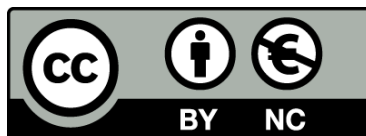




UNIVERSITAT DE  
BARCELONA

**Ecologia espaciotemporal i relacions intra-  
i interespecífiques de la rata d'aigua (*Arvicola  
sapidus*) en un ambient ripari de  
muntanya mediterrània**

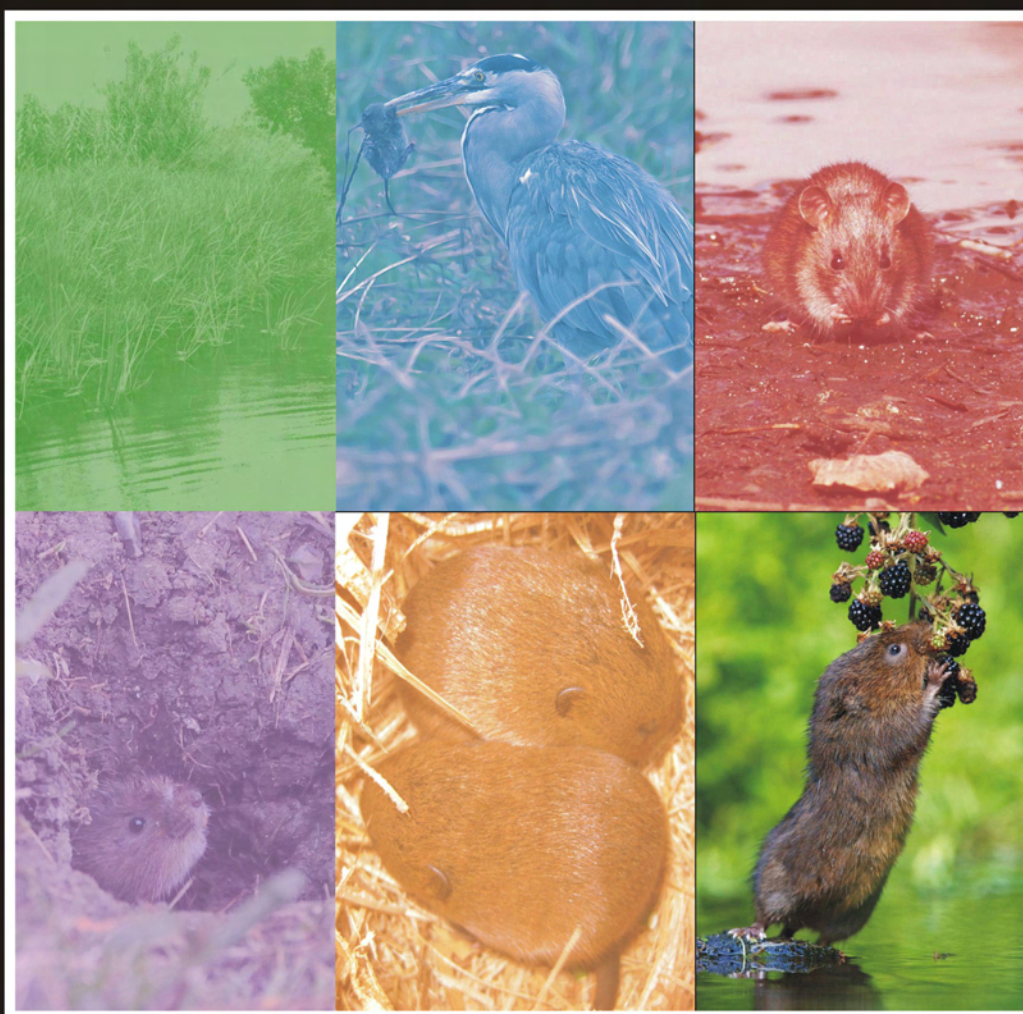
Isabel Mate i Alonso



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència [Reconeixement- NoComercial 3.0. Espanya de Creative Commons](#).

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia [Reconocimiento - NoComercial 3.0. España de Creative Commons](#).

This doctoral thesis is licensed under the [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0. Spain License](#).



*Ecologia espaciotemporal i relacions intra-  
i interespecífiques de la rata d'aigua  
(Arvicola sapidus)  
en un ambient ripari  
de muntanya mediterrània*

ISABEL MATE i ALONSO

2015

Tesi doctoral



**Ecologia espaciotemporal i relacions intra- i interespecífiques de la rata d'aigua (*Arvicola sapidus*) en un ambient ripari de muntanya mediterrània**

Isabel Mate i Alonso



# **Ecologia espaciotemporal i relacions intra- i interespecífiques de la rata d'aigua (*Arvicola sapidus*) en un ambient ripari de muntanya mediterrània**

Memòria presentada per  
**Isabel Mate i Alonso**  
per a optar al títol de  
Doctora per la Universitat de Barcelona

Barcelona, octubre 2015

Isabel Mate i Alonso  
(Doctoranda)

Dr. Joaquim Gosàlbez Noguera  
(Director/tutor)  
Dep. Biologia Animal,  
Facultat de Biologia,  
Universitat de Barcelona

Dr. Jordi Ruiz Olmo  
(Director)  
Dep. Agricultura,  
Ramaderia, Pesca,  
Alimentació i Medi Natural  
Generalitat de Catalunya

Dr. Miquel Salicrú Pagès  
(Director)  
Dep. d'Estadística,  
Facultat de Biologia  
Universitat de Barcelona



Quan surts per fer el viatge cap a Ítaca,  
has de pregar que el camí sigui llarg,  
ple d'aventures, ple de coneixences.  
Has de pregar que el camí sigui llarg,  
que siguin moltes les matinades  
que entraràs en un port que els teus ulls ignoraven,  
i vagis a ciutats per aprendre dels que saben.  
Tingues sempre al cor la idea d'Ítaca.  
Has d'arribar-hi, és el teu destí,  
però no forcis gens la travessia.  
És preferible que duri molts anys,  
que siguis vell quan fondegis l'illa,  
ric de tot el que hauràs guanyat fent el camí,  
sense esperar que et doni més riqueses.  
Ítaca t'ha donat el bell viatge,  
sense ella no hauries sortit.  
I si la trobes pobra, no és que Ítaca  
t'hagi enganyat. Savi, com bé t'has fet,  
sabràs el que volen dir les Ítaques.

**Konstandinos Petrou Kavafis**

*Ithaca (1911)*

[Adaptació de Lluís Llach sobre una versió de Carles Riba]

*"The right question is intellectually superior to finding the right answer. When conducting research, it is not uncommon to stumble upon an unexpected phenomenon, which then becomes the answer to a previously unasked question. To search for unasked questions, plus questions to put to already acquired but unsought answers, it is vital to give full play to the imagination. That is the way to create truly original science. Therefore, look especially for oddities, small deviations, and phenomena that seem trivial at first but on closer examination might prove important. Build scenarios in your head when scanning information available to you. Make use of puzzlement."*

**Edward Osborne Wilson**

*Letters to a young scientist (2013)*

*"El que sabem és una gota, el que ignorem és un immens oceà."*

**Isaac Newton**

*Citació bibliogràfica recomanada:*

Mate I. 2015. *Ecologia espaciotemporal i relacions intra- i interespecífiques de la rata d'aigua (Arvicola sapidus) en un ambient ripari de muntanya mediterrània*. Tesi doctoral, Universitat de Barcelona, Barcelona. 269 pp.

*Recommended citation:*

Mate I. 2015. *Spatio-temporal ecology and intra- and interspecific relationships of the southern water vole (Arvicola sapidus) in a riparian Mediterranean mountain environment*. PhD. thesis, University of Barcelona, Barcelona. 269 pp.

Crèdits:

*Il·lustracions d'introducció a les seccions:* ©Quim Bou

<http://www.quimbou.cat/>; <http://quimbou.blogspot.com.es/>

*Fotografies:* ©Isabel Mate, ©Mark Bridges (*Arvicola sapidus*, portada), ©Paul Cecil (*Rattus rattus*, portada), ©Dale Miles (*Ardea cinerea*, p.13), ©Paul Wolejko (*Vulpes vulpes*, p.28).



# Taula de continguts

▪ Agraïments.....	vii
▪ Resum .....	xvii
▪ Resumen .....	xix
▪ Abstract .....	xxi
<b>1. Introducció general .....</b>	<b>3</b>
<b>1.1. L'espècie .....</b>	<b>5</b>
1.1.1. Història natural de la rata d'aigua meridional .....	5
1.1.2. Estatus actual .....	7
<b>1.2. Factors condicionants de l'eficàcia biològica .....</b>	<b>9</b>
1.2.1. Hàbitat .....	11
1.2.2. Depredació .....	12
1.2.3. Competència/coexistència interespecífica .....	14
1.2.4. Activitat .....	17
1.2.5. Ocupació de l'espai i relacions intraespecífiques .....	18
<b>1.3. Àrea d'estudi .....</b>	<b>21</b>
<b>1.4. Material i mètodes.....</b>	<b>26</b>
<b>1.5. Referències .....</b>	<b>29</b>
<b>2. Objectius .....</b>	<b>47</b>
<b>3. Informe dels directors .....</b>	<b>51</b>
<b>4. Capítols .....</b>	<b>55</b>
<b>4.1. Selecció de l'hàbitat de la rata d'aigua meridional (<i>Arvicola sapidus</i>) en ambients riparis de muntanya mediterrània: una eina per a la conservació de l'espècie... 59</b>	<b>59</b>
4.1.0. Resum .....	60
4.1.1. Introducció .....	61
4.1.2. Material i mètodes .....	62
4.1.2.1. Àrea d'estudi .....	62
4.1.2.2. Prospecció de l'hàbitat i de la rata d'aigua .....	63
4.1.2.3. Variables analitzades i justificació .....	64
4.1.2.4. Mesura de les variables.....	65
4.1.2.5. Anàlisi de dades .....	68
4.1.3. Resultats .....	69



4.1.4. Discussió .....	76
4.1.5. Agraïments .....	81
4.1.6. Referències .....	82
<b>4.2. Revisió del paper de la rata d'aigua meridional (<i>Arvicola sapidus</i>) en la dieta dels depredadors .....</b>	<b>87</b>
4.2.0. Resum .....	88
4.2.1. Introducció .....	89
4.2.2. Mètode .....	91
4.2.3. Resultats .....	94
4.2.4. Discussió .....	98
4.2.5. Agraïments .....	104
4.2.6. Referències .....	105
4.2.7. Apèndixs .....	116
<b>4.3. Relacions interespecífiques entre la rata d'aigua meridional (<i>Arvicola sapidus</i>) i la rata negra (<i>Rattus rattus</i>), en un riu de muntanya mediterrani: un estudi pilot .....</b>	<b>129</b>
4.3.0. Resum .....	130
4.3.1. Introducció .....	131
4.3.2. Material i mètodes .....	133
4.3.2.1. Àrea d'estudi .....	133
4.3.2.2. Parany fotogràfic: justificació de la tècnica emprada, disseny i dades recollides .....	134
4.3.2.2.1. Justificació de la tècnica emprada .....	134
4.3.2.2.2. Disseny de les estacions de parany fotogràfic .....	135
4.3.2.2.3. Dades recollides .....	137
4.3.2.3. Anàlisi de dades .....	138
4.3.3. Resultats .....	140
4.3.4. Discussió .....	143
4.3.5. Agraïments .....	146
4.3.6. Material suplementari .....	147
4.3.7. Referències .....	148
<b>4.4. Activitat en la rata d'aigua meridional (<i>Arvicola sapidus</i>) durant l'estiu .....</b>	<b>155</b>
4.4.1. Introducció .....	156
4.4.2. Material i mètodes .....	157



4.4.3. Resultats i discussió.....	158
4.4.4. Referències .....	161
<b>4.5. Organització espacial i relacions intraespecífiques de la rata d'aigua meridional (<i>Arvicola sapidus</i>) en un riu de muntanya mediterrània: quin és el paper de la qualitat de l'hàbitat? .....</b>	<b>165</b>
4.5.0. Resum .....	166
4.5.1. Introducció .....	167
4.5.2. Material i mètodes .....	168
4.5.2.1. Àrea d'estudi .....	168
4.5.2.2. Treball de camp .....	170
4.5.2.2.1. <i>Captura i recaptura</i> .....	170
4.5.2.2.2. <i>Anestèsia i col·locació de collarets emissors</i> .....	171
4.5.2.2.3. <i>Radioseguiment</i> .....	172
4.5.2.3. Anàlisi de dades .....	173
4.5.2.3.1. <i>Estimació d'espais vitals</i> .....	173
4.5.2.3.2. <i>Sociabilitat: interaccions estàtiques i dinàmiques</i> .....	175
4.5.2.3.3. <i>Dispersió i moviments no dispersants</i> .....	175
4.5.2.3.4. <i>Anàlisi de l'hàbitat en els espais vitals</i> .....	176
4.5.3. Resultats .....	176
4.5.3.1. Individus capturats .....	176
4.5.3.2. Espais vitals .....	177
4.5.3.2.1. <i>Reorganització de l'espai en absència d'un individu</i> .....	178
4.5.3.2.2. <i>Ús diferencial de l'espai en funció del cicle reproductor</i> .....	180
4.5.3.2.3. <i>Ús de l'espai durant la dispersió</i> .....	181
4.5.3.3. Variables relacionades amb la mida de l'espai vital .....	182
4.5.3.4. Qualitat de l'hàbitat, espai vital i densitat de població .....	183
4.5.3.5. Interaccions .....	183
4.5.3.5.1. <i>Interaccions en funció del cicle reproductor</i> .....	185
4.5.3.5.2. <i>Sistema d'aparellament</i> .....	185
4.5.4. Discussió .....	186
4.5.5. Agraïments .....	190
4.5.6. Referències .....	191
<b>5. Discussió general .....</b>	<b>199</b>
<b>6. Conclusions .....</b>	<b>227</b>



**7. Annex. Articles publicats (Capítols 4.1 i 4.2) ..... 229**

- 7.1.** Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica* 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0 ..... 233
- 7.2.** Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015a. The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of predators: A review. *Mammal Review* 45 (1): 30-40. doi: 10.1111/mam.12030 ..... 249



*"Dichosos los que saben dar sin recordar y recibir sin olvidar"*





# Agraïments

Algú que m'estimo molt va dir un dia que fer una tesi doctoral era com sotmetre's a un ritus iniciàtic. I no li mancava raó. Igual que el *morán* massai dedicava temps i esforços a seguir dia i nit la pista del lleó: els rugits, l'olor, les petjades, la femta, les restes de les matances, fins el dia que podia aconseguir la pell del felí i demostrar al món que era el guerrer més valent, així el doctorand dedicava hores, dies, anys, perseguint la seva fita i convertint les seves troballes en literatura, fins a aconseguir l'excel·lència acadèmica. Però els temps han canviat, com bé deia en Bob Dylan, i ara els *morán* ja no poden matar el lleó per demostrar la seva valentia; han hagut de modificar els seus trets culturals ancestrals i conformar-se amb acaronar el llom del lleó com a mostra d'homenia. Això, òbviament, juga a favor de la supervivència del lleó, però en detriment de la integritat del guerrer massai, qui veu ara incrementada la perillositat de la prova a superar. De manera similar, el doctorand ha vist incrementat el nombre de proves a superar per a arribar al seu objectiu, tantes que molts dels candidats, fatigats, desbordats o desmotivats per l'exigència de l'empresa, abandonen a mig camí. El doctorat ha esdevingut un gran video-joc en el que cal passar infinitat de pantalles per poder arribar a aconseguir el '*game-over*'. I, malgrat tot, puc dir que he sobreviscut!

El doctorat ha estat per a mi el meu 'viatge a Ítaca' particular. Com demanava Kavafis, el camí ha estat llarg, ha durat molts anys i ha estat ple d'aventures, de coneixença... i de contratemps, molts contratemps, jo afegiria. "Que siguis vell quan fondegis l'illa"... En això també li he fet cas. He arribat al final de la singladura pentinant cabells blancs, a una edat en la que força gent que conec ja està pensant en la jubilació. I "ric de tot el que hauràs guanyat fent el camí"... si, rica, molt rica... en CURIOSITAT i CONEIXEMENTS, però també exhausta. El déu del vent no ha acompanyat gaire sovint el velam del vaixell d'aquest combatent, i li ha calgut remar contra l'onatge massa vegades. Ara la travessia acaba, i el guerrer, per fi, podrà descansar a Ítaca. Però aquesta odissea no hagués tingut un bon final, sense el suport de tots aquells que han acompanyat al navegant, d'una manera o altra, solcant onades plegats, carenant el casc de la nau o arrecerant-lo en el seu port.

En particular, vull mostrar el meu agraïment a:

Joaquim Gosàlbez Noguera, Jordi Ruiz Olmo, i Miquel Salicrú Pagès, els meus directors, per brindar-me l'oportunitat de poder engegar i tirar endavant aquesta tesi. A en Joaquim, per haver acceptat el meu projecte, un tant 'atípic', especialment donades les meves circumstàncies personals, per confiar en la meua capacitat de dur-lo a terme, i per haver-me obsequiat amb interessantíssimes converses sobre les seves experiències amb petits mamífers, i amb d'altres àmbits de la vida, al llarg de tot aquest periple. A en Jordi, per



haver confiat en mi i en la meua proposta de treball des del seu inici, i haver transmès aquesta confiança a en Joaquim. Ell va ser una peça clau en les beceroles d'aquesta odissea. També li vull agrair el seu suport durant tot aquest procés i l'esforç de trobar forats en la seva apretadíssima agenda per tal de poder comentar els meus progressos, i per proporcionar-me idees i visions suggeridores a l'hora de reflexionar sobre els resultats obtinguts. A en Miquel, gratitud eterna per la santa paciència i la il·lusió demostrades durant la realització d'aquest projecte, ajudant-me en la feixuga tasca de convertir la meua experiència de camp i les meves dades en nombres més fàcilment interpretables en l'àmbit científic. També per la seva inesgotable capacitat de fer preguntes, comentaris o suggeriments des d'un punt de vista aliè al merament biològic, obligant-me així a obrir la ment a noves visions, a no donar res per sabut i a qüestionar-me temes que, altrament, potser no m'hauria qüestionat mai. I agrair-li la seva disposició a resoldre dubtes o problemes, més enllà de la seva obligació, fins i tot en els moments més difícils. Gràcies Miquel, per 'adoptar-nos'.

Jacint Ventura, Juan Manuel Garde, Jacinto Román, i Àlex Centeno, els pioners en l'estudi de la rata d'aigua meridional. Ells van posar sobre la palestra, des de perspectives diferents, a aquest petit rosegador tan desconegut com apassionant. A en Jacint Ventura, agrair-li la bona disposició a proporcionar-me còpia dels seus treballs. Quiero agradecer especialmente a Juan Manuel Garde la enorme confianza depositada en mí, enviándome un ejemplar original de su tesis doctoral para su consulta y reproducción. También quiero agradecer a Jacinto Román que me confiase un ejemplar digital de su tesis antes incluso de su lectura, así como la buena predisposición y paciencia respondiendo a mis consultas. Su trabajo doctoral fue el abono que hizo germinar la presente tesis. A Àlex Centeno, agradecer, además de la rápida respuesta a todas mis consultas epistolares, todos los buenos momentos pasados, charlando sobre la rata de agua o sobre la vida. Nunca pierdas esa alegría de vivir, tan tuya y tan contagiosa.

Santi Mañosa i Gustavo Llorente, per atiar-nos en la nostra dèria de tirar endavant el doctorat. 'Mai és tard', ens va dir. I fins aquí hem arribat. Gràcies pels ànims! A Maria José López Fuster, per ser-hi sempre que la necessites per a qualsevol qüestió relacionada amb el laberint de Creta en què s'han convertit la paperassa i les passes administratives que ha de patir el doctorand (com si el treball de tesi no fos prou prova!). Ella és, sens dubte, el fil d'Ariadna per sortir-ne. Entre les seves altres virtuts, haurà d'afegir-ne la de ser la millor responsable del programa de doctorat que hem tingut mai. Gràcies per l'ajut i la paciència, Pepa!

Totes aquelles persones i Institucions que, d'alguna manera, van facilitar el meu treball amb la rata d'aigua. A l'equip del Parc Natural de la Serra de Montsant (Neus Miró, Montse Miró,





Berta Navarro, Josep Nogués, David Martra, Maurici Montané ...), i, especialment a la Balbina Gelonch, per proporcionar-me dades i exemplars morts als paranyes per a cranc al riu Montsant, així com els permisos necessaris per desenvolupar la meua feina dins de l'àmbit de l'espai protegit. També a l'agent rural Miguel Garcia, de Margalef, que em va proporcionar informació sobre la presència de l'espècie en alguns indrets del riu Montsant. Al Servei de Fauna de la Generalitat de Catalunya, per facilitar-nos els permisos pertinents per al treball de camp (parany fotogràfic, captures i radioseguiment). Al Centre de Fauna de Torreferrussa, per la cessió temporal d'una part de les gàbies destinades a les captures, i a en Santiago Palazón, i a en Joan Maynou, per fer-nos un cop de mà en la preparació del material per al trasllat i en la recollida. A Rosa Marsol i l'equip del Centre de Fauna de Pont de Suert, per les facilitats en accedir a l'equip anestèsic portàtil. A la Txell Montané, per la seva amabilitat i diligència en programar els encontres amb el seu cap. A en David Camps i en Quim Soler, per compartir amb mi la seva experiència amb el radioseguiment, i donar-me consells i suggeriments assenyats. La classe magistral d'en David va ser especialment profitosa; gràcies per dedicar-me el teu temps! A en Sean Walls i la Sarah Lewett (Biotrack Ltd.), pel seu valuós assessorament amb el material de radioseguiment. I, molt especialment, a en Nick Casey (Anatrack Ltd.), per la bona predisposició i l'eficiència en solucionar els problemes i dubtes relacionats amb RANGES 8. A la Sandra Valentín, en el seu moment bibliotecària del Museu de Ciències Naturals de Barcelona, per possibilitar-me l'accés al fons de revistes i llibres històrics, així com la consecució de treballs que, d'altra manera, haguessin estat inaccessibles per a la seva consulta. A en Toffa Evans, del Servei d'Assessorament Lingüístic de la Universitat de Barcelona que durant aquests anys s'ha dedicat, amb la paciència de Job, a aconseguir fer 'legibles' en un anglès correcte els meus textos científics, sempre diligent en moments d'emergència. A la Maria Teresa Cortés Amargant, per l'enorme paciència demostrada durant aquests darrers cinc anys, suportant la ingerència continuada (tot i que no deliberada) en la seva vida privada, i les tedioses converses sobre bitxos i nombres, qualsevol dia de l'any i a qualsevol hora del dia. Prometem fer-nos fonedissos a partir d'ara!

Sisco Mañas i Gabriel de Pedro, pel seu assessorament veterinari en quant a l'anestèsia de les rates d'aigua. Els seus bons consells professionals i la seva experiència van ser claus en l'èxit del procediment i en la supervivència de tots els individus estudiats. A en Sisco, sempre encantador i de bon humor, espero seguir trobant-lo en els llocs més inesperats, ja sigui una exposició de minerals a Sants, el Saló del Còmic o una conferència en la Universitat. I li desitjo tot el millor en la defensa, finalment!, de la seva tesi. Gabi, añoro aquells aguardos inolvidables de gato montés en la ribera del Eresma en Pedrajas, de lobo en las llanuras cerealistas de Valladolid, o de oso en la frontera entre León y Asturias, a veces en compañía de Laura y los niños. Eloy y Amaya, y ahora también el pequeño Carlos,



crecen de prisa y pronto querrán acompañar a papá en sus correrías montaraces, si Laura no lo remedia... Nos vemos pronto!

Tots aquells investigadors i col·legues que han donat resposta a les meves consultes, agraint sincerament la paciència i el temps que m'han dedicat, així com la interessant i profitosa informació proporcionada: Pedro Anastácio, Màrius Domingo, David W. Macdonald, Josep Maria Massip, Tom Moorhouse, Julio Neto, Ricardo Pita, L. Javier Palomo, i David Rogers.

Carola Sanpera, per permetre'm la primera presa de contacte amb la tècnica dels isòtops estables, l'ús de la qual obre una finestra fascinant al coneixement d'una àmplia panòpia d'aspectes de la biologia i l'ecologia de les espècies. Els resultats de les anàlisi de pèl de la rata d'aigua per a esbrinar aspectes de la seva alimentació que, fins ara, només havien estat estudiats mitjançant el farragós anàlisi de les femtes sota la lupa binocular o el microscopi, van resultar, si més no, un xic sorprenents. La manca de mostra suficient i d'un disseny experimental adequat no van permetre anar més enllà, i l'estudi va romandre suspès temporalment. Des d'aquí animo als joves investigadors a iniciar línies d'investigació per aquesta via. Sospito que podrien trobar sorpreses inesperades. També vull agrair a la Pilar Rubio i a la Pilar Teixidor (SCT-UB), el seu suport i paciència durant el temps passat en els laboratoris dels Serveis Científico-Tècnics, així com als companys de departament Francesc Ramírez i Toni Rodríguez, pel seu pacient guiatge a través dels protocols de la tècnica dels isòtops estables.

Els companys de departament amb qui he compartit un grapat d'hores de 'teràpia de grup' col·lectiva, per llepar-nos les ferides i animar-nos a tirar endavant, especialment: Giulia Santulli, Marc Escobar, Teresa Militão, Chelina Batista, Mireia Plaza i Juan Carlos Botello.

