecuado para as especies de aves forestais, sobre todo no que respecta ás especialistas e con mención especial dos factores que determinan a súa calidade xeral, sen entrar noutros aspectos que son tanto ou máis importantes. Dada a gran cantidade de estudos existentes sobre o tema, escollemos unha representación dos traballos que tratan cada apartado. Consideramos que, aínda que só sexa como orientación, estas notas poden ser útiles á hora de encarar unha xestión adecuada para os bosques do noroeste ibérico.

### Tendencias actuais das aves forestais

O índice de cambio das poboacións en España entre 1997 e 2009 (SeoBirdlife 2010) é en xeral positivo para as especies forestais comúns, contrariamente ao que ocorre coas doutros medios, especialmente do agrícola. Das 39 especies analizadas por Carrascal & Palomino (2008), só catro manifestan tendencia decrecente (*Lullula arborea*, *Cettia cetti*, *Aegithalos caudatus* e *Serinus serinus*), presentando as restantes unha situación estable ou crecente, catorce especies neste último caso, incluíndo algunhas das máis típicas dos nosos bosques (*Erithacus rubecula*, *Turdus philomelos* ou *Sylvia atricapilla*). Como aspectos positivos, esta tendencia favorable maniféstase tamén para as rapaces que dalgunha maneira usan o bosque. Neste caso están dúas especies que presentan en Galicia unha boa proporción dos seus efectivos ibéricos: miñado abelleiro (*Pernis apivorus*) e falcón pequeno (*Falco subbuteo*) (Palomino & Valls 2011). Este fenómeno está en consonancia co que sucede coa superficie ocupada polos seus hábitats e, aínda que ten aspectos positivos, non ten valor para tirar consideracións optimistas no que atangue á conservación, xa que as especies con estado máis precario, as mesmas que viñan presentando tendencias negativas desde hai moitas décadas e tamén as máis sensibles ás alteracións do hábitat forestal (piciformes, pita do monte...), presentan unha situación que en xeral non cambia de tendencia. Se, como afirma Gil Tena (2009) “a riqueza de aves forestais especialistas está máis asociada ás características de composición e estrutura do bosque cá das aves xeneralistas”, unha xestión forestal axeitada debería afectarlles positivamente e axudar na recuperación das súas poboacións.

### Importancia dos Pícidos

As especies deste grupo reveláronse como as máis interesantes pola súa condición de especies “paraugas”, por iso moitas das consideracións sobre xestión forestal para conservación de aves derivan do seu estudo. O grupo dos pícidos, que reúne ós paxaros carpinteiros ou petos, inclúe especies que esixen a presenza dunha serie de atributos propios dos bosques maduros e ben estruturados. A riqueza de carpinteiros está correlacionada coa doutras especies e,

en moitos casos, pode servir como indicador da riqueza de aves en conxunto (non sendo nos momentos de explosións de insectos)(Drever et al. 2008). Mikusinsk et al. (2001), entre outros, puxeron en evidencia este papel indicador dos pícidos demostrando unha relación positiva entre riqueza de especies de carpinteiros e número de especies de aves forestais, tanto especialistas como xeralistas, en bosques de Polonia.

En Galicia están presentes seis especies de pícidos, dúas con ampla distribución e menos exixencias, o peto verdeal (*Picus viridis*) e o peto real (*Dendrocopos major*); tres con distribución marxinal a escala territorial e con exixencias ecolóxicas estritas, o peto negro (*Dryocopus martius*), o peto mediano (*Dendrocopos medius*) e o peto pequeno (*Dendrocopos minor*); unha sexta especie, o peto formigueiro (*Jynx torquilla*), actualmente en declive, habita en bosques abertos ou formacións de arboredo disperso. O peto negro e o peto mediano aparecen restrinxidos á pequena área de influencia dos bosques montanos orocantábricos, con presenza actual case testemuñal nas zonas máis favorables ou menos marxinais, polo que o seu estado debe ser cualificado de manifestamente mellorable, tratando de favorecer a colonización de toda a superficie potencial. Ademais para o peto mediano formulouse a posibilidade dunha distribución histórica máis ampla (Salas et al. 2005). Un problema destas especies, engadido á falta de hábitat, é o illamento e distancia excesiva entre as poboacións actuais da Cordilleira Cantábrica, o que dificulta a recolonización e o intercambio de individuos (Purroy & Álvarez 1984, García Fernández et al. 2002). No caso do peto pequeno fáisenos máis difícil definir os condicionantes que determinan a súa presenza no sur de Galicia. Para o peto mediano e o peto pequeno, as principais variables predictoras da súa presenza son as relacionadas coa estrutura do hábitat (Delahaye et al. 2010). A importancia dos buratos construídos polo abundante peto real para os “usuarios secundarios de cavidades” foi posta de manifesto por diferentes autores (p. e. Kotaka & Matsuoka 2002).