Jaume Sañé, per la seva voluntat de fer conèixer la rata d'aigua i els nostres estudis de fauna a través dels seus documentals de natura. Li agraim les seves 'proposicions deshonestes', el seu suport en els nostres projectes faunístics, i l'amabilitat i calidesa amb que van acollir-nos a casa seva, ell, la Marta i els nens. Gràcies, Jaume, i quan ens necessitis, ja saps on som!

Miguel Delibes Setién (1920-2010), per donar protagonisme literari a les rates d'aigua, en una de les novel·les més tràgiques i colpidores de la literatura castellana. A manera de petit homenatge, m'he pres la llibertat de fet servir la seva narració com a fil conductor de les diferents seccions d'aquesta memòria de tesi. Tant de bo altres escriptors s'animessin a donar protagonisme als nostres bufons en contes i novel·les, com han fet els literats britànics amb la seva rata d'aigua.



Quim Bou, per acceptar el meu desafiament i fer-me l'honor de poder comptar amb els seus meravellosos dibuixos d'en *Pau-Buf* per a les entrades de les diferents seccions de la tesi. Ells són el contrapunt esperançador a l'atziaga fatalitat dels textos d'en Miguel Delibes Setién. Gràcies, company! Te'n dec una! Ens retrobem en el proper Saló del Còmic! Salut!

Els equips mèdics de neuroradiologia intervencionista de l'Hospital de la Santa Creu i Sant Pau i de l'Hospital Clínic de Barcelona, molt especialment al Dr. Alejandro Tomasello, qui va anteposar la seva professionalitat i la meva seguretat a d'altres interessos, i també al doctors Luis San Román i Jordi Blasco. Al Dr. Fernando Muñoz (Neurocirurgia de l'HSCSP), per resoldre tots els meus dubtes al llarg del procés de seguiment de l'evolució de l'aneurisma i del petit *alien* implantat per a controlar-lo. A l'equip de quiròfan de radiologia intervencionista de l'Hospital Clínic de Barcelona (2012), especialment a la Ramona i a en Nico, l'anestesiista, a punt de ser pare per aquells dies; també a l'Ovídia i a la Nancy, de l'equip d'infermeria de la UCI, i a l'equip d'infermeria de la Unitat d'Ictus de l'Hospital Clínic de Barcelona (Manel, Neus, Jessi, Àlex, Isabel, Sara, Arantxa, Marina, M<sup>a</sup> del Mar). A tot el personal d'infermeria de l'Hospital de Dia de l'Hospital de la Santa Creu i Sant Pau, Sala Polivalent 2, Mòdul 6 (2011-2014); també al personal de quiròfan de radiologia intervencionista: Jesús, Loli, Jose, Olga i, molt especialment, l'animós Enric, el gran consol del pacient durant el mal tràngol de les *angios* (mai podré oblidar a qui em va tranquil·litzar i eixugar les llàgrimes després de l'esglai de la primera arteriografia). Moltíssimes gràcies a tots per la vostra qualitat humana i la vostra professionalitat!

Igualment, a tots aquells facultatius que han provat de millorar, d'una manera o altra, la meua qualitat de vida, molt especialment: M<sup>a</sup> Isabel González, Eduardo Cortés, Rafael Lozano, Unitat de SINTROM-HSCSP, Maribel Vargas, Sergi Sánchez, Joaquim Murt, i també a les super-nenes de CODEBI (Cristina, Ana, Mercè, i Mayte).

Josep Palet, naturalista incansable, per la seva inestimable ajuda en la feina de camp, al llarg de tots aquests anys, sempre animós, sense importar la tasca encomanada o les condicions per a desenvolupar-la. Has estat el nostre suport incondicional, el nostre pany de llàgrimes, i el nostre gurú particular. L'atzar va fer que els nostres camins es trobessin una freda tarda de primavera a Cornudella, d'això fa més de deu anys, i va ser una benedicció. Junts hem compartit caminades, converses, rialles, encontres inesperats amb els follets de Montsant, suor, cansament, tristors i alegries. Gràcies, amic, per tants anys de fidelitat i per tantes experiències conviscudes!

Àlex Segrove, l'artista-filòsof inquiet, per la seva generositat en oferir-nos sempre un racó de casa seva, ja sigui per desenvolupar tasques relacionades amb la nostra feina de camp, o només per prendre un te o un cafè acompanyats d'una animada conversa. També pel seu suport en una bona part de la intenció diària durant el període de radioseguiment (com



trobem a faltar les teves delicioses i reparadores sopetes nocturnes, quan arribàvem suats, esgotats i famolencs!!!). L'Àlex ens ha obert finestres insospitades al món de l'art i ens ha obsequiat generosament amb els seus coneixements i la seva obra sempre que ha tingut ocasió. Ell és la representació de la generositat, l'amabilitat i la tendresa. Gràcies, amic, per ser com ets!

Mireia Vilamala, Pau Ferran i Montserrat Domingo, per la seva voluntat d'ajudar-nos amb la feina de camp. La Mireia sempre està disposada a fer-nos costat, i donar-nos un cop de ma quan pot. Plegats, hem 'arranjat' el món tantes vegades durant les llargues converses en la caseta de fusta o sota els estels a Montsant!!! No canviïs mai el teu esperit lluitador i el teu afany per millorar les coses en el microcosmos montsantí, sempre recolzada pel David i envoltada per la Lluna, les gates, i les gallinetes. A en Pau, agrair-li que, de tant en tant, hagi canviat les bambolines per una altra mena d'escenari, tot i que impliqui haver de caure dins del riu i haver de passar alguna que altra odissea nocturna! Molta merda, company! A la Montserrat, l'esperit lliure de Montsant, donar-li les gràcies per la sempre càlida acollida en el seu cau a Sant Joan del Codolar, i el seu permanent suport en tots els nostres projectes al llarg dels anys. La Montserrat és espiritualitat, generositat i bondat en estat pur, segurament una de les millors persones que conec. Esperem amb cuques les teves novetats sobre tots aquells escurçons, guineus, genetes, senglars, rates o ocells, que venen a visitar-te de tant en tant. I no oblidis fer un cop d'ull a les nostres petites femelles de rat-penat i a les seves cries dins de l'ermita. Ningú tindrà mai una guardiana més curosa!

Mario Carrascal, Gemma Ferré, José Luis Sal i Laura Chicharro, els nostres amics incombustibles, per donar-nos ànims i fer-nos costat en tot moment (des de fa molts, moltíssims anys, tants que ja he perdut el compte), per suportar estoicament les nostres batalletes i les nostres absències, i per deixar-se portar per la nostra animositat encomanadissa quan es tracta de bitxos (recordeu les visites a les llotges a altes hores de la matinada, l'incident amb el senglar i els voltors, o els dies gloriosos de la pesca elèctrica, entre molts d'altres? Això us passa per anar amb males companyies!). Gràcies per tantes experiències viscudes plegats, i per totes les que encara vindran, ara acompanyats dels petits Jordi i Daniel.

Tots aquells amics i familiars que sempre han seguit els meus progressos, s'han preocupat per la meua salut, i m'han donat suport i ànims quan les forces defallien. Gràcies a tots per fer-me costat!

Mis padres, Isabel y Joaquín, que pusieron su empeño en dejarme el mejor de los legados posibles: una educación académica a la que ellos no pudieron tener acceso. A papá, que regresó a la madre Tierra sin acabar nunca de comprender por qué su hija se emperró en ser bióloga. A mi madre, luchadora infatigable. A ella le debo todo lo que soy. Sin ella, nada



de esto habría sido posible. Mamá, de mayor, quiero ser tan fuerte y animosa como tú, siempre con una sonrisa, a pesar del dolor y las adversidades. Mis padres me enseñaron con su ejemplo que, con esfuerzo, lucha y perseverancia, se pueden superar (casi todos) los difíciles retos a los que la vida te obliga a enfrentarte. Sólo lamento que papá perdiese su última batalla contra la leucemia, y ahora no pueda estar aquí, con nosotras, disfrutando orgulloso de otro pequeño logro de su querida Ita.

Joan Barrull Ventura, el '*culpable*' de tot plegat. Sense ell, literalment, no hagués arribat fins aquí. Ell va ser qui em va empènyer a assolir aquest repte a una edat en la que molts dels companys del departament de Biologia Animal podrien ser els nostres fills. I va ser ell també qui em va agafar de la mà quan les forces, molt sovint, defallien. Li he d'agrair, necessàriament, el seu suport i dedicació en aquests vint anys de camí comú. No han estat gens fàcils, perquè la vida ens ha posat al davant alguns reptes molt dolorosos i trasbalsadors. Però suposo que aquest intangible anomenat '*amor*', ha ajudat a superar-los. Gràcies per ser-hi, al meu costat.

Zac, el cricètid més adorable del món. Ell va despertar el meu interès per la seva família zoològica. Ja fa onze anys que va tornar a ser pols d'estels, però encara l'enyoro. De segur que, en un temps no gaire llunyà, les nostres molècules es tornaran a retrobar en algun racó de l'univers.

I, per suposat, als meus petits arvicolins del riu Montsant (jo, com la Jane Goodall o la Dian Fossey, em resisteixo a que siguin només un nombre; cadascú te la seva pròpia personalitat, i el seu nom): la Blanca, en Torpede, en Mitja-cua, l'Àlex, en Quentin, la Mata-Hari, en Busca-raons, en Sexxy, la Bonica, els bessonets, i tots aquells altres d'anònims que van passar pel "foto-maton" de les EPF i per les gàbies de captura, o ens van permetre observar les seves anades i tornades pels viaranys de l'aigua. Amb el desig de que aquesta petita contribució meva serveixi per donar-los a conèixer una mica millor i fer-los la vida una mica més fàcil, tot modificant les nostres actituds davant del seu fràgil món. Com diu en Quim Bou, en reivindicació d'en *Pau-Buf*: són petits, però no per això menys importants. Llarga vida al poble arvicolí!!!

*"Otear la naturaleza desde la atalaya de la perplejidad es la mejor garantía para procurarnos el incomparable disfrute de una perpetua sorpresa".*

Carlos M. Herrera







**Resum / Resumen / Abstract**





## Resum

La rata d'aigua meridional, *Arvicola sapidus*, és un rosegador endèmic de la Península Ibèrica i França, catalogat com a vulnerable. La fragilitat de les poblacions i l'insuficient coneixement per establir mesures destinades a la seva conservació i recuperació, justifica el seu l'estudi, especialment en ambients riparis de muntanya mediterrània, els més característics dins de l'àrea de distribució.

En el riu Montsant (NE Península Ibèrica), els indrets més propicis per ser ocupats presenten: alta cobertura d'herbàcies (principalment helòfits) i cobertura d'arbres i arbustos de mitjana a baixa; ribes gens costerudes i de substrat tou; i presència d'aigua (amb cabal lent o estanyat), amb amplades i fondàries del curs de mitjanes a altes. La vegetació de ribera, i les característiques de la riba i del curs del riu s'han relacionat amb la presència i disponibilitat de recursos tròfics, l'èxit reproductiu, la mobilitat i la seguretat, i han permès caracteritzar tres tipus d'escenari per l'establiment de l'arvicolí (òptim, subòptim i hostil). La millor qualitat de les àrees principals de l'espai vital evidencia també l'ús preferent dels hàbitats amb característiques òptimes. En els trams del riu Montsant amb millor qualitat d'hàbitat, la mida de l'espai vital i les distàncies mitjanes recorregudes (despesa per aconseguir recursos i exposició a depredadors) són inferiors a les dels trams ocupats amb menor qualitat d'hàbitat; per contra, les densitats de població són superiors. L'estabilitat en l'ús de l'espai vital s'ha vist alterada quan han aparegut nous espais buits i en resposta a les necessitats de la reproducció (modificació), i durant el procés de dispersió juvenil.

La depredació, la competència interespecífica i les relacions intraespecífiques afecten també a la viabilitat de l'espècie. La informació proporcionada per 74 treballs publicats sobre la dieta dels depredadors en l'àrea de distribució, ha posat de manifest que *A. sapidus* és present en la dieta d'un elevat nombre de depredadors, no és presa preferent ni bàsica de cap d'ells, però pot esdevenir presa alternativa per a alguns, especialment quan les preses principals escassegen. L'efecte potencial més gran s'ha observat en: *Ardea cinerea* i *Lutra lutra* (alt); i *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Aquila fasciata* i *Hieraetus pennatus* (moderat). D'altra banda, l'activitat de la rata d'aigua meridional no s'ha vist afectada significativament per la presència de rata negra, l'única espècie susceptible d'establir relacions de competència amb l'arvicolí en el riu Montsant. La separació en les principals dimensions del nínxol i la baixa densitat de població expliquen la coexistència d'ambdós rosegadors. Amb els



coespecífics, les interaccions (estàtiques i dinàmiques) han mostrat baixa sociabilitat, especialment entre individus de diferents grups, i entre mascles adults del mateix grup. Les interaccions es van intensificar únicament en les parelles d'individus adults (mascle-femella del mateix grup) durant el període reproductor.

Els resultats obtinguts tenen un denominador comú: la importància de la qualitat i l'estructura de l'hàbitat per a afavorir la viabilitat de la rata d'aigua meridional. La conservació d'hàbitats òptims i la recuperació d'hàbitats subòptims afavoreix la supervivència i l'èxit reproductor de l'arvicolí, ja que millora la productivitat i la capacitat de càrrega, i alhora redueix la competència interespecífica i l'exposició als depredadors. A més, la recuperació d'hàbitats subòptims i hostils restableix la connectivitat entre clapes d'hàbitat i incrementa l'èxit de la dispersió, afavorint la recolonització de subpoblacions locals, un factor clau en la persistència de les metapoblacions. En relació als programes que contemplin la cria en captivitat i l'eventual reintroducció, o translocacions destinades a protegir les poblacions afectades per impactes antropogènics, s'escaurà determinar la idoneïtat de l'hàbitat i avaluar l'efecte potencial dels depredadors per tal d'afavorir la supervivència dels individus alliberats.



## Resumen

La rata de agua meridional, *Arvicola sapidus*, es un roedor endémico de la Península Ibérica y Francia, catalogado como vulnerable. La fragilidad de las poblaciones y el insuficiente conocimiento para establecer medidas destinadas a su conservación y recuperación, justifica su estudio, especialmente en ambientes riparios de montaña mediterránea, los más característicos dentro de su área de distribución.

En el río Montsant (NE Península Ibérica), los lugares más propicios para ser ocupados presentan: alta cobertura de herbáceas (principalmente helófitos) y cobertura de árboles y arbustos de media a baja; orillas poco empinadas y de substrato blando; y presencia de agua (con caudal lento o estancado), con anchura y profundidad del curso de media a alta. La vegetación de ribera, y las características de la orilla y del curso del río se han relacionado con la presencia y disponibilidad de recursos tróficos, el éxito reproductivo, la movilidad y la seguridad, y han permitido caracterizar tres tipos de escenario para el establecimiento del arvicolino (óptimo, subóptimo y hostil). La mejor calidad de las áreas principales del espacio vital evidencia también el uso preferente de los hábitats con características óptimas. En los tramos del río Montsant con mejor calidad de hábitat, el tamaño del espacio vital y las distancias medias recorridas (relacionados con el dispendio para conseguir recursos y la exposición a depredadores) son inferiores que en los tramos ocupados con menor calidad de hábitat; por contra, las densidades de población son superiores. La estabilidad en el uso del espacio vital se ha visto alterada cuando han aparecido nuevos espacios vacíos y en respuesta a las necesidades de la reproducción (modificación), y durante el proceso de dispersión juvenil.

La depredación, la competencia interespecífica y las relaciones intraespecíficas afectan también a la viabilidad de la especie. La información proporcionada por 74 trabajos publicados sobre la dieta de los depredadores en el área de distribución, ha puesto de manifiesto que *A. sapidus* está presente en la dieta de un elevado número de depredadores, no es presa preferente ni básica de ninguno de ellos, pero se puede convertir en presa alternativa para algunos, especialmente cuando las presas principales escasean. El mayor efecto potencial se ha observado en: *Ardea cinerea* y *Lutra lutra* (alto); y *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Aquila fasciata* y *Hieraaetus pennatus* (moderado). Por otra parte, la actividad de la rata de agua meridional no se ha visto afectada significativamente por la presencia de rata negra, la única especie susceptible de establecer relaciones de competencia con el arvicolino en el



río Montsant. La separación en las principales dimensiones del nicho y la baja densidad de población explican la coexistencia de ambos roedores. Las interacciones (estáticas y dinámicas) con los coespecíficos han mostrado baja sociabilidad, especialmente entre individuos de diferentes grupos, y entre machos adultos del mismo grupo. Las interacciones se intensificaron únicamente en las parejas de individuos adultos (macho-hembra del mismo grupo) durante el período reproductor.

Los resultados obtenidos tienen un denominador común: la importancia de la calidad y la estructura del hábitat para favorecer la viabilidad de la rata de agua meridional. La conservación de hábitats óptimos y la recuperación de hábitats subóptimos favorecen la supervivencia y el éxito reproductor del arvicolino, ya que mejora la productividad y la capacidad de carga, y reduce al mismo tiempo la competencia interespecífica y la exposición a los depredadores. Además, la recuperación de hábitats subóptimos y hostiles restablece la conectividad entre parches de hábitat e incrementa el éxito de la dispersión, favoreciendo la recolonización de subpoblaciones locales, un factor clave en la persistencia de las metapoblaciones. En relación a los programas que contemplen la cría en cautividad y la eventual reintroducción, o translocaciones destinadas a proteger las poblaciones afectadas por impactos antropogénicos, será preciso determinar la idoneidad del hábitat y evaluar el efecto potencial de los depredadores para favorecer la supervivencia de los individuos liberados.



## Abstract

The southern water vole, *Arvicola sapidus*, is a rodent endemic to the Iberian Peninsula and France, which is listed as vulnerable. This vulnerability coupled with insufficient knowledge to establish effective measures for its conservation and recovery justifies its study, especially in Mediterranean riparian environments, the most characteristic in its distribution area.

Along the Montsant River (NE Iberian Peninsula) locations more likely to being occupied present: high grass cover (mainly helophytes) and a moderate to low cover of trees and shrubs; gently sloping banks and a soft substrate; and slow-flowing water (or pool), with moderate to high stream widths and depths. The vegetation and the characteristics of the riverbanks are linked to the presence and availability of food resources, reproductive success, mobility and security, and thus have allowed us to characterize three arvicoline establishment scenarios (optimal, suboptimal and hostile). That the core areas of the home range are of the best quality demonstrates the preferred use of optimal habitat. Along stretches of the Montsant River with better quality of habitat, the size of the home range and the average distance travelled (related with the cost of obtaining resources and exposure to predators) were lower than along stretches with lower-quality habitat; while population densities were higher. Stability in the use of the home range was disrupted when new gaps appeared, in response to reproduction needs (modification), and during juvenile dispersal.

Predation, competition, and both interspecific and intraspecific relationships also affect the viability of the species. The information from 74 published studies about the diet of predators in the distribution range revealed that *A. sapidus* is present in the diet of a large number of predators; it is not a basic or preferred prey, but represents an alternative for some predators, especially when their main prey is scarce. The greatest potential effect was observed from: *Ardea cinerea* and *Lutra lutra* (high); and *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Aquila fasciata* and *Hieraetetus pennatus* (moderate). Moreover, the activity of the southern water vole was not significantly affected by the presence of the black rat, the only species likely to establish competitive relationships with the arvicoline along the Montsant River. The niche partitioning in the principal dimensions and a low population density explained the coexistence of these rodents. Interactions (static and dynamic) with conspecifics revealed low sociability, especially among individuals from different groups, and adult males within



the same group. Interactions only intensified between pairs of adult individuals (a male and female within the same group) during the reproductive period.

The results reveal a common denominator: the quality and structure of the habitat favour the viability of the southern water vole. Conservation of optimal habitats and recovery of suboptimal habitats, favours both the survival and reproductive success of this arvicoline because it improves productivity and carrying capacity, while reducing interspecific competition and exposure to predators. Moreover, the recovery of suboptimal and even hostile habitats can restore connectivity between isolated patches of habitat and increase the success of dispersion, thereby favouring the recolonization of local subpopulations, a key factor in the persistence of the metapopulation. In relation to programmes that consider breeding in captivity and eventual reintroduction or translocation to protect populations suffering anthropogenic impacts, it will be first necessary to determine the suitability of the habitat and assess the effect of potential predators in order to be able to favour the survival of released individuals.



*"We are River Singers, Water Folk, children of Sinethis. We live by her ways. She takes our old and give us young. She stirs our hunger, feed us with grasses. She shelters us in her waters and burrows. She rises and dashes us. She sing with us a song as soft as thistles, hard as roots, deep as shadows, old as stones. We sing with her a song as quick as thinking, sweet as apples, brief as day. We are River Singers, and we are hers."*

**The rising. Tom Moorhouse (2014)**







**XXXI.- Eighteen new European Voles.**

By GERRIT S. MILLER.

[...]

*Arvicola sapidus*, sp.n.

*Type.-* Adult female (skin and skull). Collected at Santo Domingo de Silos, Province of Burgos, Spain, October 7, 1906, by G.S. Miller. Original number 7216.

## **I. Introducció general**

El 1908, el mastozòleg Gerrit Miller publicava als *Annals and Magazine of Natural History* la primera descripció de la rata d'aigua (*Arvicola sapidus*, Rodentia, Cricetidae, Arvicolinae) com a nova espècie, a partir de cent nou espècimens dipositats en el British Museum de Londres i prenent com a holotipus una femella adulta capturada prop del Monestir de Sant Domingo de Silos (Burgos). El coneixement de que aquest rosegador era habitualment consumit en molts indrets de la Península Ibèrica, possiblement va dur a Miller a anomenar l'espècie com a '*sapidus*' (saborosa) (Román 2007a). Graells (1897, p.505), recollint el testimoni de Erxleben (1777), ja afirmava que la carn de rata d'aigua tenia gust de peix ('*Sapor carnis piscinus*'). De fet, aquest consum es remunta, probablement, al Plistocè inferior (1,2 milions d'anys enrera), quan els homes caçadors que habitaven la serra d'Atapuerca capturaven exemplars de *Arvicola jacobaeus*, la rata d'aigua més antiga d'Europa, i antecessora de l'actual rata d'aigua (Cuenca-Bescós *et al.* 2010). Aquest costum es va mantenir al llarg dels períodes històrics (Alfárez *et al.* 1982, Torres-Martínez 2003, López i Morales 2007), i, gairebé, fins a l'actualitat (Delibes 1962, Tallés 1982, Hernández 2000, De Llano 2010).

Després de la publicació de Miller, i a excepció de Cabrera (1914), que dona alguna pinzellada sobre l'alimentació i l'hàbitat ocupat per la rata d'aigua, la majoria de treballs de l'època van aportar només dades descriptives i de distribució obtingudes a partir d'exemplars capturats o trobats morts (p. ex. De Aguilar-Amat 1924). Durant els següents cinquanta anys, la presència de l'arvicolí en els treballs naturalístics es restringeix a uns quants estudis locals sobre aparició en la dieta de depredadors i distribució, basats en l'anàlisi d'egagròpiles (Nos 1961, Nadal i Palaus 1967, Valverde 1967, Garzón 1969). No és fins als anys 70, que són incorporades notes biològiques sobre l'espècie en els capítols que



li dediquen alguns tractats mastozoològics (Saint-Girons 1973, Le Louarn i Saint-Girons 1977), i apareix com a peça coral en tesis doctorals sobre rosegadors peninsulars (Gosàlbez 1976). Les dècades dels 80 i 90, són els anys en què es produeix una certa efervescència dels estudis sobre rata d'aigua, amb l'aparició d'alguns treballs doctorals específics (Ventura 1988, Garde 1992), i gran profusió de literatura científica (Feliu *et al.* 1985a, 1985b, 1987, 1990, 1992, 1997, Gosàlbez *et al.* 1985, Ventura i Gosàlbez 1986, 1987, 1990, 1992, Gosàlbez 1987, Montoliu *et al.* 1987, Vidal i Delibes 1987, Ventura *et al.* 1989, 1994, Ventura 1990, Iglesias *et al.* 1992, Faus 1993a, 1993b, 1994, Garde i Escala 1993a, 1993b, 1993c, 1993-1994, 1995, 1996a, 1996b, 1996c, 1997, 1999, 2000, Garde *et al.* 1993, 1999). Seguint la tradició metodològica imperant durant aquest període, tots aquests estudis es basaven en les dades obtingudes a partir d'animals capturats amb mort, recollits morts al camp, o dipositats en col·leccions zoològiques de museus o universitats. Aquest fet va limitar força l'abast de les àrees d'estudi, centrades, principalment, en aspectes corològics, taxonòmics, sistemàtics, i descriptius (pelatges i mudes, biometria somàtica, creixement). Tot i així, es van produir algunes incursions en àmbits de caire més ecològic, derivades de l'anàlisi del material recollit: reproducció (a partir de l'estat reproductiu dels individus), estructura i dinàmica poblacional (a partir de la relació entre mascles i femelles, adults i joves capturats), ecologia tròfica (a partir de continguts estomacals), depredació (a partir de les restes emmagatzemades en les egagròpiles de rapinyaires), ectoparàsits (recollits dels individus capturats), o ritmes circanuals (a partir de la variació en el pes o en la mida de les glàndules laterals al llarg de l'any).

Ja entrat el segle XXI, amb la implantació del nou paradigma que genera plantejaments ètics i de responsabilitat sobre el benestar animal de les espècies objecte d'estudi (Minteer i Collins 2005), els nous treballs sobre rata d'aigua se centren en els individus movent-se lliurement en el medi. Fedriani *et al.* (2002), a partir de dades de presència-absència (latrines), fan una primera aproximació als factors determinants de la seva distribució en el paisatge de Doñana, i comproven que les colònies es comporten com a metapoblacions. Román (2007a), en base a dades sobre captura i recaptura, abasta aspectes de la 'història natural' de l'arvicolí, com ara les característiques de l'hàbitat ocupat, la mida i el creixement dels animals, la reproducció i l'organització social, la dispersió, la supervivència o l'alimentació (mitjançant l'anàlisi d'excrements). La seva recerca obre tot un ventall de noves qüestions a les quals donar resposta. Així, i seguint l'estela dels primers treballs pioners de Díaz de la Guardia i Pretel (1978, 1979), es generen altres línies d'investigació sobre història evolutiva, diversitat genètica i filogeografia (Centeno-Cuadros 2009,



Centeno-Cuadros *et al.* 2009a, 2009b, 2011, Centeno-Cuadros i Godoy 2010), emfasitzant la importància de les característiques intrínseques de l'espècie pel que fa a la distribució i a la selecció de l'hàbitat, en la seva conservació i recuperació. D'altra banda, Pita *et al.* (2010, 2011a, 2011b, 2013), mitjançant radioseguiment i dades de presència-absència, exploren àmbits relacionats amb els determinants de la selecció de l'hàbitat i les relacions entre espècies simpàtriques.



Figura 1. La rata d'aigua meridional en el seu hàbitat

## 1.1. L'espècie

*“El Ratbuf ó rata d'aygua viu en les immediacions de las ayguas dolsas á quals llocs escava'ls seus cataus que'ls fa paralelos al sol de terra”* (Gou 1890, a Massip 1984). El més gros dels talpons ibèrics, és conegut a Catalunya amb els noms populars de 'rat-buf' o 'bufó', denominació derivada de 'bufó', galàpet, degut als seus costums aquàtics (Macías 1993). Malgrat ser anomenada 'rata d'aigua', aquest rosegador pertany a la família Cricetidae, i, per tant, és veritablement un talpó i no una rata (família Muridae) (Wilson i Reeder 2005).

### 1.1.1. Història natural de la rata d'aigua meridional

La rata d'aigua meridional és un arvicolí de mida mitjana (140-310 g de pes) (Figura 1), endèmic de la Península Ibèrica i França (Saucy 1999), que es distribueix des del nivell del mar fins a més de 2000 m d'alçada (Figura 2). Les adaptacions morfològiques i fisiològiques que presenta, a mig camí entre les espècies de vida terrestre i les de vida amfíbia, fan que ocupi un nínxol molt específic, les riberes, allà on conflueixen els ecosistemes terrestres i



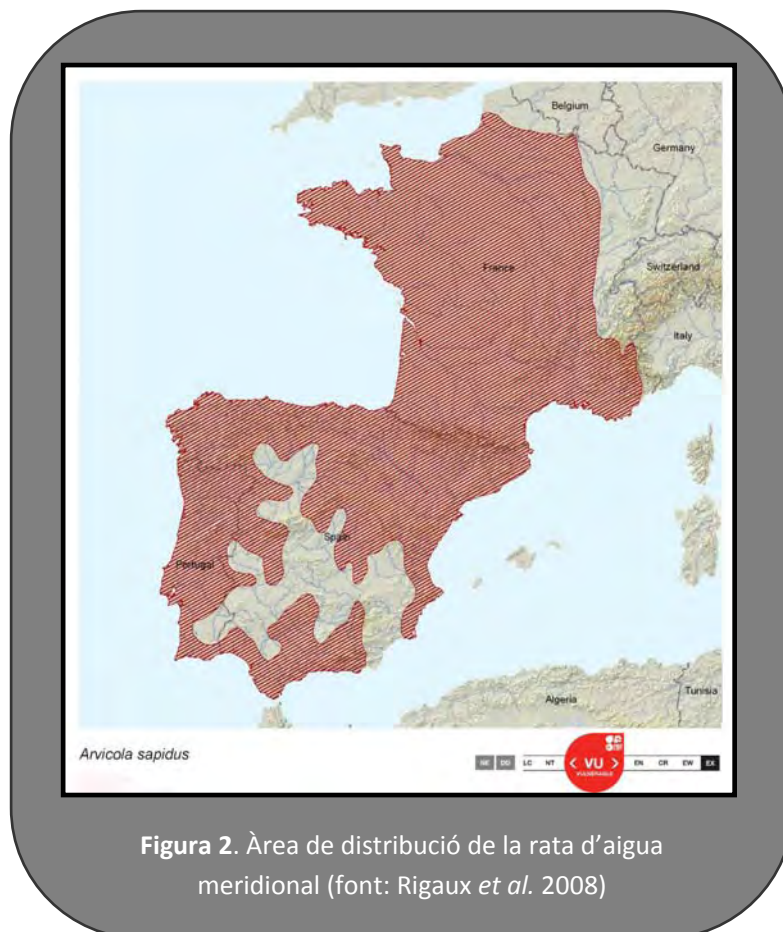
d'aigua dolça (Román 2010). Generalment, es troba lligada a la presència de cursos o masses d'aigua amb ribes que presentin abundant vegetació herbàcia (principalment helòfits), escassa cobertura arbustiva i arbòria, i ribes poc costerudes i de marges tous, susceptibles de ser excavades (Mate *et al.* 2013, Pita *et al.* 2013), tot i que també pot ocupar llacunes estacionals que romanen eixutes durant anys (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007a), canals d'irrigació, i petites clapas d'hàbitat separades per matrius agrícoles (Pita *et al.* 2010, 2011a).

La seva dieta és fonamentalment herbívora (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Román 2007a, Mate *et al.* 2013), tot i que, excepcionalment, s'hi han registrat alguns components d'origen animal (Anastácio 1993, Ventura 2007, Flechoso i Alarcos 2009). Les rates d'aigua busquen recer entre la vegetació de les ribes, construint i mantenint tota una xarxa de carreranyes que els permet desplaçar-se de manera més ràpida i segura, defugint els depredadors. Excaven galeries en talussos per sobre del nivell de l'aigua, al final dels quals es troben diferents cambres; aquests caus poden tenir una o més sortides superficials i alguna de submergida (Román 2010). A l'estiu també poden construir nius externs de forma esfèrica, amb herba entreteixida, ben amagats i sostinguts a una certa alçada entre la vegetació (freqüentment en boves, *obs. pers.*). El fet de consumir una gran quantitat de matèria vegetal fa que generin un gran volum d'excrements, generalment dipositats en forma de latrines, i que constitueixen el principal indicatiu de la seva presència. Aquestes latrines serveixen també al rosegador com a fites de marcatge del territori, i és freqüent trobar-les en les cruïlles dels senders i en llocs prominents (Román 2010).

El període reproductor pot arribar a ser continu durant tot l'any, en funció de les condicions ambientals, observant-se una aturada estival en aquells indrets que acusen l'eixut estival i una aturada hivernal si el fred és molt extrem (Ventura i Gosàlbez 1987, Faus 1993a, Garde i Escala 1996a, Román 2007a, Rigaux 2015). Poden presentar un sistema d'aparellament promiscu (mascles i femelles s'aparellen amb diferents individus) (Román 2007a) o poligínic (un mascle s'aparella amb diverses femelles) (Pita *et al.* 2010), tot i que la monogàmia es pot donar en petites clapas d'hàbitat amb baixa probabilitat de ser ocupades per més d'una parella reproductora (Pita *et al.* 2010, Mate *et al.* 2015). La disponibilitat d'aliment es postula com el principal factor limitant de la reproducció, tot i que no s'exclou l'efecte del fotoperíode. El dèficit hídric estival i la impredictibilitat dels règims de pluges que caracteritzen el clima mediterrani, fan que la vegetació passi per amplis períodes d'estrès hídric que les plantes suporten economitzant recursos i limitant el desenvolupament



(Román 2007a). Això suposa una reducció important de la quantitat i qualitat de l'aliment disponible per a les rates d'aigua, que es reflecteix en la reproducció. No es coneix la durada del període de gestació, tot i que, com que sembla ser un caràcter molt constant en els arvicolins, es podria estimar en uns 21 dies (Román 2007a). El nombre de cries per ventrada oscil·la entre 1 i 8. Els valors mitjans de les ventrades obtinguts en diferents estudis són: 3,3 al Delta de l'Ebre (Ventura i Gosàlbez 1987), 3,7 al sud de Navarra (Garde i Escala 1996a), 5,2 a l'Albufera de València (Faus 1993a), i 3,3 a Doñana (Román 2007a). Aquest paràmetre sembla no mostrar una pauta de variació definida al llarg de l'any, tot i que manté una correlació positiva amb el pes de la mare (Garde i Escala 1996a). L'esperança de vida és de 4 mesos per als mascles i de 5 mesos per a les femelles, no sobrepassant l'any més que el 7% dels mascles i el 15% de les femelles (Román 2007a).



### 1.1.2. Estatus actual

Gairebé tots els treballs d'ençà Garde (1992), posen l'èmfasi en la davallada de l'espècie arreu de l'àrea de distribució. Ja al 1996, la IUCN la categoritza com a LR-NT (*lower risk-near threatened*, baix risc-gairebé amenaçada; Amori 1996), tot i que no s'indiquen ni la

tendència poblacional ni les principals amenaces. L'any 2008, però, es modifica aquesta categorització per la d'espècie "Vulnerable" (Rigaux *et al.* 2008), justificada per la disminució del nombre d'efectius (tant del conjunt de la població, com de les subpoblacions locals), amb una forta regressió, superior al 30% durant un període de 10 anys, inferida fonamentalment a partir d'informacions parcials o evidències indirectes. Fins al 2011, només es disposava de dades disperses, provinents de prospeccions locals (p.ex., Santos *et al.* 1999, Fedriani *et al.* 2002, Román 2003, Rigaux 2007, Mate i Barrull 2008, 2009, Rigaux i Charruau 2009, Rigaux *et al.* 2009, Román i Delibes 2010), en les quals ja s'apuntava a la fragmentació i la pèrdua de l'hàbitat com uns dels principals factors causants de la minva d'efectius poblacionals. L'arribada de tàxons al·lòctons introduïts com el visó americà (*Neovison vison*), la rata almesquera (*Ondatra zibethicus*) o el coipú (*Myocastor coypus*), va agreujar la situació, actuant sinèrgicament (Rigaux i Charruau 2009, 2015, García-Díaz *et al.* 2013). Els resultats de les prospeccions nacionals sobre l'espècie dutes a França (SFEPM, 2009-2014: 600 quadrícules de 10x10 km), i a Espanya (SECEM, 2011-2012: 1000 quadrícules de 10x10 km), per tal de diagnosticar-ne l'estat real, mostren que, a França, l'espècie és present al 52,4% de les quadrícules prospectades, i al 13,5% dels transectes realitzats (Rigaux 2015), i, a Espanya, és present en el 54,5% de les quadrícules prospectades (Román 2012). Tot i no disposar de dades històriques per poder quantificar el declivi, l'evidència indica que, en general, les poblacions de rata d'aigua no mostren un bon estat de conservació.

Pel que fa a la seva protecció legal, la rata d'aigua es troba actualment catalogada en els Llibres i Llistes Vermells nacionals (Cabral *et al.* 2005, Román 2007b, IUCN France *et al.* 2009) com a espècie de "Preocupació menor" a Portugal (2005), com a "Gairebé amenaçada" a França (2009), i com a "Vulnerable" a Espanya (2006). A Catalunya, des de 2008, es troba inclosa en el projecte de decret del Catàleg de Fauna Amenaçada, sota la categoria d'espècie "En perill d'extinció". Malgrat la seva vulnerabilitat, la rata d'aigua meridional no ha estat legalment protegida, ni a l'empara de la legislació europea, ni en cap dels països dins de la seva àrea de distribució (Rigaux *et al.* 2008), fins l'any 2012, quan França la va incloure dins de la llista d'espècies protegides (publicada al JORF nº 0233 de 2012; Rigaux 2015).

Els hàbitats més habitualment ocupats per la rata d'aigua són molt sensibles a les alteracions, especialment si són d'origen antropogènic. D'altra banda, les característiques intrínseques de les seves poblacions i la seva distribució en l'espai, fan que mostri una



dinàmica de metapoblacions (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007a, Centeno-Cuadros *et al.* 2011), amb fenòmens naturals d'extinció i de recolonització mercè a la migració d'individus entre subpoblacions (efecte rescat; *sensu* Brown i Kodric-Brown 1977). Això fa que aquesta espècie sigui molt susceptible de patir davallades poblacionals davant de perturbacions inesperades (Araújo *et al.* 2011). Factors com ara la destrucció o fragmentació de l'hàbitat o la depredació poden influenciar negativament sobre els processos de metapoblació, ja que si s'extingeixen simultàniament diverses subpoblacions adjacents, la recolonització i la persistència és menys factible (Aars *et al.* 2001, Telfer *et al.* 2001).

Araújo *et al.* (2011), en el seu estudi sobre els impactes, vulnerabilitat i adaptació al canvi climàtic de la fauna de vertebrats espanyola, mostren que, sota els escenaris climàtics disponibles per al segle XXI, s'esperen grans impactes en la distribució potencial d'*A. sapidus*. Els models projecten contraccions en la distribució actual, d'entre un 89% i un 93% en el període 2041-2070. Entre les mesures d'adaptació recomanades per aquests autors per a la conservació de l'espècie estan la protecció jurídica (actualment molt escassa al llarg de la seva àrea de distribució), accions per afavorir la permeabilitat i la connectivitat de les subpoblacions (gestió de l'hàbitat), i mesures per a la conservació *in situ* i *ex situ*.

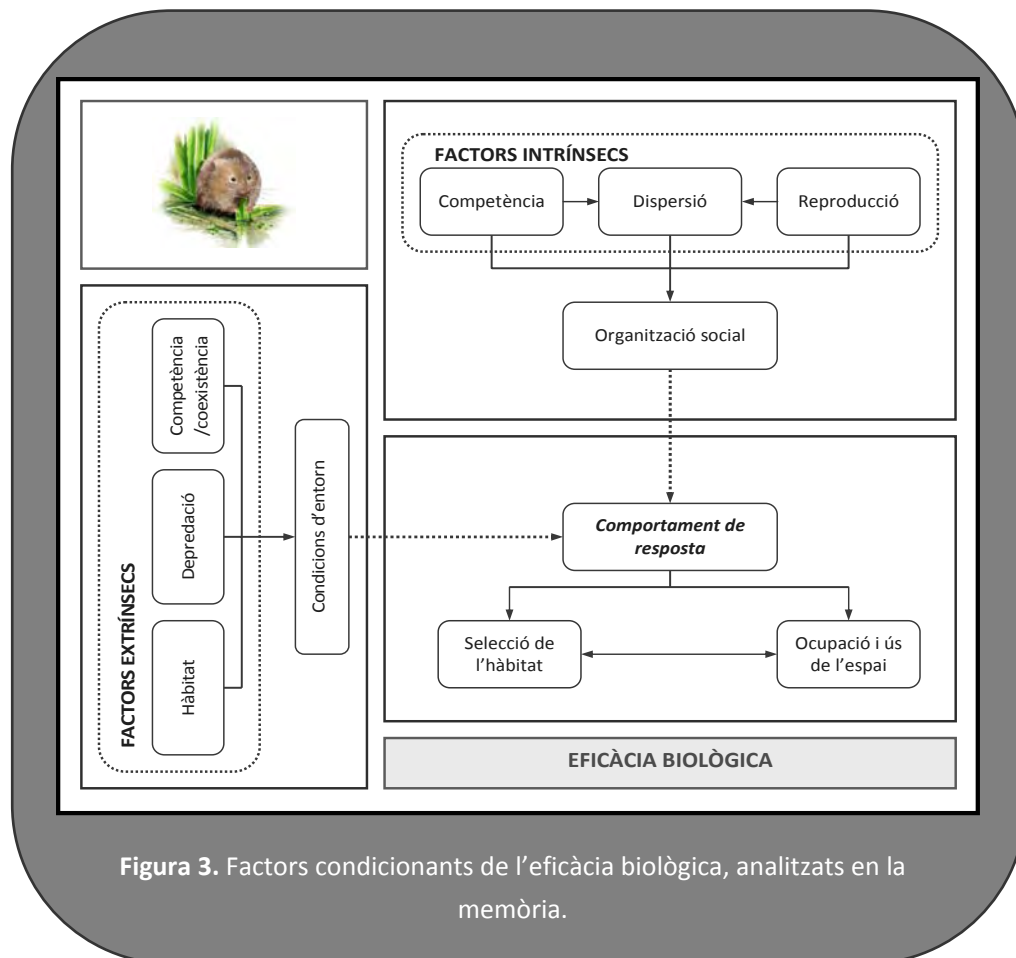
## 1.2. Factors condicionants de l'eficàcia biològica

La distribució i abundància dels organismes en el medi ve condicionada per tot un seguit de factors que afecten, en major o menor mesura, l'eficàcia biològica dels individus, i, per tant, la supervivència de les espècies en el l'espai i en el temps. Aquests factors poden actuar des de fora (extrínsecs) o des de dins (intrínsecs) (Begon *et al.* 1996). Entre els factors extrínsecs es troben tant els factors abiòtics (relacionats amb les característiques físiques i químiques de l'ambient), com les relacions amb d'altres espècies presents (relacions interespecífiques), que inclouen les relacions amb els components vegetals de l'hàbitat i processos com ara la competència, la depredació, el parasitisme, o les malalties (Williams *et al.* 2002, Allan i Castillo 2007). Entre els factors intrínsecs es troben les característiques pròpies de l'espècie (restriccions morfològiques i fisiològiques), així com les relacions amb els coespecífics (relacions intraespecífiques), que condicionen de manera important l'organització social. Les relacions intraespecífiques inclouen les interaccions directes entre individus dins d'una població, com ara les pròpies de la reproducció, i d'altres que, sovint, impliquen comportaments territorials derivats de la competència (p.ex., excloure activament a un altre individu d'una determinada parcel·la d'hàbitat, impedir-li l'accés als recursos tròfics o sexuals, o forçar-lo a dispersar); però també poden incloure interaccions indirectes, per



exemple, mitjançant la deplecció dels recursos comuns (Ford i Krumme 1979, Williams *et al.* 2002).

La confluència d'ambdós tipus de factors, influeix en la presa de decisions individuals i en el comportament de resposta davant aspectes tan essencials com ara la selecció de l'hàbitat i l'ocupació i ús de l'espai, per tal d'adaptar-se al medi i maximitzar l'eficàcia biològica de l'espècie (Figura 3). Aquestes decisions individuals tenen repercussió en l'evolució del patrons de distribució i d'abundància, i exerceixen, en darrera instància, una profunda influència en fenòmens vitals com ara la regulació de la població, les interaccions entre espècies, l'ensamblatge de les comunitats ecològiques i el manteniment de la biodiversitat (Morris 2003). La comprensió de totes aquestes relacions, permet entendre la dinàmica poblacional i la identificació dels factors clau que posen les espècies en perill, i, ajuda a orientar els plans de gestió per a aconseguir una major eficiència en la preservació i/o recuperació de les espècies vulnerables o amenaçades (Primack i Ros 2002).





### 1.2.1. Hàbitat

Segons la definició de Morrison *et al.* (2006), l'hàbitat és una àrea que presenta una combinació de recursos i condicions ambientals adequades per promoure l'ocupació per part dels individus d'una espècie (o població) determinada, i per permetre a aquests individus sobreviure i reproduir-se. Així, l'hàbitat és un concepte associat a una espècie particular (Mathewson i Morrison 2015). En conseqüència, per a cada espècie, la idoneïtat d'un hàbitat estarà determinada per les condicions ambientals, la disponibilitat de recursos, el risc de depredació, l'abundància de competidors, i altres factors que influencien l'èxit reproductiu (Morris 1987). Pel que fa als recursos tròfics, l'adequació de l'hàbitat vindrà donada, no només per la seva presència i accessibilitat en el medi, sinó, principalment, pel balanç entre les despeses (esforç, temps, risc) i els beneficis (energia i nutrients) d'aconseguir-los. Per als herbívors, el creixement estacional de la vegetació comporta que la disponibilitat i la qualitat nutricional variï significativament al llarg del temps. Per tant, es requereix la presència de recursos alimentaris suficients per satisfer les demandes energètiques i nutricionals al llarg de tot el cicle anual i un comportament de cerca flexible per adaptar-se a aquestes circumstàncies (Owen-Smith 2003). En quant a la seguretat, el risc de depredació pot inhibir l'animal d'emprar determinades àrees on hi ha aliment adequat disponible, mentre que la manca d'aliment en llocs segurs pot forçar els animals a alimentar-se en indrets poc o gens segurs. D'altra banda, la disponibilitat de recer davant de la meteorologia adversa és necessària ja que els animals poden deixar d'alimentar-se mentre es produeixin condicions extremes de fred o calor (Owen-Smith 2003). Finalment, la competència (per interferència o per explotació), pot suposar el desplaçament espacial i/o temporal pel que fa a l'ús del recurs, amb el conseqüent increment dels requeriments energètics per fer front a les despeses associades a aquest comportament (Abramsky *et al* 2001).

La selecció d'hàbitat és considerada com a un element clau de l'activitat de l'individu, ja que afecta a les subseqüents decisions etològiques i, en darrer terme, a la seva eficàcia biològica. S'entén com un procés mitjançant el qual els individus ocupen preferentment un conjunt no aleatori d'espais disponibles, i, una vegada instal·lats, prenen una sèrie de determinacions sobre la recerca i l'ús dels recursos, i la resposta als diferents elements que conformen l'hàbitat (Orians i Wittenberger 1991, Morris 2003). Es tracta d'un procés jeràrquic basat en decisions innates i apreses que pren l'animal sobre on ser-hi en l'espai i en el temps per tal de persistir-hi, i que afectaran a tota la població (Mathewson i Morrison 2015).



Pel que fa a la rata d'aigua meridional, fins als anys 90 del passat segle, el coneixement del que es disposava referent a les seves preferències d'hàbitat es reduïa a un petit nombre d'estudis que aportaven dades observacionals i perceptives sobre les característiques del indrets on s'assentava (Gosàlbez 1987, Ventura 1988, Garde 1992). Treballs més actuals (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007a, Pita *et al.* 2010, 2013) han estudiat la selecció de l'hàbitat en indrets de característiques molt particulars, com ara Doñana o la plana costanera del sud-oest de Portugal, i en un ambient ripari mediterrani de muntanya, el més representatiu dins de la seva àrea de distribució (Mate *et al.* 2013) (Figura 4).



**Figura 4.** El riu Montsant, de característiques típicament mediterrànies, presenta condicions d'hàbitat molt diverses al llarg del seu recorregut

### 1.2.2. Depredació

El paper de la depredació com a factor regulador de la dinàmica poblacional dels micromamífers ha estat extensament estudiat en les darreres dècades (Sinclair *et al.* 1990, Kotler *et al.* 1994, Korpimäki i Krebs 1996, Norrdahl i Korpimäki 2000, Hanski *et al.* 2001), i s'ha vist que exerceix una gran influència sobre alguns aspectes de la seva biologia, com ara l'activitat reproductora (Ylönen *et al.* 1992, Ronkainen i Ylönen 1994, Klemola *et al.* 1997, Mappes i Ylönen 1997, Ruxton i Lima 1997, Norrdahl i Korpimäki 1998, Apfelbach 2005), la selecció i l'ús de l'hàbitat (Longland i Price 1991, Kotler *et al.* 1994, Brown 1999, Morris i Davidson 2000), o el comportament de cerca d'aliment (Brown *et al.* 1988, Hughes i Ward 1993, Kotler *et al.* 1994, Leaver i Daly 2003, Díaz *et al.* 2005). L'impacte dels depredadors sobre les poblacions de micromamífers pot ser directe, si la depredació redueix la densitat de la població local (Hanski *et al.* 2001, Creel i Christianson 2008), o indirecte, si la presència del depredador (risc de depredació) indueix respostes de comportament o fisiològiques destinades a reduir la probabilitat de morir depredat (Lima i Dill 1990, Lima



1998, Orrock *et al.* 2010), com ara cercar aliment sota condicions segures espacial o temporalment, o reduir la mobilitat o el marcatge sota situacions d'alt risc (Brown 1988, Brown *et al.* 1988, Kotler *et al.* 1994, Mappes *et al.* 1998, Norrdahl i Korpimäki 1998, Apfelbach 2005, Díaz *et al.* 2005).

La pressió depredadora sobre una espècie dependrà de les condicions ambientals, de les dinàmiques poblacionals, les abundàncies i la concordança en els patrons d'activitat de depredador i presa, de la competència intragremial entre les espècies depredadores presents, dels requeriments de consum del depredador i el valor energètic obtingut per captura, de l'edat i el sexe dels individus capturats, de la presència i densitat d'altres preses alternatives i de l'impacte diferencial entre els depredadors nadius i exòtics (Kotler *et al.* 1991, Díaz 1992, Meserve *et al.* 1993, Norrdahl i Korpimäki 1998, Martínez i Zuberogoitia 2001, Macdonald i Harrington 2003, Forman 2005, Kosicki *et al.* 2006, Dell'Arte 2007, Denno i Lewis 2009). A més, la creixent intervenció humana sobre el territori, ha intensificat i accelerat la parcel·lació dels sistemes naturals, generant ruptures i espais que han alterat la quantitat i disponibilitat dels recursos tròfics, les àrees de refugi i la incidència dels depredadors sobre les espècies més vulnerables.