### Morfoloxía das masas

O tamaño das manchas de bosque, a conectividade, a distancia entre elas e a morfoloxía inflúen decisivamente na súa validez para a conservación. Hai especies que se ausentan de bosques pequenos e outras que cambian as súas densidades. As manchas forestais máis illadas teñen menos especies de interior de bosque, de maneira que para a existencia de poboacións consistentes de aves con estas preferencias son aconsellables áreas suficientemente arboradas, grandes e non fragmentadas (Bianconi et al. 2003). A área inflúe máis nos pequenos bosques e o illamento nos grandes. A forma óptima téñena as mouteiras con maior superficie e menor perímetro, que minimizan o efecto de borde e o risco de predación. Ademais, as poboacións habitantes de manchas fragmentadas teñen menor ratio reprodutora (Robinson et al. 1997, Robles et al. 2008), sofren máis parasitismo e predación e ven incrementada a mortalidade (Doherty & Grubb 2002). Por citar casos concretos, entre as especies que nos atanguen podemos falar do peto mediano que, segundo Kosinski

(2006), require bosques maiores de 15 ha dominados por carballos. Ademais, esta especie tende a unha presenza non agregada e o tamaño do parche inflúe no éxito do apareamento. No caso do peto menor, chegaronse a estimar dominios vitais de 100 ha. (Delahaye 2010).

A fragmentación ten tamén efectos negativos para a pita do monte (*Tetrao urogallus*), acentuada pola presenza de asentamentos humanos que dificultan a conectividade (Suárez-Seoane e García-Rovés 2004, Abajo 2007).

Moitos autores trataron os efectos da fragmentación, que non sempre son claros, xa que para algunhas especies as manchas de bosque de tamaño intermedio reveláronse como as máis favorables, por exemplo para a avelaiona (*Strix aluco*) en Inglaterra (Redpath 1995). A dicir de Wiens (1994), a comprensión de como as aves responden á fragmentación require estudos enfocados á selección de hábitat e do comportamento nos desprazamentos de cada especie, e non só ao número, separación e morfoloxía dos fragmentos. Estes aspectos precisan dun coñecemento profundo da bioecoloxía de cada especie e unha revisión máis detallada cá que nós realizamos aquí.

## Tipos de bosques e idade das árbores

A riqueza e diversidade de especies de aves vese favorecida polos estadios forestais máis desenvolvidos e a diversidade existente de especies arbóreas. Isto non quere dicir que non poida decrecer nas etapas máis maduras da sucesión, pola dominancia das especies máis competitivas e polo cerrado do dosel arbóreo, o que xera menor densidade arbustiva. Non ocorre así se consideramos a diversidade referida a un espazo (diversidade beta) no que están representadas distintas etapas da sucesión, xeradas sobre todo polas perturbacións (incendios, fenómenos climatolóxicos drásticos, pastoreo, etc.) (“metaclimax” de Blondel (1985) ou “unidade silvática” de Oldeman (1991 en Camprodón 2001). Ademais ó comenzo da sucesión hai un primeiro máximo debido en boa medida á presenza das especies transaharianas que utilizan estas etapas. Posteriormente prodúcese unha reestructuración con tendencia ó sedentarismo ata chegar ós valores máis altos na madurez (Blondel 1985). En todo caso, a adecuación dos bosques para a conservación debe de ser interpretada considerando non só a riqueza e diversidade, máis tamén a endemidade e rareza da fauna asociada (Tellería 2001). É neste aspecto onde os bosques naturais (seminaturais) e maduros manifestan a súa importancia. Este tipo de bosques presentan unha serie de especies e comunidades, tanto de aves como de insectos saproxílicos e de fungos que funcionan como bos indicadores da calidade e do nivel conservación (Winter et al. 2005). Por outra banda hai que dicir que tamén os medios agro-forestais xestionados con estes obxectivos poden ser usados por especies forestais de alto valor.