Figura 5. Exemplar de bernat pescaire (*Ardea cinerea*) depredant sobre rata d'aigua

La rata d'aigua meridional és un rosegador amb una mida intermèdia entre els petits micromamífers (talpons, ratolins, insectívors) i els lagomorfs (conills, llebres), de manera



que es presenta com una espècie susceptible de ser depredada, tant pels depredadors amb preferències pels micromamífers com pels depredadors amb preferències pels lagomorfs (Román 2007a). D'altra banda, els hàbits aquàtics de les rates d'aigua fan que siguin a l'abast de depredadors habituals de peixos o invertebrats aquàtics que, incidentalment, poden també capturar-les (Figura 5). Per fer front a tal diversitat de depredadors, l'estratègia defensiva de la rata d'aigua passa per l'establiment en indrets amb abundant vegetació herbàcia (ocultar-se), la construcció i manteniment d'una bona xarxa de senders entre la vegetació (fugir), i el desenvolupament d'un acurat coneixement espacial (terrestre i aquàtic) del lloc que habita. La destrucció i fragmentació de l'hàbitat s'ha postulat com una de les principals causes de la disminució de les poblacions de rata d'aigua. Es desconeix l'efecte sinèrgic que provoquen la fragmentació de l'hàbitat i la depredació, tot i que alguns estudis apunten a que la simultaneïtat d'ambdós factors exerceix una influència negativa sobre les poblacions de l'arvicolí (Melero *et al.* 2012b, García-Díaz *et al.* 2013).

### 1.2.3. Competència/coexistència interespecífica

La competència interespecífica s'ha demostrat influent en la composició i estructura de les comunitats de micromamífers a diferents escales espacials i temporals (Brown i Heske 1990, Amarasekare 2003, Harris i Macdonald 2007). L'essència de la competència interespecífica resideix en què els individus d'una espècie pateixen una reducció de la fecunditat, la supervivència o el creixement com a resultat d'una explotació dels recursos o de la interferència per part dels individus d'una altra espècie (Begon *et al.* 1996). Les conseqüències més evidents de la competència interespecífica s'observen en espècies simpàtriques, que poden mostrar un relació inversa pel que fa als nombres poblacionals o a l'ocupació de l'hàbitat (Grant 1972). Les espècies que competeixen tendeixen a minimitzar el solapament en l'ús dels recursos, segregant-se al llarg dels tres principals eixos de nínxol: l'alimentació, l'espai i el temps (Grant 1972). Una de les conseqüències més evidents de la competència interespecífica és el canvi de patró d'activitat d'una espècie degut a la interacció amb una altra espècie que es comporta com a dominant. El resultat és la utilització de diferents nínxols temporals (Halle i Stenseth 2000). D'altra banda, dues o més espècies utilitzant un mateix hàbitat poden arribar a aconseguir una completa separació espacial dels seus dominis vitals mitjançant interaccions competitives (competència per interferència) que en minimitzen la superposició (Grant 1972). Quan les espècies ocupant el mateix espai es veuen limitades per l'ús d'un mateix recurs (competència per explotació), la diferenciació en la seva utilització és produïda adaptant llur comportament a quan i a on



se'n fa ús (Schoener 1974, Chesson 2000). Identificar les respostes diferencials dels individus i comprendre com funcionen els mecanismes subjacents en la coexistència, és essencial per conèixer com s'estructuren les comunitats de micromamífers (Harris *et al.* 2006).



**Figura 6.** Rata d'aigua (a) i rata negra (b) compartint hàbitat en el riu Montsant. Estació de parany fotogràfic a la Bisbal de Falset

Pel que fa a la rata d'aigua, un dels aspectes més desconeguts de la seva ecologia, és la relació amb d'altres espècies amb les quals comparteix hàbitat (depredadors, competidors). En la seva àrea de distribució, les espècies que són susceptibles d'establir relacions de competència amb l'arvicolí són els múrids de mida mitjana (la rata negra, *Rattus rattus*, i la rata comuna, *Rattus norvegicus*), i dos rosegadors introduïts, la rata almesquera (*Ondatra zibethicus*) i el coipú (*Myocastor coipus*) (Garde 1992, Le Louarn i Quéré 2003, Rigaux i Charruau 2009, Rigaux 2015). La rata negra i la rata comuna són espècies de mida similar a la de la rata d'aigua. Ambdues poden ocupar els mateixos hàbitats que l'arvicolí (Figura 6), i, fins i tot, competir pels recursos (recer i menjar), especialment la rata comuna, d'hàbits més aquàtics i més agressiva (Le Louarn i Quéré 2003). A Gran Bretanya, la rata comuna ha desplaçat a la rata d'aigua euroasiàtica (*Arvicola amphibius*), causant, fins i tot, extincions locals (depredació sobre cries, competència pels caus) (Ryder 1962, Strachan 1997, Jordan i Nethererton 1999, Neyland *et al.* 2010). A la península Ibèrica, alguns autors també han esmentat l'efecte negatiu de la rata comuna sobre les poblacions de rata d'aigua meridional (Garde 1992, Fedriani *et al.* 2002, Román 2007a). Altrament, és conegut que la rata negra



ha causat efectes perniciosos sobre algunes espècies de rosegadors autòctons, especialment en illes (Atkinson 1973, Harris i Macdonald 2007). Garde (1992), a més, mostra com la influència de les activitats antròpiques afavoreix la proliferació de rata negra i rata comuna, en detriment de la rata d'aigua, esdevenint aquesta espècie un indicador sensible de l'alteració de l'hàbitat deguda a la mà de l'home.

D'altra banda, la rata almesquera i el coipú ocupen els mateixos hàbitats que la rata d'aigua, tenen hàbits semblants (p.ex. són semiaquàtics, excaven els caus en les ribes), i utilitzen, en part, els mateixos recursos, de manera que sembla existir una certa competència pel nínxol tròfic i pel recer entre aquestes espècies (Laurie 1946, Artimo 1960, Willner *et al.* 1980, Guichón 2003, Guichón *et al.* 2003, Lafontaine 2005, Ahlers 2010, Rigaux 2015), especialment amb la rata almesquera (Danell 1996, Le Louarn i Quéré 2003, Skyriené i Paulauskas 2012). Des que aquesta va arribar a l'oest de França, la rata d'aigua sembla ser menys freqüent (Le Louarn i Quéré 2003). El fet que, tant la rata almesquera (600-1800 g) com el coipú (4,0-5,5 kg, i fins a 8,5 kg), tinguin una mida corporal més gran que la de la rata d'aigua meridional (140-310 g), faria que l'arvicolí es trobés en un cert desavantatge competitiu davant aquestes dues espècies invasores, molt millor adaptades, a més, a la vida aquàtica (pèl hidròfob, membranes interdigitals, cua aplanada, adaptacions fisiològiques, apnees de 15-20 minuts). El major volum corporal de rates almesqueres i coipús fa, a més, que l'excavació de les ribes per aquests rosegadors malmeti els caus de les rates d'aigua (Le Louarn i Quéré 2003, Simonnet 2010). L'impacte del coipú sobre la vegetació de les ribes, donat que les seves densitats poblacionals són importants, podria reduir igualment els hàbitats favorables a la rata d'aigua (Simonnet 2010). Tant la rata almesquera com el coipú es troben actualment en expansió (Echegaray i Hernando 2003, Le Louarn i Quéré 2003, Barriocanal 2004, Elósegui 2004, Gutiérrez-Expósito i Calzada 2004, González i Villate 2009, Salsamendi *et al.* 2009), superposant la seva àrea de distribució amb la de la rata d'aigua. La possible existència de competència entre les tres espècies, i d'un desavantatge competitiu de l'arvicolí (només suavitzat, potser, per la seva catemeralitat que li podria permetre una certa separació temporal de nínxol, donada la nocturnitat de les altres dues espècies), fan necessaris el seu seguiment i monitorització, per tal d'esbrinar els possibles efectes dels dos rosegadors forans sobre les poblacions de l'autòcton, ja prou malmeses per la sinèrgia entre la destrucció i/o fragmentació de l'hàbitat i la depredació deguda a espècies al·lòctones.



### 1.2.4. Activitat

La vida de tot animal es pot dividir en dos estats bàsics: l'activitat i el descans (Halle i Stenseth 2000). L'activitat pot ser considerada com l'estat on es duen a terme tota una sèrie de tasques vitals imprescindibles per al manteniment de la vida (cerca d'aliment, exploració, cerca de parella, patrullatge i defensa del domini vital), i està sotmesa a un major risc de mortalitat degut a la depredació o a les condicions ambientals, així com a una major despesa energètica (termorregulació, locomoció, estrès, marcatge). El descans es pot considerar com un estat de recuperació, on l'animal es refugia en la seguretat i el confort del cau, reduint la seva despesa energètica i renovant forces per enfrontar un nou període d'activitat. Activitat i descans són dos estats alterns, i les successives alternances d'ambdós estats conformen un patró temporal explícit d'un o diversos cicles d'activitat (és a dir, una seqüència completa d'una fase activitat i una fase de repòs) durant el cicle diari de 24 hores, comunament anomenat "patró d'activitat" d'una espècie (Halle i Stenseth 2000). Aquests patrons amb els quals els animals regeixen la seva activitat diària són el resultat de l'ajustament del rellotge biològic intern a un determinat ambient, a partir de l'experiència individual amb l'organització temporal del medi. Desenvolupar l'activitat en un moment o altre, diària o estacionalment, exposa als animals a desafiaments ambientals, biòtics o abiòtics, molt diferents (Kronfeld-Schor i Dayan 2008). Així, doncs, els patrons d'activitat dels animals estan determinats per nombrosos factors. Per exemple, el risc de depredació o la competència fan que les activitats diàries habituals dels individus puguin ser modificades.

L'accessibilitat i dispersió de l'aliment afecten al temps que requereixen invertir els animals per poder cobrir les seves necessitats energètiques i nutricionals, i aquest temps ha de ser optimitzat per tal de reduir alhora el risc de depredació, així com possibles encontres agressius amb els competidors. La selecció natural ha actuat per minvar la vulnerabilitat de les espècies, adaptant-les el millor possible al seu medi, amb l'adquisició de diferents estratègies relacionades amb els patrons d'activitat (com ara la nocturnitat, la diürnitat, la catemeralitat, la disminució de l'activitat sota determinades condicions ambientals, els cicles d'activitat polifàsics, la sincronització de l'activitat entre individus, etc.). Aquestes estratègies poden, al seu torn, afectar-ne el comportament, incloent les relacions socials i la cura parental.

Les espècies de la família Arvicolidae, presenten patrons d'activitat polifàsics o catemerals, és a dir, que duen a terme regularment les seves activitats rutinàries en totes les condicions de llum, durant l'albada, el dia, el vespre o la nit, i no es limiten a una determinada fase de



la jornada de 24 hores (Figura 7). Els beneficis d'una flexibilitat de resposta en el patró d'activitat als canvis ambientals compensa els desavantatges de la manca d'especialització (ser només diürn o nocturn) (Halle 2006). L'estratègia de la catemeralitat també pot ser important en la disminució de l'exposició a condicions ambientals desfavorables, en la reducció de la competència (degut a la separació temporal del nínxol), i en l'evitació de la depredació (Curtis i Rasmussen 2006), modificant, si cal, els ritmes d'activitat al llarg del dia (Pita *et al.* 2011b). Per exemple, en el cas de la competència interespecífica, la confrontació directa amb l'adversari podria ser evitada temporalment mitjançant un canvi en el ritme o en el patró d'activitat; això no neutralitzaria el conflicte competitiu, però revertiria la competència per interferència en competència per explotació, que no duu associats els costos derivats de la interacció física (Halle 2006). Donat que les variacions en el patró o en els ritmes d'activitat d'una espècie poden venir donades com a resposta a perturbacions ambientals, a competidors, o a depredadors, el coneixement dels canvis que es puguin produir en l'activitat ens proporcionaran informació sobre el nínxol ecològic i sobre les relacions amb d'altres espècies amb les quals cohabita.

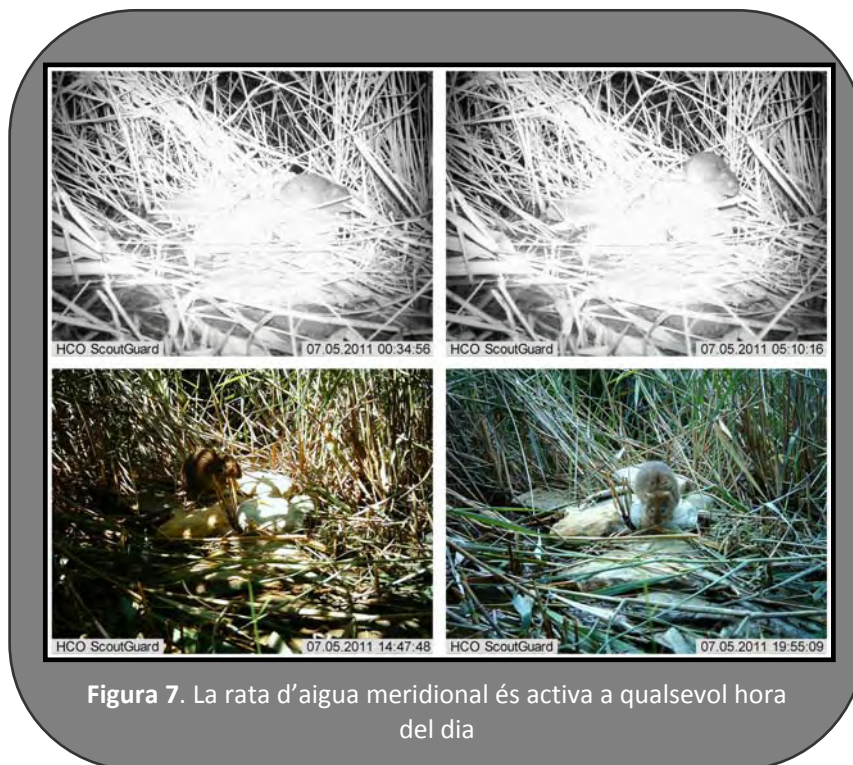


Figura 7. La rata d'aigua meridional és activa a qualsevol hora del dia

### 1.2.5. Ocupació de l'espai i relacions intraespecífiques

L'ocupació i l'ús de l'espai es relacionen amb les necessitats ecològiques i fisiològiques de l'espècie (Santos *et al.* 2010), i venen determinats per factors com ara la selecció i





preferència d'hàbitat (o de diferents unitats d'hàbitat dins d'un espai vital o territori) per part d'un individu (Bertolino *et al.* 2003, Shibata *et al.* 2004, Rosalino *et al.* 2011), el repartiment i la diferenciació en les dimensions del nínxol (temps, espai, recursos) (Kalcounis-Rüppell i Millar 2002, Harper *et al.* 2005, Harris *et al.* 2006), la sociabilitat (Brock i Kelt 2004, Melero *et al.* 2012a), o les estratègies d'aparellament (Luque-Larena *et al.* 2004, Endries i Adler 2005, Eiris i Barreto 2009). D'altra banda, la grandària de l'espai vital, determinada pels moviments associats amb les activitats habituals, mostra els requeriments espacials de l'individu (Aebischer 1993, Ahlers *et al.* 2010) (Figura 8).



**Figura 8.** Indicis com ara latrines o carrerany, són indicadors de la presència de rata d'aigua, així com del grau de freqüentació i de l'ús de l'espai

La selecció de l'hàbitat és un element clau de la història vital dels individus, ja que aquells que trien establir-se en els hàbitats més adequats veuen incrementada la seva eficàcia biològica (Orians i Wittenberger 1991). L'especialització en l'aprofitament d'una part dels recursos (diferenciació en l'ús), o la utilització dels recursos en diferents moments (diferenciació en el temps) o en diferents llocs (diferenciació en l'espai), així com els canvis en els patrons d'activitat que de vegades se'n deriven, afavoreixen la coexistència entre les espècies, i mitiguen els efectes de competidors i depredadors (Amarasekare 2003, Kronfeld-Schor i Dayan 2008). El comportament social, a més dels seus impactes potencials



en la variació en les taxes de naixement i mort, pot afectar la dinàmica de població mitjançant la limitació de la grandària de la població reproductora (territorialitat), el control del temps de la maduresa sexual (inhibició reproductiva), l'infanticidi, el control de la dispersió (dispersió obligada), i l'agressió directa en els enfrontaments (competència per interferència) (Krebs *et al.* 2007). El comportament reproductiu i els sistemes d'aparellament poden tenir un gran impacte sobre l'estructura de la població, sobre la variabilitat genètica, i, per tant, sobre l'evolució de les espècies (Apollonio *et al.* 2003). Els microtins són rosegadors que poden presentar tres sistemes d'aparellament (poligínia, promiscuïtat, i, ocasionalment, monogàmia), mostrant algunes espècies una certa flexibilitat en l'adopció d'un o altre, com a adaptació dels animals a les condicions ambientals i socials (Shahrul 1998, Pérez-Aranda 2009). D'altra banda, la capacitat de dispersió influeix en l'estructura espacial de la població (Ludwig i Anderson 2009), en la connectivitat efectiva del paisatge (Taylor *et al.* 1993, Van der Ree i Bennett 2003), i en la capacitat de respondre a la pèrdua i a la fragmentació de l'hàbitat (Schooley i Branch 2006), aspectes d'importància capital en les espècies que presenten dinàmiques de metapoblació.

Encara que els requeriments de l'hàbitat necessaris per a les rates d'aigua són relativament ben coneguts (Ventura 1988, Román 2007a, Pita *et al.* 2010, 2011a, 2013, Mate *et al.* 2013), la informació sobre la seva ecologia espacial és encara escassa (Román 2007a, Pita *et al.* 2010), especialment en la major part de la seva àrea de distribució (indrets prop de cossos d'aigua estables i permanents), limitant l'eficàcia dels esforços de conservació recomanats per a aquesta espècie (Román 2007a, Rigaux *et al.* 2008, Rigaux 2015). L'evidència de que les poblacions de rata d'aigua meridional presenten esdeveniments locals d'extinció i colonització, suggereix una dinàmica de metapoblació (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007a, Centeno-Cuadros *et al.* 2011), tal com succeeix en les poblacions de l'espècie congenèrica *A. amphibius* (Lambin *et al.* 1996, 2012, MacPherson i Bright 2011, Sutherland *et al.* 2012, Sutherland 2013). Aquesta dinàmica fa que la consecució d'informació relacionada amb la seva ecologia espacial sigui encara més necessària. Les metapoblacions estan constituïdes per un mosaic canviant de subpoblacions temporals vinculades per algun grau de migració (Primack i Ross 2002). L'extinció simultània de subpoblacions adjacents, degut a factors com ara la destrucció o fragmentació de l'hàbitat o la depredació, poden dificultar la recolonització i la persistència de l'espècie (Aars *et al.* 2001, Telfer *et al.* 2001), produint-se una extensa àrea d'extinció. A més, les pertorbacions antropogèniques que inhibeixen la migració, com els tancats, les carreteres i les preses, poden reduir la taxa de migració entre clapes d'hàbitat i, en conseqüència, reduir i, fins i tot, eliminar la probabilitat de



recolonització després d'una extinció local (Lacy i Lindenmayer 1995, Lindenmayer i Lacy 1995, Primack i Ross 2002).

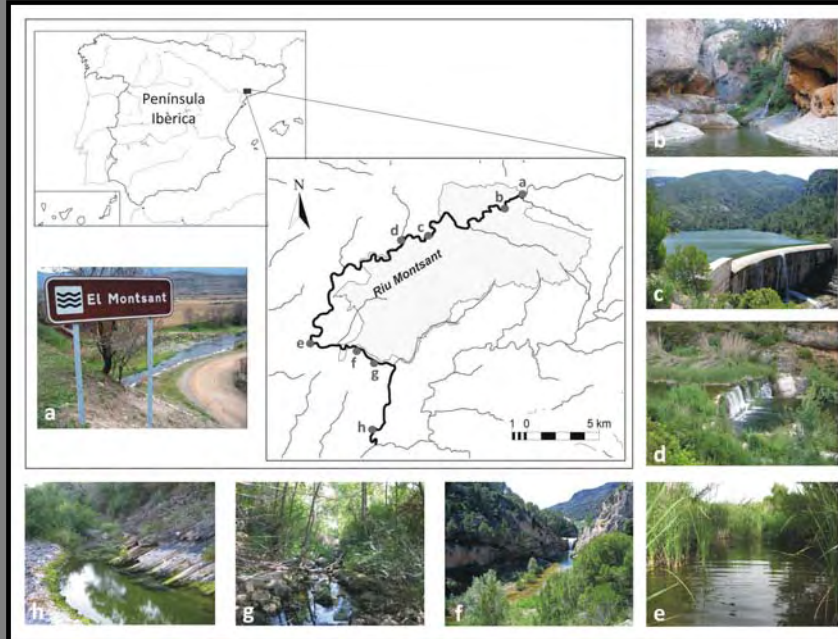
### 1.3. Àrea d'estudi

L'estudi es va dur a terme al riu Montsant (41°10'-41°18' N i 0°45'-0°53' E; NE de la Península Ibèrica) (Figura 9), un afluent secundari del riu Ebre que travessa en direcció NE a SO la Serra de Montsant. Aquest massís de caràcter càrstic i relleus abruptes formats per conglomerats de l'oligocè, que comprèn altituds entre els 214 i els 1163 m s.n.m., es troba situat dins del sector occidental de la Serralada Prelitoral Catalana, en la comarca del Priorat, província de Tarragona. Part del recorregut del riu és inclòs dins dels límits del Parc Natural de la Serra de Montsant (29.000 ha), els valors geològics, biològics, paisatgístics i culturals del qual van ser reconeguts pel Parlament de Catalunya l'any 2002.

El riu Montsant neix a l'aiguabarreig del Teix (municipi d'Ulldemolins), i durant el seu recorregut (d'aproximadament 45 km) rep aigües de tres subafluents (Prades, Teix, Escaladei), i de tota una sèrie de barrancs subsidiaris. Inicialment, i ja dins del Parc, rep les aigües del barranc de la Gleva, per encaixonar-se després en el congost de Fraguerau. Més enllà hi vessen les aigües del barranc de Pèlags, per on circula un cabal permanent des del Toll de l'Ou. De fet, aquest barranc aporta la major part del cabal estival del riu Montsant, ja que en el seu tram inferior és un dels cursos més constants de tota la serralada i no s'ha vist mai eixut ni durant els episodis més greus de sequera. El barranc de Pèlags és tributari d'altres barrancs importants com el del Vidalbar, el de la Cova de l'Ós, el de l'Aixaragall, el de les Falles, el de la Bruixa i el de les Pletes, per la seva part esquerra, i el del Parral per la part dreta. Més a ponent, els barrancs següents duen les seves aigües directament al riu Montsant o a l'embassament de Margalef, com és el cas del barranc de la Taverna. A causa de la permeabilitat dels conglomerats del massís, els barrancs acostumen a ser eixuts en les seves parts superiors, però alguns porten aigua gairebé permanentment en les parts més baixes. Les aigües del riu s'assosseguen en arribar a l'estació d'aforament de l'embassament de Margalef, construït l'any 1992 i recrescut dos anys després. Aquest té actualment una capacitat de 2,84 hm<sup>3</sup>, i les seves reserves estan destinades al regadiu dels conreus de fruita dolça de la zona. Passada la resclosa de l'embassament, el riu Montsant segueix el seu recorregut fins al barranc dels Colls Baixos, on surt dels límits del Parc, per tornar-hi a entrar, breument, al final del barranc de la Calçada, abans de formar el petit embassament de la Vilella Baixa (0,075 hm<sup>3</sup>), gairebé sempre eixut. Més endavant, se li



acabala el riuet d'Escaladei, que porta les aigües del vessant sud de la Serra Major. Finalment, el riu Montsant desguassa en el riu Siurana, una mica més avall del Lloar, i aquest ho fa en l'Ebre a Garcia. En total, la conca del riu Montsant abasta uns 214 km<sup>2</sup> (Figura 9).



**Figura 9.** Àrea d'estudi de la rata d'aigua meridional: el riu Montsant (comarca del Priorat, província de Tarragona). L'àrea ombrejada en el mapa central correspon als límits del Parc Natural de la Serra de Montsant; els punts marcats (a-h) corresponen a diferents trams de riu al llarg del seu recorregut

El riu presenta un règim molt irregular, típicament mediterrani, amb fortes oscil·lacions de cabal que provoquen grans canvis estacionals. És un corrent de caràcter permanent en la major part del seu recorregut, amb un cabal mitjà de 0,23 m<sup>3</sup>/s, però pot presentar cabals mínims o nuls en molts trams durant els períodes de sever estiatge, i també sobtades avingudes durant la primavera i la tardor (Ferré 1999, Pascual 2002). Els embassaments de Margalef i la Vilella Baixa, destinats, entre d'altres funcions, a regular el cabal del riu, actuen com a barreres físiques infranquejables per a determinades espècies de vertebrats (Orta i Ruiz-Olmo 1987). La circulació subterrània té també una certa importància; les aigües s'esvaeixen sobtadament en alguns paratges i afloren de nou riu avall. Les fonts i els degotalls, la majoria originats per la dissolució dels materials del subsòl, són presents igualment de manera significativa en la zona.



Predomina el clima mediterrani, amb una certa influència marítima, que es caracteritza per un estiu subtropical sec i un hivern mitjanament plujós i suau amb cops de fred periòdics. La temperatura mitjana anual oscil·la entre els 12°C i els 15°C, segons les localitats, però es produeix una àmplia oscil·lació tèrmica al llarg de l'any. Les sèries temporals reflecteixen tres o quatre mesos calorosos (>20°C) i, al menys, quatre mesos freds (<10°C). Les temperatures màximes es registren al vessant occidental del massís entre els mesos de juny i agost (entre 38 i 44°C). Les mínimes hivernals són molt baixes, en especial a les valls dominades per la inversió tèrmica (entre -10°C i -15°C) (Pascual 2002, 2007, Barrull i Mate 2007a). Les precipitacions són molt irregulars i escasses, amb registres màxims a la primavera i la tardor, i mínims a l'estiu i l'hivern (p.ex. mitjana de 0,12 l/m<sup>2</sup> durant juliol-agost 2011). La precipitació mitjana anual és de 450-600 l/m<sup>2</sup>, segons les localitats (Pascual 2007), tot i que es poden donar episodis puntuals de precipitació importants; p. ex., durant el mes de març de 2011 es van enregistrar pluviometries que van suposar el 27% del total de la precipitació anual (372,7 mm, l'any 2011), i, el 12% d'aquesta precipitació anual va caure en només 24 h. La qualitat físico-química de l'aigua és, en general, força bona en tot el recorregut del riu, tot i que en alguns punts pugui disminuir degut als abocaments directes d'origen urbà. El tram del Congost de Fraguerau és el de millor estat ecològic, degut a l'aïllament de la zona i a l'aportació d'aigües molt netes durant tot l'any per part d'alguns barrancs com ara el barranc de la Gleva o el de Pèlags (Buira 2004).

Els ambients riparis de les valls del Montsant presenten la màxima expressió del mosaic vegetal: fragments de conreu (horta, oliveres, vinya, avellaners, presseguerars) alternen amb faixes de bosc de ribera, erms, prats secs, brolles i escassos retalls de bosc mediterrani. És per això que el territori presenta unes taxes molt elevades de biodiversitat vegetal (300 a 500 espècies/km<sup>2</sup>). Alineades paral·lelament al curs del riu podem trobar comunitats d'hidròfits (*Potamogeton* spp), creixenars (*Apium nodiflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, entre d'altres espècies), canyissars (*Typha* spp, *Phragmites australis*), jonqueres (espècies de *Juncus*, *Carex*, *Scirpus*, *Schoenus*), herbassars megafòrbics (*Lythrum salicaria*, *Epilobium hirsutum*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*), i canyars (*Arundo donax*). Aquestes comunitats d'herbàcies alternen amb comunitats forestals de ribera força fragmentades, representades per alberedes (*Populus* spp), salzedes i gatelledes (*Salix* spp), i algunes clapes arbustives de tamarigar (*Tamarix* spp) (Pascual 2007).

La Serra de Montsant compta amb una de les faunes més interessants de Catalunya, mercè a una situació privilegiada (és ruta de pas migratori) i a un microclima variat, que permeten



el desenvolupament d'una fauna a cavall entre els ambients centreuropeus humits i els ambients nord-africans secs (Barrull i Mate 2007a). A més, les seves particulars característiques orogràfiques, demogràfiques, sociològiques i socioeconòmiques han permès la supervivència de moltes espècies ja desaparegudes en altres indrets fa alguns centenars d'anys, i l'existència de molts endemismes regionals o locals.

Entre els invertebrats més emblemàtics que poblen la serra i la seva àrea d'influència, podem trobar espècies endèmiques de Montsant, com ara alguns colèmbols i coleòpters cavernícoles (*Pseudosinella tarraconensis ssp tarraconensis*, *Anillochlamys catalonicus*, *Duvalius berthae ssp berthae*), o la somereta de Montsant (*Steropleurus panteli*), en perill d'extinció. També trobem espècies endèmiques del sud de Catalunya, com l'espectacular isòpode *Porcellio expansus* o l'ortòpter *Ocnerodes brunneri*. Igualment són presents colèpters protegits, com ara el banyarriquer (*Cerambyx cerdo ssp mirbeckii*) i l'escanyapolls (*Lucanus cervus*), o alguns odonats bioindicadors, com *Boyeria irene*. En alguns racons poc freqüentats de riu, i encara no ocupats pel cranc de riu americà (*Procambarus clarkii*), es troben alguns exemplars de cranc de riu ibèric, *Austropotamobius pallipes ssp lusitanicus*.

La gran diversitat zoològica també es fa palesa amb la presència de més de 200 espècies de vertebrats (Barrull i Mate 2004, 2005a, 2005b, 2006, 2007a, 2007b, 2007c, 2008, 2010, 2012, Mate *et al.* 2006, 2007, Soler *et al.* 2006, Barrull *et al.* 2007, Mate i Barrull 2008, 2009, 2010, 2012, Flaquer *et al.* 2008, Framis *et al.* 2010). Els peixos es troben associats a la regularitat en la presència d'aigua (riu Montsant i parts finals d'alguns dels barrancs subsidiaris). Entre les espècies autòctones, trobem dues espècies de barbs (*Barbus haasi*, *Luciobarbus graellsii*), la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) i el gobi (*Gobio lozanoi*). L'anguila (*Anguilla anguilla*), esdevinguda molt rara degut a l'efecte barrera de les rescloses dels embassaments, només hi és present mercè als programes de reintroducció. També es troben d'altres espècies introduïdes pels pescadors, com les truites (*Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*), o la perca americana o *black-bass* (*Micropterus salmoides*), una espècie molt abundant i que suposa una greu amenaça per a les espècies autòctones de peixos i amfibis, arribant, fins i tot, a depredar sobre ocells i micromamífers. Pel que fa als amfibis, les característiques microclimàtiques permeten tant l'assentament d'espècies netament mediterrànies (ibero-magrebines) com d'espècies amb requeriments ambientals més humits (eurosiberianes). Entre els urodels, trobem la salamandra (*Salamandra salamandra*), i, entre els anurs, la molt abundant granota verda (*Pelophylax perezi*) i vàries



espècies de gripaus (*Bufo spinosus*, *Epidalea calamita*, *Alytes obstetricans*, *Pelodytes punctatus*). El Montsant constitueix igualment una zona de confluència per als rèptils de requeriments mediterranis i centreuropeus. Així, entre els saures, trobem el dragó comú (*Tarentola mauritanica*), l'escàs lludrió llistat (*Chalcides striatus*), lacèrtids com la sargantana ibèrica (*Podarcis hispanica*), el sargantaner gros (*Psammmodromus algirus*), el llangardaix ocel-lat (*Timon lepidus*), en regressió, i el molt escàs vidriol (*Anguis fragilis*). Entre els ofidis, hi són representats l'amençat escurçó ibèric (*Vipera latastei*), i diferents espècies de colúbrids (*Hemorrhois hippocrepis*, *Coronella girondica*, *Rhinechis scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, la rara *Natrix natrix*, i l'abundant *Natrix maura* ocupant tota mena d'ambients aquàtics). L'únic representant dels quelonis és l'escassa tortuga mediterrània (*Testudo hermanni* spp *hermanni*), espècie en perill d'extinció i reintroduïda l'any 2005.

L'interès ornític de Montsant ve donat per la confluència, durant l'època de nidificació, d'espècies pròpiament mediterrànies, força esteses per les comarques circumdants, amb espècies de distribució més septentrional de tipologia centreuropea. A l'hivern, i en el decurs de la migració, arriben espècies d'àmbit netament pirinenc que tenen aquí els seus punts d'hivernada, augmentant així la biodiversitat de l'indret (Barrull i Mate 2007a). D'entre les més de 130 espècies d'aus que poblen la serra de Montsant, algunes de les més emblemàtiques serien els rapinyaires diürns (*Falco peregrinus*, *F. tinnunculus*, *F. columbarius*, *Aquila chrysaetos*, *A. fasciata*, *Accipiter gentilis*, *A. nisus*, *Buteo buteo*, *Circaetus gallicus*), i nocturns (*Bubo bubo*, *Asio otus*, *Strix aluco*, *Tyto alba*, *Athene noctua*, *Otus scops*). També són presents aus bioindicadores de la qualitat dels ambients riparis, com ara la merla d'aigua (*Cinclus cinclus*) o el blauet (*Alcedo atthis*). Destacable és la presència, en alguns racons amagats del rocam, de la raríssima cotxa cua-roja (*Phoenicurus phoenicurus*), espècie en perill d'extinció a Catalunya, i del pela-roques (*Tichodroma muraria*). Diverses espècies de boscarles, bosquetes, tallarols, mallerengues i mosqueters nien al riu Montsant, així com l'oriol (*Oriolus oriolus*), l'abundant polla d'aigua (*Gallinula chloropus*) o el rascló (*Rallus aquaticus*). Cal esmentar, igualment, una presència creixent d'exemplars de berrat pescaire (*Ardea cinerea*), tant en l'embassament de Margalef com en el riu Montsant.

Respecte a la mastofauna de Montsant, molts ordres hi són representats. Entre els ungulats cal destacar la presència d'alguns exemplars isolats de cabra salvatge (*Capra pyrenaica* ssp *hispanica*) que poden ser observats de manera ocasional en alguns racons resguardats de la



serra. Igualment, cal mencionar el cabirol (*Capreolus capreolus*) que s'ha anat expandint pel territori d'ençà les repoblacions fetes als boscos d'Alforja fa uns anys. També és molt característic el senglar (*Sus scrofa*), l'increment de la població del qual s'ha vist afavorida per la desaparició dels carnívors naturals i l'augment dels terrenys forestals en detriment dels agrícoles. Els quiròpters es troben igualment ben representats (el 58% de les espècies presents a Catalunya), incloent espècies més comunes (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhli*, *Hypsugo savii*, *Eptesicus serotinus*, *Tadarida teniotis*, *Plecotus austriacus*), i espècies catalogades com a vulnerables (*Rhinolophus ferrumequinum*, *R. euryale*, *R. hipposideros*, *Barbastella barbastellus*, *Myotis myotis*, *M. escalerae*, *M. emarginatus*, *M. daubentoni*) o en perill d'extinció, com el ratpenat de peus grans (*Myotis capaccinii*). Pel que fa als insectívors, trobem a l'erició comú (*Erinaceus europaeus*), i les musaranyes comuna (*Crocidura russula*) i nana (*Suncus etruscus*). Els rosegadors es troben representats per l'esquirol (*Sciurus vulgaris*), l'escassa rata cellarda (*Eliomys quercinus*), el ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus*), el ratolí mediterrani (*Mus spretus*), el ratolí domèstic (*Mus musculus*), la rata negra (*Rattus rattus*), el talpó comú (*Microtus duodecimcostatus*), i la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*), l'espècie més característica de l'ambient de ribera, cada vegada més escadussera. En els ambients oberts de brolles i garrigues encara es poden trobar alguns exemplars de les malmeses poblacions de conill (*Oryctolagus cuniculus*). Entre els carnívors, trobem espècies abundants i generalistes, com ara la guineu (*Vulpes vulpes*), el toixó (*Meles meles*), la fagina (*Martes foina*), la mostela (*Mustela nivalis*), i la geneta (*Genetta genetta*), i d'altres en regressió, com el gat salvatge (*Felis silvestris*). Recentment, el turó (*Mustela putorius*), una espècie habitual anys enrere en les àrees riberenques, ha estat considerada com a extingida. Ocasionalment, s'ha confirmat la presència d'alguns exemplars de llúdriga (*Lutra lutra*), espècie desapareguda des de finals dels anys 80, i de visó americà (*Neovison vison*) (Mate i Barrull 2010).

#### 1.4. Material i mètodes

Els estudis de camp són la millor manera d'estudiar la bioecologia d'una espècie. Els individus es troben en el seu hàbitat natural i en el seu context social, alimentant-se amb els components habituals de la seva dieta i exposant-se als factors extrínsecs propis de l'indret on habiten, com ara la meteorologia, el fotoperíode, les fases lunars, la competència interespecífica o la depredació natural (Halle i Weinert 2000). Però també és certa la enorme dificultat que existeix per a obtenir informació fiable sobre els animals en llibertat (Boitani i Fuller 2000). L'observació directa de micromamífers és extremadament





diffícil (tot i que no impossible), donades les seves mides corporals i els seus hàbits críptics, i només la utilització d'algunes tècniques de camp ens pot ajudar a adquirir dades sobre la seva biologia i comportament. A més de l'observació directa, el seguiment d'indícis, la captura-recaptura d'individus, el parany fotogràfic remot, la telemetria, i els estudis no invasius amb marcadors genètics sobre restes d'animals són els mètodes més emprats habitualment per a aconseguir informació sobre la presència, l'abundància, el comportament o l'activitat de les espècies (Ashby *et al.* 1969, Stoddart 1969, Halle i Weinert 2000, Barnes 2001, Bosch *et al.* 2005, Larrucea i Brussard 2009). Malauradament, cap d'aquests mètodes és plenament satisfactori (Halle i Weinert 2000), i tots ells presenten limitacions a l'hora d'investigar aspectes de l'ecologia dels animals (Hicks *et al.* 1998, Rettie i McLoughlin 1999, Larrucea i Brussard 2009, Bridges i Noss 2011).

En els treballs que es presenten en la memòria, la selecció dels mètodes emprats s'ha dut a terme seguint tres criteris bàsics: 1) ús de les metodologies que poguessin proporcionar una informació fiable sobre l'espècie, 2) ús de les metodologies menys invasives i traumàtiques per als animals, o de mecanismes pal·liatius en el cas de mètodes que poden induir estrès o malestar en els individus, i 3) ús de metodologies assequibles per als investigadors (en temps i disponibilitat de recursos humans i econòmics) (Figura 10).

En l'estudi de selecció de l'hàbitat, es van mesurar variables quantitatives (característiques del corrent i la riba, vegetació ripària, i presència/absència del rosegador) i es va establir un protocol *ad hoc*, per assegurar-ne la fiabilitat en la mesura i minimitzar els possibles biaixos produïts per la subjectivitat dels prospectors (percepcions). El protocol utilitzat es troba desenvolupat en detall en el Capítol 4.1, pp. 62-69.

Per a esbrinar la importància de la rata d'aigua meridional en la dieta dels depredadors, dins de l'àrea de distribució de l'espècie, les dades sobre la presència de l'arvicolí en la dieta van ser obtingudes a partir de treballs publicats sobre alimentació dels seus depredadors potencials. El conjunt de treballs seleccionats, segons uns criteris predeterminats, va ser obtingut a partir de cerques en Internet mitjançant cercadors genèrics i de revistes especialitzades. La metodologia emprada en l'estudi és troba àmpliament desenvolupada en el Capítol 4.2, pp. 91-94.

El parany fotogràfic remot es va utilitzar per a estudiar la possible competència entre la rata d'aigua meridional i la rata negra. Aquest mètode no invasiu causa una mínima pertorbació a les espècies-objectiu i resulta adequat per estudiar animals rars, elusius, i/o nocturns, que evitin els éssers humans. Amb un esforç de mostratge dilatat en el temps s'aconsegueixen



registres objectius, o evidències, de la presència dels animals i la seva identitat, així com informació sobre els patrons d'activitat (la data i l'hora són incloses en la imatge), el comportament, i les característiques físiques (Rovero *et al.* 2010). El desenvolupament del protocol metodològic es pot consultar en el Capítol 4.3, pp. 133-140.

La tècnica de captura en viu i el radioseguiment d'exemplars proveïts amb emissors va ser emprada per a l'estudi de l'ocupació de l'espai en el temps i les relacions interespecífiques de la rata d'aigua. La radiotelemetria ha esdevingut una valuosa eina que ha permès l'obtenció de dades detallades sobre molts aspectes de la bioecologia de les espècies (especialment d'aquelles críptiques i difícils d'observar), com ara l'ús de l'hàbitat, la mida dels espais vitals, les taxes de mortalitat i supervivència, o el moment i les rutes de dispersió i migració. Els protocols emprats en la captura d'individus, l'anestèsia, la manipulació, la col·locació dels collars radioemissors i el radioseguiment, es detallen en el Capítol 4.5, pp. 168-176.



**Figura 10.** Metodologia emprada en l'estudi de la rata d'aigua meridional: a) mesura de variables per determinar les condicions d'hàbitat; b) parany fotogràfic; c) presència en la dieta dels depredadors; d) radioseguiment



## 1.5. Referències

- Aars J., Lambin J., Denny R., Griffin A.C. 2001. Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4 (3): 187-194. doi: 10.1017/S1367943001001226.
- Abramsky Z., Rosenzweig M.L., Subach A. 2001. The cost of interspecific competition in two gerbil species. *Journal of Animal Ecology*, 70 (4): 561-567. doi: 10.1046/j.1365-2656.2001.00520.x.
- Aebischer N.J., Robertson P.A., Kenward R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74 (5): 1313-1325. doi:10.1016/S0006-3207(00)00084-7.
- Ahlers A.A. 2010. *Survival and space use of riparian muskrats (Ondatra zibethicus) within an agroecosystem*. Thesis for de degree of Master of Sciences, University of Illinois, Urbana-Champaign.
- Ahlers A.A., Heske E.J., Schooley R.L., Mitchell M.A. 2010. Home ranges and space use of muskrats *Ondatra zibethicus* in restricted linear habitats. *Wildlife Biology*, 16 (4): 400-408. doi: 10.2981/10-044.
- Allan J.D., Castillo M.M. 2007. *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht. 436 pp. doi: 10.1007/978-1-4020-5583-6.
- Alfárez E., Molero G., Maldonado E., Bustos V., Brea P., Buitrago A.M. 1982. Descubrimiento del primer yacimiento cuaternario (Riss-Würm) de vertebrados con restos humanos en la provincia de Madrid (Pinilla del Valle). *Coloquios de Paleontología*, 37: 15-32.
- Amarasekare P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecological Letters*, 6 (12): 1109-1122. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x.
- Amori G. 1996. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2006*. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 31/08/2007.
- Anastácio P.M. 1993. *Ciclo biológico e produção do lagostim vermelho da Louisiana (Procambarus clarkii, Girard) na região do Baixo Mondego*. Tesi doctoral. Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Apfelbach R., Blanchard C.D., Blanchard R.J., Hayes R.A., McGregor I.S. 2005. The effects of predator odors in mammalian prey species: A review of field and laboratory studies. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, 29 (8): 1123-1144. doi: 10.1016/j.neubiorev.2005.05.005.
- Apollonio M., Bassano B., Mustoni A. 2003. Behavioral aspects of conservation and management of European mammals. A: Festa-Bianchet M., Apollonio A. (eds.), *Animal behavior and wildlife conservation*: 157-170. Island Press, Washington.
- Araújo M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo I., Calmaestra R. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de Vertebrados*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.
- Artimo A. 1960. *The dispersal and acclimatization of the muskrat, Ondatra zibethicus (L.)*, in *Finland*. Other Publications in Wildlife Management, Paper 65 - Papers on Game Research no 21, Helsinki. 101 pp.
- Ashby K.R., Harling J., Whiles D. 1969. Observations on the distribution and activity of water voles (*Arvicola amphibius amphibius*) in Old Durham Beck, Durham. *Journal of Zoology, London*, 158: 209-214. doi: 10.1111/j.1469-7998.1969.tb02138.x



- Atkinson I.A.E. 1973. Spread of the ship rat (*Rattus r. rattus* L.) in New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 3 (3): 457-472. doi: 10.1080/03036758.1973.10421869.
- Barnes R.F.W. 2001. How reliable are dung counts for estimating elephant numbers? *African Journal of Ecology*, 39 (1): 1-9. doi: 10.1111/j.1365-2028.2001.00266.x.
- Barriocanal C. 2004. Primera cita de coipú (*Myocastor coypus*) a l'Empordà. *Scientia Gerundensis* 27: 5-6.
- Barrull J. 2014. *Factors estructuradors d'una comunitat de mesocarnívors en un ambient agroforestal mediterrani*. Tesi doctoral, Universitat de Barcelona, Barcelona. 188 pp.
- Barrull J., Mate I. 2004. *Estudi de l'Ictiofauna del riu Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant - Fundació Territori i Paisatge. 65 pp.
- Barrull J., Mate I. 2005a. La fauna de peques del riu Montsant. *Quercus*, 227: 22-27.
- Barrull J., Mate I. 2005b. *Estudi faunístic dels micromamífers del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 89 pp.
- Barrull J., Mate I. 2006. *Estudi faunístic dels mamífers Carnívors al Parc Natural de la Serra de Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 87 pp.
- Barrull J., Mate I. 2007a. *Fauna Vertebrada del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Diputació de Tarragona, Tarragona. 278 pp.
- Barrull J., Mate I. 2007b. Distribució y abundancia de los carnívoros en la sierra de Montsant. *Quercus*, 256: 14-18.
- Barrull J., Mate I. 2007c. *Alimentació dels mamífers Carnívors del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 63 pp.
- Barrull J., Mate I. 2008. El corzo y la cabra montés en la Sierra de Montsant, nuevos retos de gestión. *Quercus*, 269: 30-33.
- Barrull J., Mate I. 2010. *Situació del turó, Mustela putorius, al Parc Natural de la Serra de Montsant. Presència i estatus poblacional*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 50 pp.
- Barrull J., Mate I. 2012. Primera cita de gineta (*Genetta genetta* L. 1758) melànica en Catalunya. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*, 24: 4-75. doi: 10.7325/Galemys.2012.N05.
- Barrull J., Mate I., Soler J. 2007. *Atlas dels amfibis i rèptils del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, La Morera de Montsant. 117 pp.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. 3rd ed. Blackwell Science Ltd., Oxford. 1068 pp.
- Bertolino S., Cordero N., Currado I. 2003. Home ranges and habitat use of the garden dormouse (*Eliomys quercinus*) in a mountain habitat in summer. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 49 (Suppl.1): 11-18.
- Boitani L., Fuller T.K. (eds.). 2000. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York. 442 pp.
- Bosch M., Marmi J., Ferrando A., López-Giráldez F., Andrés O., García-Franquesa E., Ponsà M., Kellermann T., Guallar B.,



- Bisbal F., Domingo-Roura X. 2005. Genotipar sin capturar. *Galemys*, 17 (n.e.): 81-102.
- Bridges A.S., Noss A.J. 2011. Behavior and activity patterns. A: O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (eds.), *Camera Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*: 57-69. Springer, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-4-431-99495-4\_5.
- Brock R.E., Kelt D.A. 2004. Conservation and social structure of Stephens' kangaroo rat: implications from burrow-use behavior. *Journal of Mammalogy*, 85 (1): 51-57.
- Brown J.S. 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 22 (1): 37-47. doi: 10.1007/BF00395696.
- Brown J.S. 1999. Vigilance, patch use and habitat selection: Foraging under predation risk. *Evolutionary Ecology Research*, 1 (1): 49-71.
- Brown J.H., Heske E.J. 1990. Temporal changes in a Chihuahuan desert rodent community. *Oikos*, 59 (3): 290-302. doi: 10.2307/3545139.
- Brown J.H., Kodric-Brown A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58 (2): 445-449. doi: 10.2307/1935620.
- Brown J.S., Kotler B.P., Smith R.J., Wirtz W.O. II. 1988. The effects of owl predation on the foraging behavior of heteromyid rodents. *Oecologia*, 76 (3): 408-415. doi: 10.1007/BF00377036.
- Buiria A. 2004. *Caracterització limnològica del riu Montsant. Aplicabilitat a la teoria del riu continu*. Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària, Universitat de Lleida. 100 pp.
- Cabral M.J. (coord.), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L., Santos-Reis M. (eds.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Peixes Dulciaquícolas e Migradores, Anfíbios, Répteis, Aves e Mamíferos*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 659 pp.
- Cabrera A. 1914. *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 441 pp.
- Centeno-Cuadros A. 2009. *Del individuo a la especie: filogeografía y genética del paisaje de la rata de agua (Arvicola sapidus)*. Tesi doctoral. Universidad de Granada, Granada. 170 pp.
- Centeno-Cuadros A., Delibes M., Godoy J.A. 2009a. Phylogeography of Southern water vole (*Arvicola sapidus*): evidence for refugia within the Iberian glacial refugium? *Molecular Ecology*, 18 (17): 3652-3667. doi: 10.1111/j.1365-294X.2009.04297.x.
- Centeno-Cuadros A., Delibes M., Godoy J.A. 2009b. Dating the divergence between Southern and European water voles using molecular coalescent-based methods. *Journal of Zoology*, 279 (4): 404-409. doi: 10.1111/j.1469-7998.2009.00632.x.
- Centeno-Cuadros A., Román J., Delibes M., Godoy J.A. 2011. Prisoners in their habitat? Generalist dispersal by habitat specialists: A case study in Southern water vole (*Arvicola sapidus*). *PLoS ONE*, 6 (9): e24613. doi: 10.1371/journal.pone.0024613.
- Centeno-Cuadros A., Godoy J.A. 2010. Structure, organization and nucleotide diversity of the mitochondrial control region and cytochrome b of southern water vole (*Arvicola sapidus*). *Mitochondrial DNA*, 21 (2): 48-53. doi: 10.3109/19401731003681103.
- Chesson P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31 : 343-366.