Polo que atangue á idade das árbores, hai que dicir que a existencia de pés corpulentos é fundamental polas cavidades e pólas grosas que adoitan presentar, que aportan estruturas de refuxio e soporte para a nidificación (ver máis adiante), ademais dunha ampla oferta de

alimento, acentuada coa existencia de madeira morta e a abundancia de flora epífita (líquidos, brións, fíeitos, etc.). Estes pés producen en xeral máis cantidade de froitos durante un longo período de tempo e teñen máis fungos simbioses (Oria de Rueda 1990). A presenza destas árbores é importante tanto nas masas de caducifolios como nas de coníferas, onde teñen efectos semellantes sobre a diversidade. Algúns casos que ilustran estes fenómenos témolos no leste de Austria onde a abundancia de peto mediano presenta correlación coa idade das árbores, a proporción de carballos e freixos e a proximidade de ramas laterais (Riemer 2009). O peto menor no leste de Austria selecciona árbores de madeira branda (ameneiros, salgueiros, chopos) e freixos (Riemer 2009), e en Alemaña usa os bidueirais e gusta das copas altas (>16 m) e parches de árbores novos intercalados con abeleiras (Delahaye et al. 2010). O peto negro ten tamén gran dependencia do bosque maduro e diverso con características semellantes ás requiridas polos pequenos petos (Cárcamo 2006). En Alemaña, por exemplo, prefere os bosques ricos en carballos, pradairos, e chopos, sendo rexistrado frecuentemente preto das ramas laterais (Riemer 2009). Dentro do ámbito cantábrico, a pita do monte (*Tetrao urogallus*) selecciona a escala de paisaxe zonas con cobertura arbórea, pero, a escala local, escolle lugares con matogueira e uz asociadas a bidueiras e capudres (*Sorbus aucuparia*) (Suárez-Seoane & García-Rovés 2004, Abajo 2007).

No centro de España, Barrientos & Bolonio (2003) poñen de manifesto a tendencia do peto real a alimentarse nas árbores máis grosas dun piñeiral. Non obstante, nas explotacións forestais normalmente hai unha falta patente de árbores vellas, xa que os silvicultores as talan ao chegar á idade óptima de corta (Owen 1977, en Camprodón 2001). En casos onde as cortas se fan a idades avanzadas, por exemplo en piñeirais de *Pinus sylvestris* con quendas de 80-120 anos, as cavidades atópanse maiormente en exemplares a partir dos 150 anos e de clases diamétrais >30 (Sandström, 1992, en Camprodón 2001). Estes exemplares son realmente raros nas repoboacións existentes en Galicia.

Os vertebrados son menos específicos na súa preferencia polas árbores caos invertebrados. Frecuentemente non fan distinción entre especies de piñeiros ou especies de carballos, aínda que si entre coníferas e caducifolios (Carrascal & Tellería 1990, entre outros). A respecto das repoboacións existentes no noso territorio hai que dicir que a súa composición frecuentemente monoespecífica, con altas densidades de árbores, coberturas cerradas, xestión con extracción dos mellores pés e pequenos ciclos de corta, son factores que as volven estruturas desfavorables para a fauna, sobre todo para os máis especialistas. Nestas formacións algunhas especies de paxaros menos esixentes (*Regulus ignicapilla*, *Periparus ater*) chegan a dominar as comunidades en detrimento doutras que o son máis (*Sitta europaea*, *Cyanistes caeruleus*). Non é doado que unha repoboación consiga acoller unha comunidade semellante á asentada nun bosque maduro (Purroy et al. 1990), pero en piñeirais ben xestionados pódense chegar a acadar comunidades subóptimas, cun grao de desenvolvemento

aceptable, como no caso dos piñeirais de *P. sylvestris* do Sistema Ibérico (con quendas de 100 anos, entresacas, etc.). Polo que respecta aos eucaliptais, é sabido que as características morfolóxicas de troncos e follas, a escaseza de invertebrados folíípagos, xunto con outras limitacións tantas veces debatidas, constitúen elementos que xeran unha comunidade moi empobrecida (Bongiorno 1982, Otero et al. 2005). Aquí calquera aporte de diversidade natural no seu interior pode ser favorable.

## Importancia dos carballos e as carballeiras

Hai unha serie de autores que aportaron datos sobre a importancia das carballeiras do noroeste da península Ibérica para a conservación das aves (Bongiorno 1982, Purroy et al. 1990, Santos et al. 2010). Recentemente Otero et al. (2005) encontran arredor do duplo de abundancia e riqueza de aves en carballeiras ca en eucaliptais. Proença et al. (2010) atopan un patrón de biodiversidade en plantas e aves nos bosques do noroeste de Portugal que revelan cifras máis altas para as carballeiras que para os piñeirais e eucaliptais, ocupando os segundos unha posición intermedia e mostrando "...a necesidade de conservar manchas grandes de carballeira dada a aparente vulnerabilidade das especies forestais á perda de área". Por outra banda as carballeiras cantábricas de zonas baixas son os medios que aloxan a maior riqueza invernal de especies (aínda que en época estival os bosques das zonas altas sexan os máis ricos). A maior cobertura de carballos, maior riqueza de especies no inverno (Santos et al. 2010). Non é preciso engadir que na Galicia oriental os soutos de castiñeiros posúen tamén unha importancia capital para a conservación ornítica.