- Creel S., Christianson D. 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology and Evolution*, 23 (4): 194-201. doi: 10.1016/j.tree.2007.12.004.
- Cuenca-Bescós G., Agustí J., Lira J., Melero-Rubio M., Rofes J. 2010. A new species of water vole from the Early Pleistocene of Southern Europe. *Acta Palaeontologica Polonica*, 55 (4): 565-580. doi: 10.4202/app.2009.0027.
- Curtis D.J., Rasmussen M.A. 2006. The evolution of cathemerality in Primates and other mammals: A comparative and chronoecological approach. *Folia Primatologica (Basel)*, 77 (1-2): 178-193. doi: 10.1159/000089703.
- Danell K. 1996. Introductions of aquatic rodents: lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildlife Biology*, 2 (3): 213-220.
- De Aguilar-Amat J.B. 1924. Dades per un catàlec dels mamífers de Catalunya. *Trabajos del Museo de Ciencias Naturales de Barcelona*, 7 (4): 3-52.
- De Llano P. 2010. *Esos sabrosos roedores*. El País Semanal n. 1759. Ediciones El País SL. Edició impresa de 13/06/2010.
- Dell'Arte G.L., Laaksonen T., Norrdahl K., Korpimäki E. 2007. Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica*, 31 (3): 276-281.
- Delibes M. 1962. *Las ratas*. Ediciones Destino, Barcelona. 192 pp.
- Denno R.F., Lewis D. 2009. Predator-prey interactions. A: Levin S.A. (ed.), *The Princeton Guide to Ecology*: 202-212. Princeton University Press, Princeton.
- Díaz M. 1992. Rodent seed predation in cereal crop areas of central Spain: effects of physiognomy, food availability, and predation risk. *Ecography*, 15 (1): 77-85. doi:10.1111/j.1600-0587.1992.tb00011.x.
- Díaz M., Torre I., Peris A., Tena L. 2005. Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of genets. *Journal of Mammalogy*, 86 (6): 1178-1185. doi: 10.1644/04-MAMM-A-127R1.1.
- Díaz de la Guardia R., Pretel A. 1978. Karyotype and centric dissociation in water vole *Arvicola sapidus* spp. *sapidus* Miller 1908 (Rodentia, Muridae). *Cellular and Molecular Life Sciences*, 34 (6): 706-708. doi: 10.1007/BF01947271.
- Díaz de la Guardia R., Pretel A. 1979. Comparative study of the caryotypes of two species of water vole: *Arvicola sapidus* and *Arvicola terrestris* (Rodentia, Microtinae). *Caryologia, International Journal of Cytology, Cytosystematics and Cytogenetics*, 32 (2): 183-189. doi: 10.1080/00087114.1979.10796785.
- Echegaray J., Hernando A. 2003. Distribución del coipú *Myocastor coipus* (Molina, 1782) en Guipúzcoa y Navarra: nuevas citas. *Galemys* 15 (1): 61-64.
- Eiris G.C., Barreto G.R. 2009. Home range of marsh rats, *Holochilus sciureus*, a rodent pest in rice fields of Venezuela. *Interciencia*, 34 (6): 400-405.
- Elósegui M.M. 2004. Observación de una rata almizclera, *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) en Ezkurra (Navarra). *Galemys* 16 (1): 63-64.
- Endries M.J., Adler G.H. 2005. Spacing patterns of a tropical forest rodent, the spiny rat (*Proechimys semispinosus*), in Panama. *Journal of Zoology, London*, 265 (2): 147-155. doi: 10.1017/S0952836904006144.
- Erxleben J.C.P. 1777. *Systema regni animalis per classes, ordines, genera, species, varietates: cum synonymia et historia animalium: Classis I. Mammalia*. Impensis Weygandianis, Lipsiae. doi: 10.5962/bhl.title.15933.



- Faus F.V. 1993a. Ciclo reproductor de *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) en el lago de la Albufera (Valencia). *XI Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Jaca*: 83. ZOV-9.
- Faus F.V. 1993b. Análisis poblacional de *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) en el lago de la Albufera (Valencia). *XI Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Jaca*: 84. ZOV-10.
- Faus F.V. 1994. Análisis biométrico de las glándulas odoríferas laterales de *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) en la Albufera de Valencia. *I Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Mollina*: 19.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9 (1): 12-19.
- Feliu C., Gisbert J., Rey I. 1985a. Presencia de *Hymenolepis asymmetrica* Janicki, 1904 (Cestoda: Hymenolepididae) en roedores Ibéricos. Primer hallazgo del helminto en *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Arvicolidae). *Revista Ibérica de Parasitología*, 45 (4): 381-382.
- Feliu C., Torres J., Gallego J., Gosálbez J., Ventura J. 1985b. Primeros datos acerca de la helmintofauna de los roedores del Delta del Ebro (Península Ibérica). *Miscel·lània zoològica*, 9: 55-64.
- Feliu C., Torres J., Gosálbez J., Ventura J., Gracenea M. 1987. Influencias de algunos factores ecológicos sobre la helmintofauna de *Arvicola* spp. (Rodentia: Arvicolidae) en el Nordeste Ibérico. A: Sans-Coma V., Mas-Coma S., Gosálbez J. (eds.), *Mamíferos y Helmintos*: 183-193. Ketres editora, Barcelona.
- Feliu C., Torres J., Gracenea M., Montoliu I. 1990. Noves dades sobre Trematodes digenis paràsits de petits mamífers (Insectívors i Rosegadors) al Delta de l'Ebre. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 58 (Secció Zoologia, 8): 13-17.
- Feliu C., Torres J., Miquel J., Casanova J.C., Ruiz-Olmo J., Palazón S. 1992. Ecological factors conditioning the helminthfauna of *Arvicola sapidus* (Miller, 1908) (Rodentia: Arvicolidae) in the Iberian Peninsula. *Semiaquatische Säugetiere, Wissenschaftliche Beiträge Universität. Halle, 1992*: 98-102.
- Feliu C., Renaud F., Catzefflis F., Hugot J-P., Durand P., Morand S. 1997. A comparative analysis of parasite species richness of Iberian rodents. *Parasitology*, 115 (4): 453-466. doi: 10.1017/S0031182097001479.
- Ferré R. 1999. *Serra de Montsant. Guia itinerària*. Centre de Lectura, Reus. 398 pp.
- Flaquer C., Barrull J., Mate I., Puig X., Arrizabalaga A. 2008. *Estudi dels quiròpters com a control de la plaga de la papallona del raïm (Lobesia botrana) al Montsant. Inventari i seguiment de refugis*. Museu de Ciències Naturals de Granollers i Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 38 pp.
- Flechoso M.F., Alarcos F. 2009. *Corbicula fluminea*, un bivalvo en la dieta de *Arvicola sapidus*. *Galemys*, 21 (1): 82-84.
- Ford R.G., Krumme D.W. 1979. The analysis of space use patterns. *Journal of Theoretical Biology*, 76 (2): 125-155. doi: 10.1016/0022-5193(79)90366-7.
- Forman D.W. 2005. An assessment of the local impact of native predators on an established population of British water voles (*Arvicola terrestris*). *Journal of Zoology*, 266 (3): 221-226. doi: 10.1017/S0952836905006795.
- Framis H., Mate I., Barrull J., Mas G., Baucells J. 2010. El mussel comú. A: Baucells J. (ed.), *Els rapinyaires nocturns de Catalunya: biologia, gestió i*



- conservació de les vuit espècies de rapinyaires nocturns catalans i els seus hàbitats: 65-79. J. Baucells editor, Santa Eulàlia de Ronçana.
- García-Díaz P. Arévalo V., Vicente R., Lizana M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (6): 823-831. doi: 10.1007/s10344-013-0736-5.
- Garde J.M. 1992. *Biología de la rata de agua Arvicola sapidus Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España)*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona. 496 pp.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993a. Depredación y selección intraespecífica de la lechuza común (*Tyto alba Scopoli*) sobre la rata de agua (*Arvicola sapidus* Miller). *Ardeola*, 40 (2): 173-175.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993b. Fluctuación estacional del peso corporal de los machos adultos de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 20 (2): 251-255.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993c. Situación actual de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Revista del Centro de Estudios Merindad de Tudela*, 5: 121-130.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993-1994. Biometría de las glándulas odoríferas laterales de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae). *Miscel.lània Zoològica*, 17: 231-235.
- Garde J.M., Escala M.C. 1995. Peso de los cristalinos y aproximación a la edad en *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae). *Munibe (Ciencias Naturales-Natur Zientziak)*, 47: 129-135.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996a. Reproductive cycle of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) from southern Navarre, Spain. *Acta Theriologica*, 41 (4): 353-365.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996b. Estructura poblacional de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el Sur de Navarra (España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 92 (1-4): 189-194.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996c. Morphometric characteristics and relative growth of the water vole, *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae). *Folia Zoologica*, 45 (3): 227-236.
- Garde J.M., Escala M.C. 1997. Cranial biometrics of the water vole, *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae). *Folia Zoologica*, 46 (3): 201-216.
- Garde J.M., Escala M.C. 1999. Coats and moults of the water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolinae) in southern Navarra (Spain). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 64 (6): 332-343.
- Garde J.M., Escala M.C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia Zoologica*, 49 (4): 287-293.
- Garde J.M., Escala M.C., Moraza M.L. 1999. Infestation of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia: Arvicolidae) by *Polyplax spinigera* Burmeister, 1839 (Insecta: Anoplura) in southern Navarra (Spain). *Research and Reviews in Parasitology*, 59 (3/4): 113-116.
- Garde J.M., Escala M.C., Ventura J. 1993. Determinación de la edad relativa en la rata de agua meridional, *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 20 (2): 266-276.
- Garzón J. 1969. Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 14: 97-130.
- González J., Villate I. 2009. Situación actual de las poblaciones de coipú y rata almizclera en Gipuzkoa y Navarra.





- Resúmenes IX Jornadas SECEM, Bilbao:* 96.
- Gosàlbez J. 1976. *Contribución al conocimiento de los roedores del nordeste de la Península Ibérica y su interés biológico*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, Barcelona. 442 pp.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i Catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona. 241 pp.
- Gosàlbez J., López-Fuster M.J., Götzens G., Sans-Coma V. 1985. El poblament dels petits mamífers (Insectívora i Rodentia) a Catalunya. Requeriments ambientals i distribució geogràfica. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 52 (Secció Zoologia, 6): 209-230.
- Gou J. 1890. Fauna de la encontrada de Banyolas. A: Aficionados de la vila de Banyolas (eds.), *Calendari-Guia de Banyolas y sa Comarca per l'any del Senyor de 1891*: 95-96. Estampa La Renaixença, Barcelona.
- Graells M.P. 1897. *Fauna Mastodològica Ibérica*. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, tomo XVII. Imprenta de Luis Aguado, Madrid. 880 pp.
- Grant P.R. 1972. Interspecific competition among rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 79-106.
- Guichón M.L. 2003. *Distribución espacial, comportamiento y estructura de poblaciones del coipo Myocastor coypus en la cuenca del río Luján (Buenos Aires, Argentina)*. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 69 pp.
- Guichón M.L., Benítez V.B., Abba A., Borgnia M., Cassini M.H. 2003. Foraging behaviour of coypus *Myocastor coypus*: why do coypus consume aquatic plants? *Acta Oecologica*, 24 (5): 241-246. doi: 10.1016/j.actao.2003.08.001.
- Gutiérrez-Expósito C., Calzada J. 2004. Guía de indicios de los mamíferos. El coipú *Myocastor coypus* (Molina, 1782). *Galemys* 20 (2): 45-50.
- Halle S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica (Basel)*, 77 (1-2): 15-26. doi: 10.1159/000089693.
- Halle S., Stenseth N.C. 2000. Introduction. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*, Ecological Studies, 141, Section III: 3-17. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_1.
- Halle S., Weinert D. 2000. Measuring and analysing activity of small mammals in the laboratory and in the field. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 285-312. Ecological Studies, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_18.
- Hanski I., Henttonen H., Korpimäki E., Oksanen L., Turchin P. 2001. Small-rodents dynamics and depredation. *Ecology*, 82 (6): 1505-1520. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1505:SRDAP]2.0.CO;2.
- Harper G.A., Dickinson K.J.M., Seddon P.J. 2005. Habitat use by three rat species (*Rattus* spp.) on Stewart Island/Rakiura, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 29 (2): 251-260.
- Harris D.B., Gregory S.D., Macdonald D.W. 2006. Space invaders? A search for patterns underlying the coexistence of alien black rats and Galápagos rice rats. *Oecologia*, 149 (2): 276-288. doi: 10.1007/s00442-006-0447-7.
- Harris D.B., Macdonald D.W. 2007. Interference competition between introduced black rats and endemic Galápagos rice rats. *Ecology*, 88 (9): 2330-2344. doi: 10.1890/06-1701.1.



- Hernández C. 2000. Cocina mediterránea. La historia nos da la razón. *Distribución y Consumo* 50: 109-112.
- Hicks N.G., Menzel M.A., Laerm J. 1998. Bias in the determination of temporal activity patterns of syntopic *Peromyscus* in the Southern Appalachians. *Journal of Mammalogy*, 79 (3): 1016-1020. doi: 10.2307/1383110.
- Hughes J.J., Ward D. 1993. Predation risk and distance to cover affect foraging behaviour in Namib Desert gerbils. *Animal Behaviour*, 46 (6): 1243-1245. doi:10.1006/anbe.1993.1320.
- Iglesias R., Rey J., Sanmartín M.L., Álvarez M.F., Bos J., Núñez A., Estévez J. 1992. Helmintofauna de *Arvicola sapidus* (Miller, 1908) en Galicia (N.O. de España). A: Hernández S. (ed.), *In memoriam al profesor doctor D. Francisco de Paula Martínez Gómez*: 385-406. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- UICN France, MNHN, SFEPM, ONCPS. 2009. *La liste des espèces menacées en France – Mammifères de France métropolitaine*. UICN France – MNHN. Paris. 11 pp.
- Jordan M., Netherton C. 1999. The ecology of lowland river water vole (*Arvicola terrestris*) populations and key considerations for conducting mitigation works. A: Keeble V., Chase Grey J. (eds.), *Proceedings of the Water Vole Conference 16th October 1999*: 26–31. People's Trust for Endangered Species, London.
- Kalcounis-Rüppell M.C., Millar J.S. 2002. Partitioning of space, food, and time by syntopic *Peromyscus boylii* and *P. californicus*. *Journal of Mammalogy*, 83 (2): 614–625.
- Klemola T., Koivula M., Korpimäki E., Norrdahl K. 1997. Small mustelid predation slows population growth of *Microtus* voles: a predator reduction experiment. *Journal of Animal Ecology*, 66 (5): 607–614. doi: 10.2307/5914.
- Korpimäki E., Krebs C.J. 1996. Predation and population cycles of small mammals. *Bioscience*, 46 (10): 754-764.
- Kosicki J.Z., Profus P., Dolata P.T., Tobółka M. 2006. Food composition and energy demand of the White Stork *Ciconia ciconia* breeding population. Literature survey and preliminary results from Poland. A: Tryjanowski P., Sparks T.H., Jerzak L. (eds.), *The white stork in Poland: studies in biology, ecology and conservation*: 169-183. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Kotler B.P., Brown J.S., Hasson O. 1991. Factors affecting gerbil foraging behavior and rates of owl predation. *Ecology*, 72 (6): 2249–2260. doi: 10.2307/1941575.
- Kotler B.P., Brown J.S., Mitchell W.A. 1994. The role of predation in shaping the behaviour, morphology and community organisation of desert rodents. *Australian Journal of Zoology*, 42 (4): 449–466. doi: 10.1071/ZO9940449.
- Krebs C.J., Lambin X., Wolff J.O. 2007. Social behavior and self-regulation in Murid rodents. A: Wolff J.O., Sherman P.W., *Rodent Societies: An Ecological & Evolutionary Perspective*: 173-181. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Kronfeld-Schor N., Dayan T. 2008. Activity patterns of rodents: the physiological ecology of biological rhythms. *Biological Rhythm Research*, 39 (3): 193-211. doi: 10.1080/09291010701683268.
- Lacy R.C., Lindenmayer D.B. 1995. A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia), in South-Eastern Australia. II. Loss of genetic variation within and between subpopulations. *Biological Conservation*, 73 (2): 131-142.
- Lafontaine L. 2005. *Loutre et autres mammifères aquatiques de Bretagne*. Les cahiers naturalistes de Bretagne.



- Groupe Mammalogique Breton, Sizun. 160 pp.
- Lambin X., Le Bouille D., Oliver M.K., Sutherland C., Tedesco E., Douglas A. 2012. High connectivity despite high fragmentation: iterated dispersal in a vertebrate metapopulation. A: Clobert J., Baguette M., Benton T.G., Bullock J.M. (eds.), *Dispersal ecology and evolution*: 405-412. Oxford University Press, Oxford.
- Lambin X., Telfer S., Cosgrove P., Alexander G. 1996. Survey of water voles and mink on the rivers Don and Ythan. *Report to Scottish Natural Heritage 70/96/F1A/007*. 35 pp.
- Larrucea E.S., Brussard P.F. 2009. Diel and seasonal activity patterns of pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*). *Journal of Mammalogy*, 90 (5): 1176-1183. doi: 10.1644/08-MAMM-A-272.1.
- Laurie E.M.O. 1946. The coypu (*Myocastor coypus*) in Great Britain. *Journal of Animal Ecology*, 15 (1): 22-34. doi: 10.2307/1622.
- Le Louarn H., Quéré J.-P. 2003. *Les rongeurs de France. Faunistique et Biologie*. 2<sup>e</sup> ed. I.N.R.A. Éditions, Paris. 256 pp.
- Le Louarn H., Saint-Girons M.-C. 1977. *Les rongeurs de France. Faunistique et Biologie*. Annales de Zoologie-Écologie Animale. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA.), Paris. 164 pp.
- Leaver L.A., Daly M. 2003. Effect of predation risk on selectivity in heteromyid rodents. *Behavioural Processes*, 64 (1): 71-75. doi: 10.1016/S0376-6357(03)00108-6.
- Lima S.L. 1998. Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the Study of Behavior*, 27: 215-290. (Volum especial: Møller A.P., Milinski M., Slater P.J.B. Slater (eds.). *Stress and behavior*. Academic Press, San Diego).
- Lima S.L., Dill L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68 (4): 619-640. doi: 10.1139/z90-092.
- Lindenmayer D.B., Lacy R.C. 1995. Metapopulation viability of leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri*, in fragmented old-growth forests. *Ecological Applications*, 5 (1): 164-182.
- Llach Ll. 1979. *Poemes i cançons*. Col·lecció Poesia, n.20. Tres i Quatre, València. 218 pp.
- Longland W.S., Price M.V. 1991. Direct observations of owls and heteromyid rodents: Can predation risk explain microhabitat use? *Ecology*, 72 (6): 2261-2273. doi: 10.2307/1941576.
- López J.M., Morales J.I. 2007. Análisis preliminar de los roedores (Mammalia) del nivel Nb del Abric Romani (Capellades, Barcelona). A: Almécija S., Casanovas-Vilar I., Furió M., Madurell J., Marmi J., Vila B. (eds.), *Actas del III Encuentro de Jóvenes Investigadores en Paleontología*: 95-103.
- Ludwig D.R., Anderson P.K. 2009. Metapopulation biology: *Microtus richardsoni* in the Rocky Mountain front range of Alberta. *Northwestern Naturalist*, 90 (1): 1-16. doi: 10.1898/1051-1733-90.1.1.
- Luque-Larena J.J., López P., Gosálbez J. 2004. Spacing behavior and morphology predict promiscuous mating strategies in the rockdwelling snow vole, *Chionomys nivalis*. *Canadian Journal of Zoology*, 82 (5): 1051-1060. doi: 10.1139/Z04-083.
- Macdonald D.W., Harrington L.A. 2003. The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology*, 30 (4): 421-441. doi: 10.1080/03014223.2003.9518350.



- MacPherson J.L., Bright P.W. 2011. Metapopulation dynamics and a landscape approach to conservation of lowland water voles (*Arvicola amphibius*). *Landscape Ecology*, 26 (10): 1395–1404. doi: 10.1007/s10980-011-9669-0.
- Macías M. 1993. *Els mamífers de la Garrotxa*. Llibres de Batet, Olot. 348 pp.
- Mappes T., Ylönen H. 1997. Reproductive effort of female bank voles in a risky environment. *Evolutionary Ecology*, 11 (5): 591–598. doi: 10.1007/s10682-997-1514-1.
- Martínez J.A., Zuberogoitia I. 2001. The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142 (2): 204–211. doi: 10.1007/BF01651788.
- Massip J.M. 1984. Consideracions històrico-faunístiques del treball "Fauna de la encontrada de Banyolas" de Josep Gou i Molinas en l'any 1891. *Revista de Girona*, 109: 217–223.
- Mate I., Barrull J. 2008. *La rata d'aigua, Arvicola sapidus, al Parc Natural de la Serra de Montsant. I. Distribució i estima poblacional*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 62 pp.
- Mate I., Barrull J. 2009. *La rata d'aigua, Arvicola sapidus, al Parc Natural de la Serra de Montsant. II. Seguiment poblacional i selecció d'hàbitat*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 52 pp.
- Mate I., Barrull J. 2010. Primera cita de visón americano *Neovison vison* (Schreber, 1777) en el Rió Montsant (Tarragona). *Galemys* 22 (2): 63–65.
- Mate I., Barrull J. 2012. First documented attack of southern water vole *Arvicola sapidus* Miller, 1908 on a viperine snake *Natrix maura* (Linnaeus, 1758), on the Montsant river (NE Iberian Peninsula). *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*, 24: 91–92. doi: 10.7325/Galemys.2012.N10.
- Mate I., Barrull J., Puig X., Flaquer C. 2007. *Inventari de cavitats i habitatges utilitzats com a refugi pels Quiròpters al Parc Natural de la Serra de Montsant. Campanya 2007*. Museu de Ciències Naturals de Granollers i Parc Natural de la Serra del Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 73 pp.
- Mate I., Barrull J., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J., Salicrú M. 2015. Spatial organisation and intra-specific relationships of the Southern water vole *Arvicola sapidus* in a Mediterranean mid-mountain river. What is the role of habitat quality? (sota revisió)
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25–37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Mate I., Barrull J., Soler J. 2006. *Atles dels amfibis i rèptils del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 78 pp.
- Mathewson H.A., Morrison M.L. 2015. The misunderstanding of habitat. A: Morrison M.L., Mathewson H.A., *Wildlife habitat conservation. Concepts, challenges and solutions*: 3–8. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Melero Y., Aymerich P., Luque-Larena J.J., Gosálbez J. 2012. New insights into social and space use behaviour of the endangered Pyrenean desman (*Galemys pyrenaicus*). *European Journal of Wildlife Research*, 58 (1): 185–193. doi: 10.1007/s10344-011-0561-7.



- Melero Y., Plaza M., Santulli G., Saavedra D., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Palazón S. 2012. Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodiversity & Conservation*, 21 (7): 1975-1809. doi: 10.1007/s10531-012-0277-3.
- Meserve P.L., Gutiérrez J.R., Jaksić F.M. 1993. Effects of vertebrate predation on a caviomorph rodent, the degu (*Octodon degus*), in a semiarid thorn scrub community in Chile. *Oecologia*, 94 (2): 153-158. doi: 10.1007/BF00341311.
- Miller G.S. 1908. XXXI. Eighteen new European Voles. *Annals and Magazine of Natural History*, 1 (2): 194-208. doi: 10.1080/00222930808692384.
- Minteer B.A., Collins J.P. 2005. Ecological ethics: building a new tool kit for ecologists and biodiversity managers. *Conservation Biology*, 19 (6): 1803-1812. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00281.x.
- Montoliu I., Gracena M., Feliu C., Torres J. 1987. *Psilotrema spiculigerum* (Mühling, 1898) (Trematoda: Psilostomidae), parásito intestinal de *Arvicola sapidus* (Miller, 1908) (Rodentia: Arvicolidae) en el Delta del Ebro (NE de la Península Ibérica). *Revista Ibérica de Parasitología*, 47 (4): 341-345.
- Moorhouse T. 2014. *The rising*. Oxford University Press, Oxford. 232 pp.
- Morris D.W. 1987. Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs*, 57 (4): 269-281. doi: 10.2307/2937087.
- Morris D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1-13. doi: 10.1007/s00442-003-1241-4.
- Morris D.W., Davidson D.L. 2000. Optimally foraging mice patch use with habitat differences in fitness. *Ecology*, 81 (8): 2061-2066. doi: 10.1890/0012-9658(2000)081[2061:OFMMPU]2.0.CO;2.
- Morrison M.L., Marcot B.G., Mannan R.W. 2006. *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. 3<sup>rd</sup> edition. Island Press, Washington D.C. 520 pp.
- Nadal J., Palaus X. 1967. Micromamíferos hallados en egagrópilas de *Tyto alba*. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 42: 5-15.
- Neyland P., Guest D., Hipkin C., Forman D. 2010. Monitoring wetland mammals: An ecological case study. A: Hurford C., Schneider M., Cowx I. (eds.), *Conservation monitoring in freshwater habitats: a practical guide and case studies*: 291-305. Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht-Heidelberg-London-New York. doi: 10.1007/978-1-4020-9278-7\_26
- Norrdahl K., Korpimäki E. 1998. Does mobility or sex of voles affect risk of predation by mammalian predators? *Ecology*, 79 (1): 226-232. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[0226:DMOSOV]2.0.CO;2.
- Norrdahl K., Korpimäki E. 2000. Do predators limit the abundance of alternative prey? Experiments with vole-eating avian and mammalian predators. *Oikos*, 91 (3): 528-540.
- Nos R. 1961. Estudio de los ovillos regurgitados por una pareja de *Tyto alba* en la comarca de La Maresma (Prov. de Barcelona). *Miscel·lània Zoològica*, 1 (4): 139-146.
- Orians G.H., Wittenberger J.F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist*, 137 (Supplement: Habitat Selection): 29-49.
- Orrock J.J., Dill L.M., Sih A., Grabowski J.H., Peacor S.D., Peckarsky B.L., Preisser E.L., Vonesh J.R., Werner E.E. 2010. Predator effects in predator-free space: the remote effects of predators on prey. *The*



- Open Journal of Ecology*, 2010 (3): 22-30. doi: 10.2174/1874213001003030022. 85 (1): 1023-1030. doi: 10.1016/j.anbehav.2011.02.007.
- Orta J., Ruiz-Olmo J. 1987. *Estudi sobre l'embassament de Margalef al riu Montsant. I. Estudi de l'impacte sobre els sistemes naturals*. Servei de Protecció e la Natura - Direcció General de Política Forestal - Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Generalitat de Catalunya, Barcelona. 55 pp.
- Owen-Smith N. 2003. Foraging behavior, habitat suitability, and translocation success, with special reference to large mammalian herbivores. A: Festa-Bianchet M., Apollonio M. (eds.), *Animal Behaviour and Wildlife Conservation*: 93-109. Island Press, Washington.
- Pascual R. 2002. *Montsant. Patrimoni natural i paisatge*. Migdia Serveis Culturals CB, Cornudella de Montsant. 214 pp.
- Pascual R. 2007. *Flora de la serra de Montsant. Vol 1*. Rafael Dalmau editor, Barcelona. 671 pp.
- Pérez-Aranda D. 2009. *Biología, ecología, genética y conservación del topillo nival (Chionomys nivalis) en Peñalara y en Sierra Nevada*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid. 373 pp.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 651-662. doi: 10.1007/s10344-009-0360-6.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011a. Assessing habitat differentiation between coexisting species: The role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37 (2): 124-132. doi: 10.1016/j.actao.2011.01.006.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011b. Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Animal Behaviour*, 85 (1): 1023-1030. doi: 10.1016/j.anbehav.2011.02.007.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2013. Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: the case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PLoS ONE*, 8 (7): e69976. doi: 10.1371/journal.pone.0069976.
- Primack R.B., Ros J. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel, Barcelona. 375 pp.
- Rettie W.J., McLoughlin P.D. 1999. Overcoming radiotelemetry bias in habitat selection studies. *Canadian Journal of Zoology*, 77 (8): 1175-1184. doi: 10.1139/z99-079.
- Rigaux P. 2007. *Le campagnol amphibie Arvicola sapidus dans le bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme et Creuse). Etat de la population, influence de facteurs naturels et anthropiques, et apport général à l'étude des populations*. Groupe Mammalogique d'Auvergne, rapport d'étude. 66 pp.
- Rigaux P. 2015. *Les campagnols aquatiques en France - Histoire, écologie, bilan de l'enquête 2009-2014*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. 164 pp.
- Rigaux P., Chalbos M., Auvity F., Braure E., Trouillet S. 2009. *Éléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du campagnol amphibie (Arvicola sapidus): exemple de trois sites en Auvergne*. Group Mammalogique d'Auvergne, rapport d'étude. 22 pp.
- Rigaux P., Charruau P. 2009. *Éléments pour l'étude du Campagnol amphibie (Arvicola sapidus) et des facteurs de sa répartition. Exemple du bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme, Creuse)*. *Arvicola*, 19 (1) : 21-25.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*.



- Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Consultat 17/11/2011.
- Román J. 2003. Hábitat y hábitos de la rata de agua (*Arvicola sapidus*) durante el periodo de sequía estival en Doñana. *Resúmenes VI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos, Ciudad Real*: 150.
- Román J. 2007a. *Historia natural de la rata de agua Arvicola sapidus en Doñana*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 194 pp.
- Román J. 2007b. Rata de agua, *Arvicola sapidus*, Miller 1908. Ficha Libro Rojo. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y libro rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 408-409. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Román J. 2010. *Manual de campo para un sondeo de rata de agua (Arvicola sapidus)*. Colección Manuales de Mastozoología. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga. 36 pp.
- Román J. 2012. I Sondeo Nacional de rata de agua (13/06/2012). A: El Rateador [Bloc]. <elrateador.blogspot.com.es>. Consultat: 7/08/2012.
- Román J., Delibes M. 2010. *La rata de agua (Arvicola sapidus) en Andalucía occidental*. SECEM - Obra Social de Cajasol, Sevilla. 81 pp.
- Ronkainen H., Ylönen H. 1994. Behaviour of cyclic bank voles under risk of mustelid predation: do females avoid copulations? *Oecologia*, 97 (3): 377-381. doi: 10.1007/BF00317328.
- Rosalino L.M., Ferreira D., Leitão I., Santos-Reis M. 2011. Selection of nest sites by wood mice *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean agro-forest landscape. *Ecological Research*, 26 (2): 445-452. doi: 10.1007/s11284-010-0797-9.
- Rovero F., Tobler M., Sanderson J. 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. A: Eymann J., Degreef J., Häuser CH., Monje J.C., Samyn Y., VandenSpiegel D. (eds), *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring, vol. 8, part 1*: 100-128. ABC Taxa, the series of manuals dedicated to capacity building in Taxonomy and collection management. The Belgian Development Cooperation.
- Ruxton G.D., Lima S.L. 1997. Predator-induced breeding suppression and its consequences for predator-prey population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 264 (1380): 409-415. doi: 10.1098/rspb.1997.0058.
- Ryder S.R. 1962. *Water voles*. Animals of Britain series, No 4. The Sunday Times, London. 24 pp.
- Saint-Girons M.-C. 1973. *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin, Paris. 481 pp.
- Salsamendi E., Latierro L., O'Brien J. 2009. Current distribution of the coypu (*Myocastor coypus*) in the Basque Autonomous Community, Northern Iberian Peninsula. *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* (n.s.), 20 (2): 155-160. doi: 10.4404/hystrix-20.2-4446.
- Santos S., Carvalho F., Marques C., Nunes A.C., Santos M.J., Figueiredo C., Mira A., Mathias L. 1999. Datos preliminares sobre la distribución y selección del microhábitat por la rata de agua (*Arvicola sapidus*) en el centro de Portugal. *Resúmenes IV Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Segovia, 5-7 diciembre 1999*: 140.
- Santos S.M., Lourenço R.F., Mathias M.L., Mira A.P. 2010. Spatial and temporal ecology of the Lusitanian pine vole (*Microtus lusitanicus*) in a Mediterranean polyculture. *Animal*



- Biology*, 60 (2): 209-227. doi: 10.1163/157075610X496306.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T & AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Schoener T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185 (4145): 27-39. doi: 10.1126/science.185.4145.27.
- Schooley R.L., Branch L.C. 2006. Space use by round-tailed muskrats in isolated wetlands. *Journal of Mammalogy*, 87 (3): 495-500. doi: 10.1644/05-MAMM-A-249R1.1.
- Shahrul A.M.S. 1998. *Spacing pattern and matting system in water voles (Arvicola terrestris) in north-east Scotland*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 199 pp.
- Shibata F., Kawamichi T., Nishibayashi K. 2004. Daily rest-site selection and use by the Japanese dormouse. *Journal of Mammalogy*, 85 (1): 30-37. doi: 10.1644/BPR-007.
- Simonnet F. 2010. La loutre et les mammifères semi-aquatiques en Bretagne. *Eau et Rivières de Bretagne - Colloque 2010 - La biodiversité des milieux aquatiques de Bretagne*: 21-29.
- Sinclair A.R.E., Olsen P.D., Redhead T.D. 1990. Can predators regulate small mammal populations? Evidence from house mouse outbreaks in Australia. *Oikos*, 59 (3): 382-392. doi: 10.2307/3545150.
- Skyrienė G., Paulauskas A. 2012. Distribution of invasive muskrats (*Ondatra zibethicus*) and impact on ecosystem. *Ekologija*, 58 (3): 357-367.
- Soler J., Amill I., Martínez A., Barrull J., Mate I. 2006. Nuevos datos de distribución para 9 especies de reptiles en la Comarca del Priorat (sudoeste de Cataluña). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 17 (2): 66-73.
- Stoddart D.M. 1969. Daily activity cycle of the water vole (*Arvicola terrestris*). *Journal of Zoology, London*, 159 (4): 538-540. doi: 10.1111/j.1469-7998.1969.tb03909.x
- Strachan R. 1997. *Water voles*. Whittet Books Ltd., London. 96 pp.
- Sutherland C. 2013. *A quantitative investigation of metapopulation dynamics in a naturally fragmented population of water voles Arvicola amphibius*. Tesi doctoral, University of Durham, Durham. 172 pp.
- Sutherland C., Elston D.A., Lambin X. 2012. Multi-scale processes in metapopulations: contributions of stage structure, rescue effect, and correlated extinctions. *Ecology*, 93 (11): 2465-2473. doi: 10.1890/12-0172.1.
- Tallés A.B. 1982. Vegetales y animales en el juego infantil. *Narria: Estudios de artes y costumbres populares* 28: 27-28.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68 (3): 571-573. doi: 10.2307/3544927.
- Telfer S., Holt A., Donaldson R., Lambin X. 2001. Metapopulation processes and persistence in remnant water vole populations. *Oikos*, 95 (1): 31-42. doi: 10.1034/j.1600-0706.2001.950104.x.
- Torres-Martínez J.F. 2003. Recursos naturales y economía de los cántabros de la Edad del Hierro. *Complutum*, 14: 169-196.
- Valverde J.A. 1967. *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres*. Monografías de Ciencia Moderna. No. 76. Monografías de la





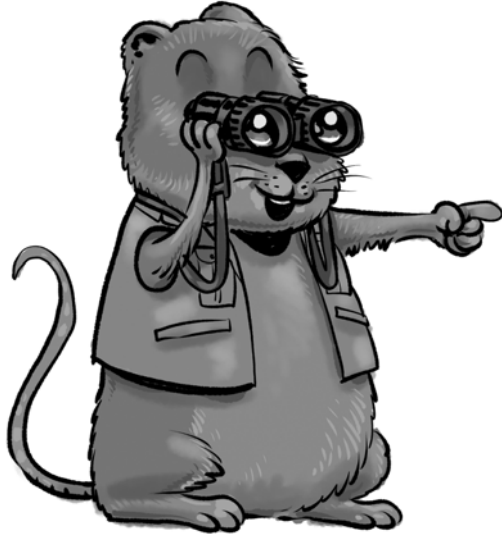
- Estación Biológica de Doñana, 1. C.S.I.C., Madrid. 219 pp.
- Van der Ree R., Bennett A.F. 2003. Home range of the squirrel glider (*Petaurus norfolcensis*) in a network of remnant linear habitats. *Journal of Zoology, London*, 259 (4): 327-336. doi: 10.1017/S0952836902003229.
- Ventura J. 1988. *Contribución al conocimiento del género Arvicola Lacépède, 1799, en el nordeste de la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona, Barcelona. 590 pp.
- Ventura J. 1990. Datos biométricos sobre los huesos largos y la escápula de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 86: 55-64.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ventura J., Garde J.M., Escala M.C. 1994. A method for sex determination in the southwestern water vole, *Arvicola sapidus* using the innominate bone. *Folia Zoologica-Praha*, 43 (3): 225-229.
- Ventura J., Gosálbez J. 1986. Características morfológicas y criterios de discriminación sexual del coxal de *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae). *Publicaciones del Departamento de Zoología, Barcelona*, 12: 117-128.
- Ventura J., Gosálbez J. 1987. Reproductive biology of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 52 (6): 364-371.
- Ventura J., Gosálbez J. 1990. Características de los pelajes y las mudas en *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 17 (1): 3-15.
- Ventura J., Gosálbez J. 1992. Datos sobre la estructura poblacional de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia: Arvicolidae) del Delta del Ebro. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 60 (Secció de Zoologia, 9): 133-137.
- Ventura J., Gosálbez J., López-Fuster M.J. 1989. Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zoologischer Anzeiger*, 223 (5/6): 283-290.
- Vidal T., Delibes M. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el suroeste de Galicia y noroeste de Portugal. *Ecología*, 1: 142-152.
- Ward J.P.Jr., Gutiérrez R.J., Noon B.R. 1976. Habitat selection by Northern spotted owls: the consequences of prey selection and distribution. *The Condor*, 100: 79-92.
- Williams B.K., Nichols J.D., Conroy M.J. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, London. 817 pp.
- Willner G.R., Feldhamer G.A., Zucker E.E., Chapman J.A. 1980. *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1758), muskrat. *Mammalian Species* no. 141: 1-8. The American Society of Mammalogists.
- Wilson E.O. 2013. *Letters to a young scientist*. Liveright Publishing Corporation, New York-London. 245 pp.
- Wilson D.E., Reeder D.M. 2005. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Volume 2. 3rd edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 1399 pp.
- Ylönen H., Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., Heikkilä J. 1992. Antipredatory behaviour of *Clethrionomys voles* - 'David and Goliath' arms race. *Annales Zoologici Fennici*, 29 (4): 207-216.



(Volum especial: Ylönen H., Magnhagen C. (eds.), *Predation risk and behavioural adaptations of prey: ecological and*

*evolutionary consequences*. Symposium held at Konnevesi Research Station, 25–29 November 1991).





## 2. Objectius



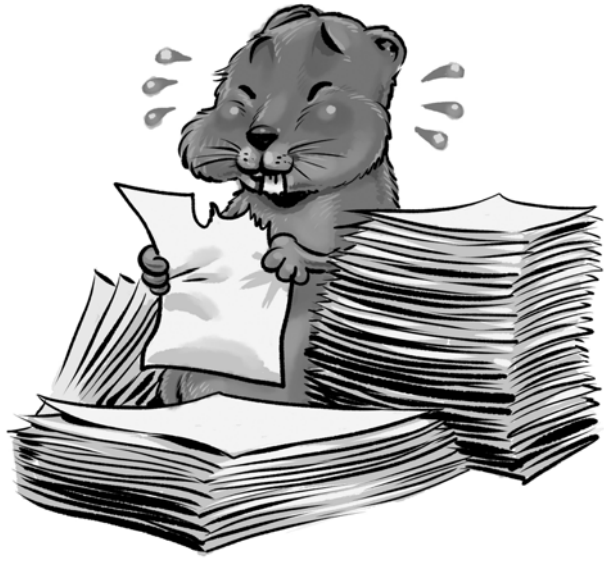
## 2. Objectius

Els objectius del present treball són:

1. Identificar les característiques de l'hàbitat que condicionen la distribució espacial de la rata d'aigua meridional en el riu Montsant, i classificar les condicions d'entorn en òptimes, subòptimes i hostils, d'acord amb la distribució de presències i absències de l'espècie observades en els trams prospectats.
2. Identificar els principals depredadors de la rata d'aigua meridional i classificar-los segons el perfil de la seva dieta, establir la importància quantitativa de l'espècie en la dieta d'aquests depredadors, i avaluar-ne l'impacte potencial.
3. Identificar i avaluar les possibles interferències en el patró d'activitat entre la rata d'aigua meridional i la rata negra (única espècie susceptible d'establir, *a priori*, relacions de competència amb l'arvicolí al riu Montsant). El contrast del patró d'activitat en zones compartides i no compartides ha de permetre inferir el grau de competència/coexistència i, si s'escau, els potencials efectes perniciosos de l'espècie dominant sobre la dominada.
4. Determinar les mides dels espais vitals ocupats i utilitzats per la rata d'aigua meridional en un tram del riu Montsant que presenta un mosaic de diferents condicions d'hàbitat. Relacionar les mides de l'espai vital (superfície i longitud) amb la qualitat de l'hàbitat, i descriure el comportament social que s'estableix entre individus, dins d'un grup i entre grups.
5. Integrar els resultats obtinguts en cada àmbit per tal de millorar el coneixement de la biologia de la rata d'aigua meridional, i emprar aquest coneixement per a orientar les accions de conservació i recuperació de l'espècie.







### **3. Informe dels directors**





### 3. Informe dels directors

La doctoranda *Isabel Mate i Alonso* presenta la seva tesi doctoral titulada “**Ecologia espaciotemporal i relacions intra- i interespecífiques de la rata d'aigua (*Arvicola sapidus*) en un ambient ripari de muntanya mediterrània**”. Els directors de tesi, el Dr. Joaquim Gosàlbez Noguera, el Dr. Jordi Ruiz Olmo, i el Dr. Miquel Salicrú Pagès, informen que aquesta tesi doctoral s’ha articulada al voltant de cinc treballs, dos d’ells publicats recentment en revistes científiques internacionals incloses al *Science Citation Index* (Zoology Category: *Acta Theriologica*, *Mammal Review*), dos sotmesos actualment a revisió en revistes científiques internacionals incloses al *Science Citation Index* (Zoology Category: *Mammalia*, i *Mammal Research*), i un sotmès a revisió en la revista *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*.

La informació corresponent als 5 articles presentats com a cos de la tesi, el factor d’impacte de les revistes en l’any de presentació de la tesi (*Thompson Institute for Scientific Information*) i la contribució científica de la doctoranda en cadascun dels articles es detalla a continuació:

- [1] **Mate I.**, Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.

Factor d’impacte (2014): **1.200** (Q2, 66/153)

Contribució científica:

Disseny del treball: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

Mostreig i anàlisi de mostres: **IM**, JB.

Anàlisi de resultats: **IM**, MS.

Redacció del manuscrit: **IM**.

Revisió del manuscrit: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

- [2] **Mate I.**, Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015. The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of predators: A review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40. doi: 10.1111/mam.12030.



Factor d'impacte (2014): **4.256** (Q1, 3/153)

Contribució científica:

Disseny del treball: **IM**, JB, JG, JRO, MS

Mostreig i anàlisi de mostres: **IM**, JB.

Anàlisi de resultats: **IM**, JB, MS

Redacció del manuscrit: **IM**.

Revisió del manuscrit: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

- [3] **Mate I.**, Barrull J., Salicrú J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J. 2015. Coexistence of southern water vole (*Arvicola sapidus*) and black rat (*Rattus rattus*) in a Mediterranean mountain river: a pilot study. *Mammalia*. Sotmès a revisió.

Factor d'impacte (2014): **0.828** (Q4, 119/153)

Contribució científica:

Disseny del treball: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

Mostreig i anàlisi de mostres: **IM**, JB.

Anàlisi de resultats: **IM**, MS.

Redacció del manuscrit: **IM**.

Revisió del manuscrit: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

- [4] **Mate I.**, Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015. Activity timing of southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller, 1908) in summer. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy*. Sotmès a revisió.

Factor d'impacte (2014): -

Contribució científica:

Disseny del treball: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

Mostreig i anàlisi de mostres: **IM**, JB.

Anàlisi de resultats: **IM**, MS.

Redacció del manuscrit: **IM**.

Revisió del manuscrit: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

- [5] **Mate I.**, Barrull J., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J., Salicrú J. 2015. Spatial organisation and intra-specific relationships of the southern water vole (*Arvicola sapidus*) in a



Mediterranean mountain river. What is the role of habitat quality? *Mammal Research*.  
Sotmès a revisió.

Factor d'impacte (2014): **1.200** (Q2, 66/153)

Contribució científica:

Disseny del treball: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

Mostreig i anàlisi de mostres: **IM**, JB.

Anàlisi de resultats: **IM**, MS.

Redacció del manuscrit: **IM**.

Revisió del manuscrit: **IM**, JB, JG, JRO, MS.

A més, certifiquem que cap dels articles ha estat utilitzat en altres tesis doctorals.

Barcelona, a 28 de setembre de 2015.

Dr. Joaquim Gosàlbez  
Noguera

Dr. Jordi Ruiz Olmo

Dr. Miquel Salicrú  
Pagès





*“Amagaba la primavera y los morrales eran cada vez más exiguos y laboriosos. Ningún año ocurrió así. Las ratas abundaban en el arroyo –a veces hasta cinco o seis en una hora – y raro era el día que el tío Ratero no conseguía un morral de tres docenas. Ahora, a duras penas lograban la tercera parte.”*

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**

**Cap. 10**





"Año tras año, al llegar la primavera, el cauce reverdecía, las junqueras se estiraban de nuevo, los carrizos se revestían de hojas lanceoladas y las mazorcas de las espadañas reventaban inundando los campos con las blancas pelusas de los vilanos. La pegajosa fragancia de la hierbabuena loca y la florecilla apretada de las berreras, taponando las sendas, imposibilitaban a la perra todo intento de persecución. Había llegado el momento de la veda y el tío Ratero, respetando el celo de las ratas, se recogía en su cueva hasta el próximo otoño."

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**  
Cap. 4



**Selecció de l'hàbitat de la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*) en ambients riparis de muntanya mediterrània: una eina per a la conservació de l'espècie**





## Capítol 4.1

### **Selecció de l'hàbitat de la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*) en ambients riparis de muntanya mediterrània: una eina per a la conservació de l'espècie**

**Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian  
environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the  
species**

Isabel Mate\*<sup>1</sup>, Joan Barrull<sup>1</sup>, Miquel Salicrú<sup>2</sup>, Jordi Ruiz-Olmo<sup>3</sup>, Joaquim Gosàlbez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Biologia Animal, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

<sup>2</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Estadística, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

<sup>3</sup> Departament d'Agricultura i Medi Natural, Doctor Roux 80, 08017 Barcelona.

Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica* 58 (1): 25-37.

doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.



#### 4.1.0. Resum

La rata d'aigua meridional, *Arvicola sapidus*, es una espècie endèmica de la Península Ibèrica i França. Malgrat estar catalogada com a vulnerable, els coneixements que es tenen sobre l'espècie son insuficients per establir mesures destinades a la seva conservació i recuperació, en especial, en àrees ripàries de muntanya mediterrània. En aquest treball, hem identificat els factors configuradors de l'hàbitat que condicionen la presència o absència de l'espècie al riu Montsant. En concret, hem relacionat la presència/absència de l'arvicolí amb la composició de la vegetació de ribera, les característiques de la riba i les característiques del curs d'aigua. Els resultats obtinguts han posat de manifest que els indrets més propicis per ser ocupats per l'espècie presenten una alta cobertura d'herbàcies (principalment helòfits) i una cobertura d'arbres i arbustos de mitjana a baixa; ribes gens costerudes i de substrat tou; i presència d'aigua, amb amplades i fondàries del curs de mitjanes a altes. A més, hem desenvolupat un mètode de classificació que ha permès caracteritzar diferents condicions: escenari òptim (molt favorable a la presència de l'espècie); escenari subòptim (l'ús depèn de la possibilitat d'aconseguir espais millors); i escenari hostil (desfavorable per a l'ús). En aquests entorns, la rata d'aigua meridional, malgrat ser una espècie especialista pel que fa a la selecció de l'hàbitat, s'ha comportat com una espècie generalista a l'hora d'ocupar-lo. Aquesta adaptabilitat a condicions subòptimes amplia les possibilitats en la gestió, fins el punt que, el manteniment i la rehabilitació de les condicions d'hàbitat en trams continus, constitueixi probablement la línia d'actuació més eficient per aconseguir la supervivència de les poblacions.

**Paraules clau:** *Arvicola sapidus*, selecció d'hàbitat, ambients riparis de muntanya mediterrània, conservació, riu Montsant.



### 4.1.1. Introducció

Per a les espècies, l'èxit reproductiu i la mortalitat estan fortament condicionats per la qualitat de l'hàbitat (que determina la disponibilitat de recursos: aliment, refugi, llocs de cria i parella), per l'abundància de competidors (que, per interferència o explotació, pot limitar l'accés als recursos), i, pel risc de depredació (que regula i redueix el seu desenvolupament i expansió), entre d'altres factors (Morris 1987). La selecció de l'hàbitat entesa com el procés mitjançant el qual els individus utilitzen, o ocupen, preferentment un conjunt no aleatori d'hàbitats disponibles (Morris 2003), és el resultat d'un seguit de decisions que es prenen a diferents nivells: en el primer nivell, l'individu selecciona l'indret on instal·lar-se, i, en els següents, estableix les estratègies de relació amb l'entorn (Orians i Wittenberger 1991). Aquestes decisions o respostes etològiques dels individus en relació a les variacions de l'entorn, tenen una profunda influència en fenòmens vitals com ara la regulació de la població, les interaccions entre espècies i l'ensamblatge de les comunitats ecològiques (Morris 2003). Per aquesta raó, són objecte d'atenció especial quan es volen orientar i promoure accions de conservació i recuperació.

La rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*, Miller 1908, Rodentia, Cricetidae) és un arvicolí de mida mitjana que, generalment, ocupa els marges de cursos o masses d'aigua estables provistos d'un abundant recobriment de vegetació herbàcia o de matollar (Ventura 2007). Presenta un àrea de distribució restringida a la Península Ibèrica i França (Saucy 1999). És una espècie catalogada com a Vulnerable (Rigaux *et al.* 2008), i, en les darreres dècades, s'ha evidenciat una tendència a la disminució de les seves poblacions.

Atesa la fragilitat d'aquestes poblacions, resulta d'interès el coneixement dels factors que condicionen en major mesura la selecció de l'hàbitat per l'espècie. En aquest sentit, un reduït nombre d'estudis han aportat dades observacionals i perceptives sobre les característiques dels indrets on s'assenta la rata d'aigua meridional (Gosàlbez 1987, Garde 1992, Román 2003, Ventura 2007). També, recents treballs han estudiat la selecció de l'hàbitat en llocs de característiques molt específiques de la península Ibèrica, que fan difícil la seva generalització a d'altres àmbits dins de la seva àrea de distribució (Román 2007, Fedriani *et al.* 2002, Pita *et al.* 2011). Poc se sap, però, sobre el conjunt de determinants que regulen l'ús de l'espai i l'abundància de l'espècie en els hàbitats riparis mediterranis, en no haver-hi, fins al moment, dades que permetin determinar els factors afavoridors de la seva presència i d'un creixement positiu de la població.