Os pícidos están moi relacionados en xeral coa presenza de carballos (entendido o termo como equivalente de "roble", que inclúe un conxunto de especies caducifolias do xénero *Quercus*). O peto mediano atopa os seus mellores medios en carballeiras de máis de 100 anos e lugares con riqueza de carballos de abs media de 15,6 m<sup>3</sup>/ha. Selecciona áreas con carballos grosos e vellos (perímetros entre 100 e 200 cm) con densidade e alta diversidade de leñosas no sotobosque. O peto menor busca lugares con alta presenza de carballos con máis do 20% da codia con liques e con parches de exemplares novos. O Peto negro tamén prefire bosques ricos en carballos (acompañados doutras especies)(Delahaye et al. 2010). De maneira semellante tanto o peto real como o mediano prefiren en Polonia as masas dominadas por carballos, evitando ambas as etapas xuvenís, escollendo a segunda as máis vellas (Kosinski 2006). Pasinelli (2000) encontra no norte de Suiza que o tamaño do dominio vital do peto mediano está inversamente correlacionado coa densidade de grandes carballos (dbh > ou = 36 cm).

## A madeira morta

A presenza de elementos de madeira morta (necromasa), sexa en forma de árbores en pé ("snags") ou como elementos caídos e deitados no chan, é necesaria para a

existencia de moitos vertebrados e, concretamente, as pólas e troncos mortos favorecen en boa medida a posibilidade de construción de niños polas especies que crían en ocos e cavidades. O peto real, antes de abril (foliación) responde á cantidade de pólas mortas sobre árbores vivas. Hebda (2009) atopa en Polonia que máis do 95 % dos niños de peto real, que logo quedan a disposición doutras especies, se furan en árbores mortas ou debilitadas. Para o peto mediano, o hábitat de calidade para a cría debe contar con caducifolios dereitos, vellos e mortos (Kosinski & Winiecki 2004). Á parte do uso que das cavidades fan as rapaces nocturnas, os pícidos, os páridos e os gabeadores, especies como a pomba zura (*Columba oenas*) e o rabirrubio real (*Phoenicurus phoenicurus*) son consideradas fortemente dependentes deste tipo de estruturas (Tucker & Heath 1994). A importancia dos buratos para a nidificación foi posta de manifesto por numerosos autores (Wesolowski et al. 2002, Kosinski & Ksit 2007, entre outros). Pasinelli (2000) considera a presenza de árbores vivas ou mortas con 52 cm de dbh, con grandes corpos de *Polyporus*, limbos furados, vellas cavidades ou algunha combinación destas características, como potencialmente axeitada para a escavación de cavidades polo peto mediano, e a súa abundancia está inversamente correlacionada co tamaño do dominio vital desta especie. O uso de caixas niño aumenta a abundancia de aves tanto en época de cría como no inverno para acubillarse, pero non amaña os problemas de falta de alimento que hai nos bosques con pouca necromasa.

CWD (*coarse woody debris*) é un acrónimo utilizado para referirse á madeira morta que queda no chan do bosque en diferentes graos de descomposición (troncos deitados, grandes pólas, moreas de leña, tocos e outros) que teñen un alto valor para a fauna forestal por proporcionar unha ampla gama de recursos. É substrato de fungos, liques e brións; un mínimo de 400 especies de insectos (destacando os coleópteros) e moitas de invertebrados están asociados á madeira morta (Bottorf 2009); coa intervención dos fungos participan no paso da fibra da madeira a materia orgánica; proporciona refuxio e alimento a invertebrados, herpetos, aves e mamíferos; está correlacionada positivamente coa densidade de aves cavernícolas (coa presenza de cavidades); escasea en bosques xestionados e abunda en bosques maduros.

A importancia da madeira morta para os pícidos é salientada pola maioría dos autores que estudaron o tema. O peto pequeno foi caracterizado frecuentemente como especie de bosques ricos en madeira morta (Riemer 2009). Incluso o peto real ten preferencia por sitios con presenza de 9 m<sup>3</sup>/ha de CWD. Un traballo de cuantificación de CWD en faiais foi feito por Gómez Corral et al. (2009) en Aralar (Navarra).

## Algunhas propostas de xestión

O efecto das cortas varía moito dependendo da época, tipo de tratamento e especie afectada. Moitas especies de aves e outros vertebrados (papuxas, picafollas, reiseñor) requiren manchas de bosque novo ou matogueiras alternados con monte alto, que aparecen despois das cortas. Pero as

cortas abusivas, moi mencionadas polos seus efectos nocivos para a conservación (p. e. Tucker & Heath 1994), afectan negativamente a un mínimo de 18 especies de aves forestais, incluíndo rapaces, pícidos e paseriformes especialistas. En todo caso, a presenza de claros é favorable para moitas especies con menores esixencias forestais, e aínda a existencia de “gap-fase” dinámica é un dos elementos que Kosinski & Winiecki (2004) considera clave para que exista hábitat de calidade para a cría dos pícidos, en especial do ameazado peto mediano. Para Lanier (1986, en Camprodón 2001) as *claras* (rareos) son favorables nas masas novas cando as abren un 50%, estimulando o crecemento por eliminación de competencia e producindo árbores vigorosas que benefician á fauna ornítica. Favorecen o desenvolvemento do sotobosque aumentando a diversidade florística e a complexidade estrutural da vexetación. Nas *claras* polo baixo débense respectar os estratos arbóreo e arbustivo acompañantes. Débense tamén evitar as molestias nos sitios vulnerables, pois, por exemplo, as aves rapaces detectan os cambios e abandonan os niños, e ademais moitas outras especies son sensibles á presenza humana (Camprodón 2001).

Os desvastamentos (“clareos”) sobre masas tupidas de árbores pequenas (8 a 12 m) con extracción de 1 de cada 3-4 pés, incrementan o crecemento un 50% e permiten a entrada de herbáceas e arbustos (Camprodón 2001). En Quinto Real (Cárcamo 2006), nun faial xestionado con presenza de peto negro e peto de dorso branco (*Dendrocopos leucotos*), realízanse desvastamentos (“clareos”) sucesivos uniformes, unha actividade en teoría compatible co mantemento da fauna en xeral e cos pícidos en particular, aínda que para iso debe cumprir varias condicións, como realizar as cortas de rexeneración en rodais de menos de 10 ha e manter trala corta final unha pequena masa residual de árbores vivas. Os bosques moi mestos e uniformes non son favorables para as aves, Lebreton (1995, en Camprodón 2001) encontra que a riqueza de aves aumenta co coeficiente de variación de espazamento dos troncos. Parécennos interesantes as propostas de xestión de Cárcamo (2006) para os faias pirenaicos con peto negro e peto de dorso branco que, a maiores do dito ata aquí, inclúen: evitar as cortas a feito, reducir o tamaño dos rodais nos que se intervén, ampliar as roldas de corta nos lugares de importancia faunística, planificar as cortas de xeito que se manteña continuidade entre a masa madura, evitar as cortas en época de cría, non cortar pés que foron ou son usados para a nidificación e realizar unha protección estrita dos rodais con presenza das especies a conservar.

A mestura de frondosas en bosques de coníferas aumenta a presenza de invertebrados en varias magnitudes. Cando nas repoboacións de coníferas se respectan os caducifolios acompañantes hai todo un elenco de especies de aves beneficiadas (rula común, peto pequeno, peto verdeal, papuxas, reiseñor común, picafollas de Bonelli, páridos, cardeal...). Enoksson et al. (1995) observaron que os paseriformes máis especialistas e menos erráticos saen beneficiados cando, dentro das masas de coníferas, existen parches de especies caducifolias suficientemente agregados entre sí.

No caso dos pícidos, cuxas preferencias polos carballos xa foron expostas, a falta de estas árbores poden usar outras especies de codia rugosa, e a presenza de árbores de madeira branda (*Populus* e *Betula*) favorece a nidificación, como se observou tanto en España como no norte de Europa (Camprodón, 2001). No entanto, estas últimas especies arbóreas non son apreciadas polos silvicultores por ter pouco valor e colonizar os claros. En moitos lugares pódese aproveitar a rexeneración espontánea de carballos e castiñeiros entre as repoboacións de especies de crecemento rápido, para inserir pés ou manchas de caducifolio.

Unha proposta interesante é a de Harris (1984, en Tellería 2001) que consiste en crear unidades de xestión forestal que teñan unha mancha nuclear onde habitan boas poboacións que funcionan como fonte e como vía de paso entre parcelas sometidas a diferentes roldas de manexo, que se sitúan arrodeando a nuclear. Por razóns económicas, pódense usar como áreas de reserva sen xestionar rodais maduros que se manteñen sen cortar situados en zonas de orografía accidentada, con fortes pendentes ou de difícil acceso (Camprodón 2001).

Polo que respecta á madeira en descomposición (partes mortas e CWD), os mellores exemplares son os toros grosos con presenza de cavidades, especialmente se levan fungos, flora e invertebrados asociados. En xeral, a maior tamaño e lonxitude maior número de especies de vertebrados soportan e máis tempo duran (Bottorf 2009). Desde o punto de vista selvícola, unha boa proporción dos pés delgados apodrecidos poden ser extraídos, xa que non proporcionan cavidades. O número e distribución dos elementos en descomposición depende da fauna existente, zona xeográfica, tipo de bosque, hábitats próximos, etc. Cárcamo (2006) propón deixar entre 5 e 10 elementos vivos por hectárea despois da última corta; esta masa queda en pé deica que pase a ser madeira morta. En Cascade Mountain (USA), para soster poboacións de aves nidificantes trogloditas, Bottorf (2009) propón *snags* >25cm en número de 10/ha, e >50 cm en número de 5/ha. En zonas non manexadas viu que 40 unidades por hectárea de todas as clases de tamaños esperados manteñen poboacións boas de todas as especies de aves que dependen dos troncos mortos. O mesmo autor propón para CWD deixar exemplares de 38 cm x 10 m en número de 225 unidades por ha. Os troncos podres e tocos (*snags*), con D<15 cm e L<1,8 m, son usados por poucas especies, mentres que os de D>50 cm poden acoller case todas as especies. Como CWD son válidos para o mesmo autor os exemplares que teñan un mínimo de 25 x 3,7, pero os de 76 x 6 son usados durante máis tempo. En todo caso hase de ter en conta o grao de descomposición, de maneira que exista representación de todos os estadios e presenza abondo de elementos pouco alterados que substitúan aos que se vaian desintegrando. Son mellores os elementos apodrecidos desde o cerne. As podremias que comezan polo cámbium descompoñen de fóra a dentro, non fan boas cavidades e duran menos tempo (Bottorf 2009). Cando sexa recomendable débese controlar que a cantidade existente (en volume) manteña un equilibrio entre beneficio para conservación e risco de

propagación de pragas. Para este propósito especulouse con que dentro dos bosques de coníferas é mellor deixar restos de frondosas (Avery & Leslie 1990, en Camprodón 2001) aspecto este que pode ter repercusións máis complexas.

Botdorf (2009) recomenda a retención de árbores esmoucadas e unidades de CWD onde xa existan, permitindo o seu proceso natural. Propón tamén este autor seleccionar árbores de baixa calidade para obter futuros *snags* e CWD, deixar troncos altos de menos valor económico e crear *snags* por cortas e derrubo (de todas as categorías e con boa distribución). Estas actividades pódense realizar a baixo custo se se fan coincidir con outras tarefas forestais.

## A modo de conclusión

A xestión forestal dirixida á obtención de un ou poucos produtos conduce a un empobrecemento en riqueza e abundancia de especies. Ata hai pouco, alén dos aspectos madeirables, en Europa non primou moito máis que o mantemento dun equilibrio silvocinético. Formúlase unha xestión ecolóxica que defina os estados de conservación óptimos e as medidas de xestión que conduzan na dirección de acadalos. Estas medidas, variables segundo os casos de que se trate, hanse de trasladar e promocionar entre os propietarios e xestores, e as perdas ou baixadas nos beneficios poden ser sufragadas dentro das medidas agroambientais que contemplan os plans de desenvolvemento rural e outros programas financiados polas administracións ou por iniciativas privadas que favorezan obxectivos conservacionistas.

Á parte da recomendación, nunca repetida abondo, de protección de todas as carballeiras, soutos e outros bosques seminaturais de calquera rango altitudinal, á hora da xestión dunha masa forestal, sexa ou non de repoboación, é importante a consideración dunha serie de medidas que teñan en conta no seu programa a conservación das comunidades naturais asociadas, atendendo ó marco bioxeográfico ó que pertencen e mantendo a diversidade de tipos de bosques. Unha xestión forestal óptima é aquela que ten en conta, entre outros aspectos, a dispoñibilidade de hábitats e as características estruturais, procurando unha alta diversidade de especies arbóreas e evitando as coberturas excesivamente cerradas. Os mellores elementos de referencia son os bosques maduros e seminaturais, onde perviven as especies máis delicadas e as comunidades están ben estruturadas. Hai representación de carballeiras maduras en diversas zonas de Galicia: dentro das Fragas do Eume, na zona do Frai Bermuz ou nas abas de umbria próximas ao mosteiro de Caaveiro; nas Insuas do alto Miño; na montaña, nos bosques ancareses ou no do Figueiro dentro serra do Invernadeiro.

**Agradecementos** O autor agradece a Manuel Bermúdez a revisión lingüística e a Fina Lombardero e Sabela Lois o resumo en inglés.

## Bibliografía

- Abajo Chic, A. C. (2007). Modelos espaciales de hábitat y análisis de la viabilidad de la población de urogallo en la Cordillera Cantábrica. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo.
- Barrientos, R. & Bolonio, L. (2003). Selección de microhábitat de alimentación por el pico picapinos *Dendrocopos major* en un pinar de España central. *Ardeola*. 50, 2: 269-274.
- Bianconi, R., Battisti, C. & Zapparoli, M. (2003). Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in Central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*. 4, 3-4: 31-44.
- Blondel, J. (1985) Biogeografía y Ecología. Academia S. L. León.
- Bongiorno, S. (1982) Land use and summer bird populations in Northwestern Galicia, Spain. *The Ibis* 124: 1-20.
- Botdorf, J. (2009). Snags, coarse woody debris and wildlife. Washington State Department of Natural Resources. DNR Stewardship Wildlife Biologist. 1-5.
- Camprodón, J. (2001). Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. En: Camprodón, J. & Plana, E. (eds.). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: 135-182. Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- Cárcamo Bravo, S. (2006). Evolución de las poblaciones de Pito negro (*Dryocopus martius*) y Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) en los montes de quinto Real (Navarra). *Pirineos*. 161: 133-150.
- Carrascal, L. M. & Tellería, J.L. (1990). Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del norte de España. *Ardeola*. 37: 247-266.
- Carrascal, J. M. & Palomino, D. (2008). Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2010. Seo/BirdLife. Madrid.
- Delahaye, D., Monticelli, M., Lahaie, L., Rondeux, R. & Claencens, C. (2010). Fine-scale habitat selection by two specialist woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forests in southern Belgium. *Ardeola* 57(2): 339-362.
- Doherty Jr., F. & Grubb Jr., T. C. (2002). Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology* 83(3): 844-857.
- Drever, M. C., Aitkena, K.E.H., Norrison, A. P. & Martina, K. (2008). Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141: 624-634.
- Enoksson, B., Angelstam, P. & Larsson, K. (1995). Deciduous forest and resident birds: the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. *Landscape Ecology* 10(5): 267-275.

- European Environment Agency (2006). Progress towards halting the loss of biodiversity by 2010. EEA Report. No 5. Luxembourg.
- García Fernández, J., Álvarez, E. & Falagán, J. (2002). El Pico mediano *Dendrocopos medius* en la provincia de León: cambios en la distribución y tamaño poblacional. *Ecología* 16: 535-542.
- Gil Tena, A. (2009). Factores determinantes de la riqueza distribución y dinámica de las aves forestales a escala de paisaje en Cataluña: implicaciones para la gestión forestal sostenible. Tesis doctoral. Universitat de Lleida.
- Gómez Corral, N., Herrero, C. & Bravo, F. (2009) Cuantificación de la madera muerta en los hayedos del monte Aralar (Navarra). 5º Congreso Forestal Español. Ávila 21-25 septiembre 2009.
- Hebda, G. (2009). Nesting sites of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* L. in Poland: análisis of nest cards. *Polish Journal of Ecology* 57(1): 149–158.
- Kosinski, Z. (2006). Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forest – a case study from Poland. *Ann. Zool. Fennici*. 43: 198-210.
- Kosinki, Z. & Winięcki, A. (2004). Nest-site selection and niche partitioning among the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in riverine forest of Central Europe. *Ornis Fennica* 81: 145-156.
- Kosinski, Z. & Ksit, P. (2007). Nest holes of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major* and Middle Spotted Woodpeckers *D. medius*: Do they really differ in size?. *Acta Ornithologica* 42(1): 45-52.
- Kotaka, N. & Matsuoka, S. (2002). Secondary users of Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) nest cavities in urban and suburban forests in Sapporo City, northern Japan. *Ornithological Science* 1: 117–122
- Mikusinsk, G., Gromadzki, M. & Chilarecki, G. (2001). Woodpeckers as indicador of forest bird diversity. *Conservation Biology* 15(1): 208-217.
- Otero, J., Collazo, X., Cordeiro, A. F., Álvarez, D., Rial, S., Pastoriza, A. Alonso, M., Bastos, S. Piñeiro, J., Desairas, A., Souza, J.A. de, Souza, A., Villares, E., Torre, F. de la, Rodríguez, F. J., Mucientes, G., Santos, A., Blanco, R., Outeiral, C., Leis, S., Conde, M., Salaverri, L., Valls, R., Maceira, J. & Guitián, J. (2005). Comunidades de aves de los eucaliptales: implicaciones para la conservación de la diversidad y la abundancia de aves en Galicia. VI Congreso Galego de Ornitología e V Xornadas Ornitológicas Cantábricas. Viveiro. 29-31 outubro 2005.
- Oria de Rueda, J.A. (1990). Impacto de la silvicultura y los aprovechamientos forestales sobre la avifauna. *Vida Silvestre* 70: 2-9.
- Palomino, D. & Valls, J. (2011). Censo nacional de rapaces forestales. En: Escandell et al. Programas de seguimiento de SEO/Birdlife en 2009-2010. SEO/Birdlife. Madrid. 28-33.
- Pasinelli, G. (2000). Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* 93: 27-235.
- Proença, V.M., Pereira, H.M., Guilherme, J. & Vicente, L. (2010). Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* 36: 219-226.
- Purroy, F.J. (1972). El pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) del Pirineo. *Ardeola* 16: 145-158.
- Purroy, F.J., Álvarez, A. & Petterson, B. (1984). La población de pico mediano, *Dendrocopos medius* (L.), de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola* 31: 81-90.
- Purroy, F., Álvarez, A. & Clevenger, P. (1990). Bosque y fauna de Vertebrados en España. *Ecología*, fuera de serie nº 1: 349-363.
- Redpath, S.M. (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652-661.
- Riemer, S. (2009). Population densities and habitat use of woodpeckers in a Danube floodplain forest in Eastern Austria. Diplomarbeit (Mag. rer. Nat.) Universität Wien.
- Robinson, S. K., Thompson, F. R., Donovan, T. M. & Whitehead, J.F. (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267, 5206: 1987-1990.
- Robles, H., Ciudad, C., Vera, R., Olea, P. & Maticen, E. (2008). Demographic responses of Middle Spotted Woodpeckers (*Dendrocopos medius*) to hábitat fragmentación. *The Auk*. 0(0): 1-9.
- Salas, M. A., Ferrer, X. & Vicente, J. (2005). Distribución del pico mediano en la Península Ibérica. *Observatorio Medioambiental* 8: 175-195.
- Sánchez Corominas, T., González-Quirós, P. & Vázquez, V.M. (2006-2009). El pico mediano (*Dendrocopos medius*), el pico menor (*Dendrocopos minor*) y el picamaderos negro (*Dryocopus martius*), (*Picidae*, *Aves*), en el principado de Asturias (España). *Boletín de Ciencias Naturales del Real Instituto de Estudios Asturianos* 50: 281-302.
- Santos, T., Galarza, A., Ramírez, A., Pérez-Triz, J., Carbonell, R. & Tellería, J.L. (2010). Vegetational versus topographical effects on forest bird communities: a test in the Cantabrian Mixed Forest Ecoregion (Spain). *Ardeola* 57(2): 285-302.
- SeoBirLife (2010). Estado de conservación de las aves en España en 2010. Seo/BirdLife. Madrid.
- Suárez-Seoane, S. & García-Rovés, P. (2004). Do disturbances in surrounding habitats affect a core population in cantabrian capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus*?. The case of the natural reserve of Muniellos (Asturias, NW Spain). *Ardeola* 51(2): 395-409.
- Tellería, J.L. (1992). Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola* 39(2): 99-114.

Tellería, J.L. (2001). Gestión forestal y conservación de la fauna de vertebrados. En: Camprodón, J. & Plana, E. (Eds.). Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: 119-134. Universitat de Barcelona. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.

Tucker, G. M. & Heath, M.F. (1994). Birds in Europe. Their Conservation Status. BirdLife Conservation Series. No 3. BirdLife Internacional. Cambridge.

Wesolowski, T., Czeszczewik, D., Rowitiski, P. & Walankiewicz, W. (2002). Nests oaking in natural holes- a serious cause of breeding failure?. *Ornis Fennica* 79: 132-138.

Wiens, J. A. (1994). Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 197: 97-104.

Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E. & Möller, G. (2005). The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest and Snow Landscape Research* 79, 1/2: 127-144.