Interessats en afavorir la conservació i recuperació de la rata d'aigua meridional en un riu típic de mitja muntanya mediterrània (el Montsant), en el present treball ens hem fixat els següents objectius: 1) Identificar les característiques de l'hàbitat que condicionen la distribució espacial de l'espècie. Així, la selecció d'hàbitat s'ha relacionat amb les característiques de la vegetació, del curs del riu i de les ribes. 2) En relació a aquestes característiques, i d'acord amb la distribució de presències i absències de l'espècie observades en els trams prospectats, classificar les condicions d'entorn en òptimes, subòptimes i hostils. La capacitat adaptativa de la rata d'aigua meridional, dins dels àmbits riparis, emfasitza la importància de les zones subòptimes d'hàbitat. L'interès del treball rau en què la fragmentació i la pèrdua d'hàbitats són els principals responsables de l'extinció de les espècies catalogades com amenaçades (Collen *et al.* 2011). L'estudi dels atributs ambientals en hàbitats riparis mediterranis es justifica en la representativitat d'aquest tipus d'hàbitats dins de la seva àrea de distribució, i en la necessitat d'implementar eines de gestió destinades a la recuperació de les poblacions de rata d'aigua meridional en àrees de característiques ecològiques semblants.

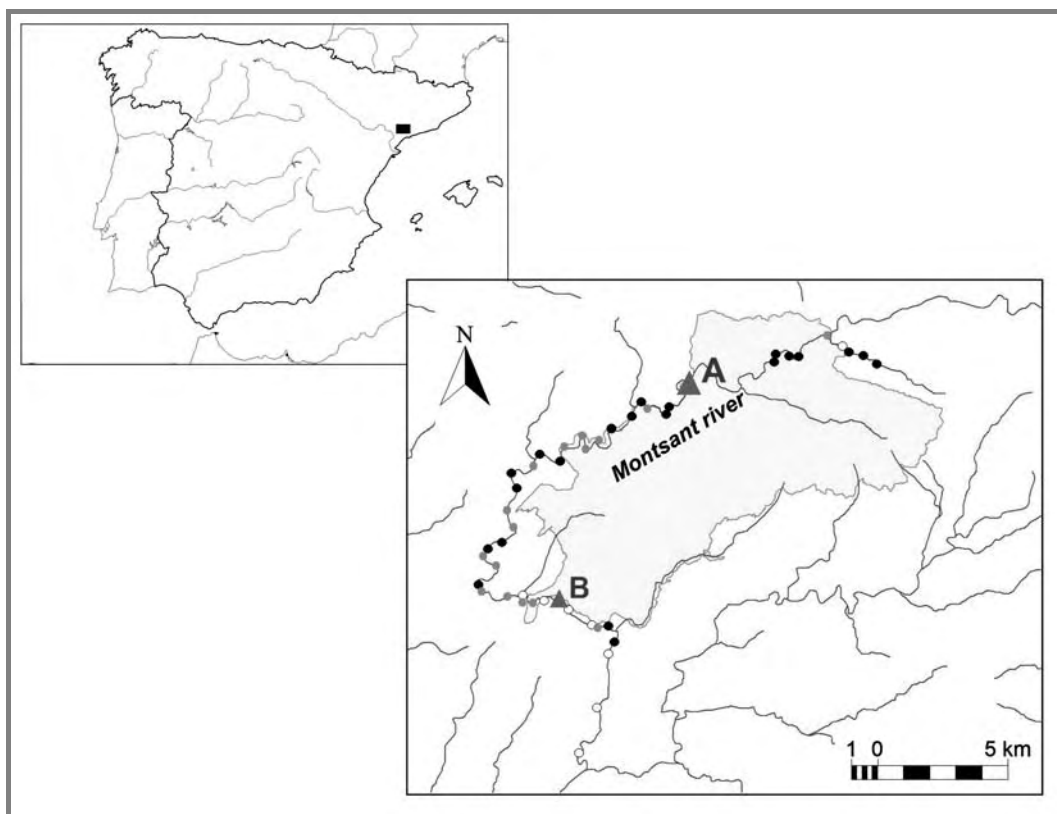
## 4.1.2. Material i mètodes

### 4.1.2.1. Àrea d'estudi

L'estudi es va dur a terme al riu Montsant (41°10'-41°18' N i 0°45'-0°53' E; NE de la Península Ibèrica) (Figura 1), que travessa de NE a SO la Serra de Montsant, un massís de caràcter càrstic amb una alçada màxima de 1163 m. Després d'un recorregut de 45,2 km, vessa les seves aigües en el riu Siurana, un afluent del riu Ebre. Presenta un règim típicament mediterrani, amb fortes oscil·lacions de cabal que provoquen grans canvis estacionals, patint un sever estiatge en molts trams al llarg del seu recorregut, amb sobtades avingudes durant la primavera i la tardor. Els embassaments de Margalef i la Vilella Baixa regulen el seu cabal i actuen com a barreres físiques per a determinades espècies de vertebrats (Orta i Ruiz-Olmo 1987). Predomina el clima mediterrani, amb una temperatura mitjana anual de 11°-14° C i una precipitació mitjana anual de 450-600 l/m<sup>2</sup> (Pascual 2007). Els ambients riparis de les valls del Montsant consisteixen en fragments de conreu (horta, oliveres, vinya, avellaners) alternant amb faixes de bosc de ribera, erms, prats secs, brolles i escassos retalls de bosc mediterrani. Alineades paral·lelament al curs del riu podem trobar comunitats d'hidròfits (*Potamogeton* spp), creixenars (*Apium nodiflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*, entre d'altres), canyissars (*Typha* spp, *Phragmites australis*), jonqueres (espècies de *Juncus*, *Carex*, *Scirpus*, *Schoenus*), herbassars



megafòrbics, i canyars (*Arundo donax*). Aquestes comunitats d'herbàcies alternen amb comunitats forestals de ribera força fragmentades, representades per alberedes (*Populus* spp), salzedes i gatelledes (*Salix* spp), i algunes clapes arbustives de tamarigar (*Tamarix* spp) (Pascual 2007). La regió acull, igualment, una important comunitat faunística, amb una elevada diversitat d'espècies de gran interès (Barrull i Mate 2007). Pel que fa a l'ocupació humana, tradicionalment agrícola, presenta molt baixes densitats (mitjana: 15,3 hab/km<sup>2</sup>; IDESCAT Generalitat de Catalunya, 2010: <http://www.idescat.cat/>), el que es tradueix, generalment, en una baixa o nul·la freqüentació dels àmbits riparis.



**Figura 1.** Àrea d'estudi (riu Montsant). En tramat gris clar, superfície del Parc Natural de la Serra de Montsant. Punts negres: trams amb presència de rata d'aigua meridional en els quatre subtrams prospectats; punts grisos: trams amb presència en un a tres subtrams prospectats; punts blancs: trams amb absència en tots quatre subtrams prospectats. A: Embassament de Margalef (capacitat: 3 Hm<sup>3</sup>; B: embassament de la Vilella Baixa (capacitat: 0,1 Hm<sup>3</sup>).

#### 4.1.2.2. Prospecció de l'hàbitat i de la rata d'aigua

Conegudes les zones on, amb anterioritat, s'havia observat la presència o absència de la rata d'aigua meridional al riu Montsant (Mate i Barrull 2008), es van escollir aleatòriament, dins d'aquestes, 45 trams de 100 m lineals separats entre si per una distància mitjana de



850 m, que són representatius d'ambdues situacions i dels diferents hàbitats riparis. Amb aquesta elecció es va mantenir la proporcionalitat de presència/absència observada en l'estudi previ. Atès que l'heterogeneïtat en les condicions d'hàbitat dins de cada tram podria proporcionar resultats mitjans de difícil interpretació, es va subdividir cadascun d'aquests en 4 subtrams de 25 m, obtenint així un total de 180 subtrams de mostreig, que representen el 10% de la longitud total del riu. Sense una avaluació efectiva de l'àrea mínima de mostreig, aquest model de prospecció permet contrastar els resultats de l'anàlisi quan es consideren diferents unitats de referència (25, 50 o 100 m lineals). Els trams embassats per grans infraestructures hidràuliques no van ser inclosos en l'estudi, en ser considerats unitats no comparables amb els ambients riparis naturals. Des de una perspectiva ecològica, aquest disseny n'assegura la probabilitat de trobar rastres si els animals hi són presents, donades les distàncies dels moviments realitzats habitualment pels individus (Román 2007). En un ambient comparable, Rigaux *et al.* (2009) van estimar que la zona freqüentada habitualment per un individu adult era de 80-150 m lineals de riba. L'estudi es va dur a terme durant l'estiu (juny-juliol 2010), època en què el nivell de l'aigua és més baix i la pluviometria escassa (Pascual 2007), minvant el risc de desaparició dels indicis de presència de l'espècie.

#### **4.1.2.3. Variables analitzades i justificació**

Per valorar l'ús de l'hàbitat (variable resposta), es va determinar la presència/absència de la rata d'aigua meridional en cada subtram, i, de forma complementària, es va comptabilitzar el nombre d'excrements i latrines, el nombre de menjadors (estacions d'alimentació) i les espècies vegetals que contenien. Com a variables explicatives s'han considerat les característiques de l'hàbitat lligades al riu (aigua i riba) i els tipus de vegetació associada, ja que l'espècie generalment no tendeix a allunyar-se gaire dels cursos o les masses d'aigua (Gosàlbez 1987, Román 2007, Ventura 2007). En concret, es van mesurar: amplada del riu (AMPL), fondària del riu (FOND), velocitat del corrent (CORR), pendent de la riba (PEND), resistència a la penetrabilitat de la riba (R-PEN), cobertura vegetal herbàcia de la riba (COB-h), cobertura vegetal llenyosa de la riba (COB-nh), i tancament vegetal sobre la llera (TAN-V). Pel que fa a la cobertura vegetal, es va definir un segon nivell de classificació de les espècies vegetals en nutrícies i no nutrícies, en funció de la seva aparició, o no, en els menjadors de la rata d'aigua meridional, i es va determinar el percentatge de cadascun d'aquests dos subconjunts per a cada categoria establerta (herbàcies i no herbàcies) (Taula 1).



**Taula 1.** Variables mesurades en la prospecció de l'hàbitat al riu Montsant: codi, descripció i unitat de mesura. Excepte l'amplada, i el tancament vegetal, la resta de variables van ser mesurades en ambdues ribes.

	codi	descripció de la variable	unitat de mesura
A	Atributs físics del riu		
	AMPL	Amplada del curs d'aigua	m
	FOND	Fondària del curs d'aigua	cm
	CORR	Velocitat del corrent	m/s
B	Atributs físics de la riba		
	PEND	Grau de pendent de la riba	graus
	R-PEN	Resistència de la riba a la penetrabilitat	Kg/cm <sup>2</sup>
C1	Vegetació de ribera		
	COB-h	Cobertura mitjana d'herbàcies	%
	COB-nh	Cobertura mitjana de no herbàcies (lleyosos)	%
	TAN-V	Tancament vegetal	%
C2	Vegetació de ribera (segons criteri alimentari)		
	COB-h nut	Cobertura mitjana herbàcies nutrícies	%
	COB-h no nut	Cobertura mitjana herbàcies no nutrícies	%
	COB-nh nut	Cobertura mitjana no herbàcies nutrícies	%
	COB-nh no nut	Cobertura mitjana no herbàcies no nutrícies	%
D	Presència de rata d'aigua		
	ASAP	Presència de rata d'aigua	si / no

Les característiques del curs d'aigua (AMPL, FOND i CORR) van ser escollides per la seva relació amb la mobilitat (desplaçaments habituals), la seguretat (fugida enfront de depredadors), i l'alimentació (creixement de la vegetació ripària). Les característiques de la riba (PEND i R-PEN) van ser considerades degut a la seva relació amb la seguretat i la reproducció (construcció de nius i caus), i l'alimentació (assentament i creixement de la vegetació). El caràcter fonamentalment herbívor d'aquest arvicolí (Ventura 2007) i la funció de protecció de la vegetació contra la depredació (seguretat), van motivar la consideració de les variables de cobertura (COB-h i COB-nh). L'aprofundiment en aquest àmbit, es justifica fonamentalment pel fet que l'eficiència reproductora s'ha relacionat amb el pes corporal de les femelles (Garde i Escala 1996), i, per tant, la quantitat, qualitat i composició de la vegetació adquireixen importància a l'hora d'assegurar l'èxit biològic. Finalment, el tancament vegetal (TAN-V) va ser escollit per la seva possible relació amb la seguretat (variacions en el risc de depredació) i amb l'alimentació (creixement de la vegetació herbàcia).

#### 4.1.2.4. Mesura de les variables

La presència/absència (present, 1; absent, 0) de rata d'aigua meridional va ser avaluada sobre la base de la detecció dels seus rastres típics (latrines, senderalls, caus, nius externs, estacions d'alimentació i albiraments) (Román 2003). La recerca d'aquests rastres es va



efectuar exhaustivament en una franja de 1,5 m, entre la vegetació de la riba, des de dins de l'aigua o des de la riba. El recompte d'excrements es va realitzar sobre material fresc, no comptabilitzant els excrements secs, descolorits o amb creixement de fongs; les latrines van ser assumides com a piles de més de 4 excrements. Es van recollir, igualment, dades sobre els menjadors. Es van considerar estacions d'alimentació aquells punts on s'havien trobat considerables acumulacions de restes de menjar amb característiques clarament assignables a rata d'aigua, i generalment, acompanyats d'excrements (Román 2003, Capreolus Wildlife Consultancy 2005); les espècies vegetals que contenien van ser identificades fins a nivell específic, sempre que va ser possible, a partir de les plantes presents en l'entorn dels trams prospectats seguint Pascual (2007). La proporció de menjadors en què es va trobar una espècie de planta en particular es va expressar en termes de freqüència d'ocurrència.

Per tal d'objectivar la presa de mostres en les variables explicatives, es va establir com a punt de mesura el punt mig de cada subtram de 25 m (12,5, 37,5, 62,5 i 87,5 m de cada tram de 100 m lineals), en ambdues ribes (a excepció d'AMPL i TAN-V). AMPL es va mesurar, amb una cinta mètrica, de riba a riba, fins al límit de la làmina d'aigua (o de la marca deixada per la làmina d'aigua, en els trams secs). FOND i CORR es van mesurar en tres punts al llarg de l'amplada del riu (a 25 cm de cada vora de l'aigua i en el mig de l'amplada). Per mesurar la FOND es va emprar una vareta metàl·lica mil·limetrada; per al CORR s'utilitzà un correntímetre d'hèlix (Flowatch, JDC Instruments, Suïssa). A cada riba, centrats en el punt mig del subtram i dins la franja limitada per  $\pm 1,5$  m, es van escollir tres punts al atzar per mesurar el valor de PEND i R-PEN. El pendent es va mesurar amb un clinòmetre (PM-5/360PC, Suunto, Finlàndia) col·locat sobre una peça de fusta de 12 x 8 x 0,8 cm, i la resistència a la penetrabilitat es mesurà amb un penetròmetre (Volmo, Eurosit, Itàlia). Per a les variables en què es va realitzar més d'una mesura en cada subtram (FOND, CORR, PEND, R-PEN) s'ha considerat com a representativa del subtram la mitjana aritmètica de les mesures obtingudes. Per determinar la composició de la vegetació, centrats en el punt mig de cada subtram, per a cada riba, i paral·lelament al curs d'aigua, es va delimitar un transecte de 3 m de longitud amb una cinta mètrica de color. S'identificaren *in situ* les espècies vegetals, d'acord amb Pascual (2007), en una franja de  $\pm 1,5$  m d'amplada, i es classificaren posteriorment d'acord amb les categories proposades per Westoby *et al.* (1996). El percentatge de cobertura individual de cada espècie identificada, es va determinar a partir de fotografies (2.616 x 2.112 píxels, resolució 180 dpi, format JPG) preses des de la riba oposada, amb la càmera instal·lada sobre un trípode, emmarcant els





extrems de la cinta mètrica (lateralment) i la vora del riu (inferiorment) en el camp determinat per la pantalla LCD (2,5’’).

Les cobertures van ser expressades en forma de percentatge i calculades mitjançant el tractament i l'anàlisi d'imatges digitals (Adobe Photoshop 7.0 , Adobe Systems Incorporated; Image J 1.42q, Rasband W., National Institutes of Health USA, domini públic: <http://rsb.info.nih.gov/ij>). Aquesta és una tècnica d'anàlisi d'imatges digitalitzades que ha estat contrastada en treballs similars (Vanha-Majamaa 2000, Lusnier *et al.* 2006), permet reduir l'error produït amb les estimacions visuals subjectives de cobertura de la vegetació (p.ex., Sykes *et al.* 1983, Kennedy i Addison 1987, Kercher *et al.* 2003) i evita l'omissió d'espècies presents durant l'avaluació visual de la cobertura *in situ* (Vanha-Majamaa 2000).

A cada subtram, i per a cada riba, el percentatge de COB-h es va calcular com la suma dels percentatges observats de cobertura de les espècies catalogades com helòfits, herbassars megafòrbics, feners i hidròfits, mentre que el percentatge de COB-nh es va calcular com la suma dels percentatges de les espècies catalogades com arbusts i arbres. La mitjana dels percentatges obtinguts en ambdues ribes es va utilitzar per caracteritzar els subtrams de 25 m i de forma similar, la mitjana dels subtrams es va utilitzar per caracteritzar els subtrams de 50 m i els trams complets de 100 m. De forma paral·lela, i d'acord amb el criteri de classificació segons l'aparició o no en els menjadors de la rata d'aigua, es va calcular la cobertura de les espècies considerades nutrícies (COB-h nut, COB-nh nut), i de les no nutrícies (COB-h no nut, COB-nh no nut).

Finalment, TAN-V es va assumir com la proporció de cel que s'obscura amb la vegetació quan s'observa des d'un punt a terra (Jennings *et al.* 1991) i es va calcular a partir de l'anàlisi de fotografies digitals zenitals (2592 x 1944 píxels, resolució 96 dpi, format JPG) preses en el punt mig de l'amplada del riu, a una alçada de 25 cm per damunt de la làmina d'aigua (o de la llera del riu en els trams sense aigua), i es va expressar en forma de percentatge (0: zones obertes amb manca de tancament; 100: àrees molt tancades amb les capçades cobrint la totalitat del curs d'aigua).

Per tal de garantir la fiabilitat del mostratge i la seva repetitivitat, la detecció dels signes de presència en ambdues ribes de cada tram de 100 m, i la mesura de les variables, van ser dutes a terme per dos prospectors experimentats, que van esmerçar una mitjana de 128 minuts/tram, amb un mínim de 90 minuts/tram.



#### 4.1.2.5. Anàlisi de dades

Interessats en posar de manifest els elements que més incideixen en la selecció d'hàbitat de la rata d'aigua meridional, hem tractat la informació quantitativa de la següent manera:

Pas 1. Per descriure les característiques de les zones amb presència i absència de rata d'aigua meridional, es va realitzar un primer estudi descriptiu de les variables originals. Mitjanes, desviacions estàndard, rangs i coeficient de variació van permetre observar la dispersió i les diferències més evidents. Les correlacions més significatives entre les variables van posar de manifest les seves relacions.

Pas 2. Per tal de sintetitzar la informació de totes les variables analitzades, es va realitzar una representació en espai de dimensió reduïda. El mètode emprat va ser l'anàlisi factorial amb extracció de components principals i rotació varimax (amb estandardització de les variables).

Pas 3. En base als resultats obtinguts amb els factors més explicatius, les condicions d'hàbitat que determinen la presència d'*A. sapidus* es van classificar en tres categories: condició òptima (on habitualment s'observa la presència), condició hostil (on no s'observa la presència), i condició subòptima (on es pot, o no, observar la presència). El criteri de classificació és original: a partir de dues poblacions inicials (presència/absència) se'n caracteritzen tres (òptima, subòptima i hostil), garantint la probabilitat de classificació errònia. La interpretabilitat dels factors i la seva relació amb les variables originals fan més entenedores les característiques de les regions que caracteritzen les condicions d'hàbitat. De forma genèrica, l'algorisme de classificació es basa en el següent criteri d'aplicació recurrent: seguint l'ordre d'importància dels factors, les poblacions a classificar s'ordenen pel valor que prenen en la projecció considerada; en el primer pas es consideren totes les poblacions, i, en passos successius, es consideren les poblacions pendents encara de classificar. D'acord amb el resultat observat de presència/absència, es determinen els límits inferior (LI) i superior (LS), que marquen les fronteres de les regions on es distribueixen les poblacions: "condició òptima" (major que LS o menor que LI, depenent de signe de les presències), "condició hostil" (major que LS o menor que LI, depenent de signe de les absències), i "pendents de classificar", amb la informació proporcionada per altres projeccions amb menys variabilitat (entre LI i LS). Els valors de tall per a cadascun dels factors (LI i LS) s'estableixen de forma que no se superi l'error màxim admissible (en el cas que ens ocupa, l'hem fixat en el 5%). El criteri



d'aturada del procés de classificació el determina l'últim factor considerat. En aquest nivell, les poblacions que es troben entre LI i LS són assignades a la "condició subòptima". Per minimitzar el nombre d'individus classificats a la zona intermèdia i garantir l'error màxim admissible a la classificació, si s'escau, es procedeix a l'ajustament fi dels líndars i a la reclasseficació de les poblacions frontera. Aquest procediment s'allunya de l'anàlisi discriminant clàssic atès a que, en la selecció d'hàbitat, la classificació disjunta amb presència/absència no explica correctament el comportament de l'espècie, i la construcció artificial de la tercera categoria (condició subòptima) en base a la caracterització dels falsos positius (absència real amb predicció de presència) no proporciona resultats satisfactoris. Per altre part, les característiques de les regions són més entenedores (interpretables en termes coneguts) quan s'utilitzen els factors, que quan es considera la funció discriminant.

### 4.1.3. Resultats

L'observació dels 180 subtrams de 25 m lineals, escollits per caracteritzar les preferències d'hàbitat, va revelar la presència de rata d'aigua meridional en 121 subtrams i la seva absència en els 59 subtrams restants. De forma descriptiva, els resultats obtinguts amb les variables originals (Taula 2) posen de manifest la capacitat d'adaptació de la rata d'aigua meridional a una àmplia varietat de condicions d'hàbitat ripari. El coeficient de variació  $CV = (s/\bar{X}) \cdot 100$  és superior al 50% en totes les variables, excepte per R-PEN (28%) en absència de rata d'aigua, i el solapament en el rang de totes les variables és molt elevat. La capacitat adaptativa en l'entorn ripari, que s'observa en el contrast individual de cada una de les variables (pròpia d'una espècie generalista), no es pot confondre amb una manca de preferència en les condicions d'hàbitat. La dimensió especialista en la selecció cal buscar-la en la integració de totes les variables.

En aquest punt, cal fer esment a les característiques especials de la variable CORR en el nostre entorn i en l'època de l'any considerada. D'acord amb la categorització establerta per Prenda i Granado-Lorencio (1996), dels 171 subtrams amb aigua present, el 80,12% es poden considerar entorns "d'aigua estanyada" (velocitats entre 0,0 i 0,1 m/s: 94 subtrams de 121 amb presència de rata d'aigua, i 43 subtrams de 50 amb absència de rata d'aigua), el 18,13% es poden considerar entorns de "corrent lent" (velocitats entre 0,1 i 0,3 m/s: 24 subtrams de 121 amb presència de rata d'aigua i 7 subtrams de 50 amb absència de rata d'aigua), i el 1,75% restant es pot considerar com de "corrent moderat" (velocitats entre



0,3 i 0,7 m/s: 3 subtrams de 121 amb presència de rata d'aigua i 0 subtrams de 50 amb absència de rata d'aigua).

**Taula 2.** Resum estadístic de les variables mesurades, en presència i absència de rata d'aigua meridional: mitjana ( $\bar{x}$ ), desviació típica (s), rang i coeficient de variació (CV). AMPL (amplada del curs d'aigua), FOND (fondària del curs d'aigua), CORR (velocitat de l'aigua), PEND (pendent de la riba), R-PEN (resistència de la riba a la penetració), COB-h (cobertura d'herbàcies), COB-no h (cobertura de no herbàcies), TAN-V (tancament vegetal).

	Presència (n=121)				Absència (n=59)			
	$\bar{X}$	s	rang	CV	$\bar{X}$	s	rang	CV
AMPL	4,58	2,38	0,60-11,10	51,97%	3,02	2,34	0,00-9,70	77,48%
FOND	30,33	21,26	5,00-94,67	70,10%	14,61	14,56	0,00-83,00	99,66%
CORR	0,06	0,10	0,00-0,53	166,67%	0,03	0,07	0,00-0,30	233,33%
PEND	17,03	10,86	1,50-54,33	63,77%	31,05	16,50	5,50-71,17	53,14%
R-PEN	2,99	1,60	1,00-8,50	53,51%	5,81	1,61	2,63-8,50	27,71%
COB-h	49,86	25,61	0,00-97,71	51,36%	33,35	20,35	0,00-82,28	61,02%
COB-nh	32,40	22,51	0,00-93,54	69,48%	42,18	22,25	2,51-98,54	52,75%
TAN-V	36,46	28,60	0,00-92,09	78,44%	32,85	30,85	0,00-83,83	93,91%

Atès que els valors de CORR obtinguts es concentren en un/dos punts de l'escala (i, en conseqüència, les diferències es limitaran als extrems i als valors atípics), i a que hi ha d'altres variables que també expliquen les característiques del curs d'aigua (AMP i FOND), resulta escaient no incloure aquesta variable en l'anàlisi integrat per no incorporar "soroll".

La matriu de correlacions entre les variables explicatives mostra la presència de quatre grups de variables: el format per AMPL i FOND ( $r = 0,57$ ), el format per PEND i R-PEN ( $r = 0,61$ ), el format per COB-h i COB-nh ( $r = -0,82$ ), i el que representa TAN-V. El primer grup no està correlacionat amb els altres dos, mentre que segon i el tercer grup es troben correlacionats per la relació entre R-PEN i COB-h ( $r = -0,48$ ). Pel que fa a TAN-V, aquest només es troba feblement correlacionat amb COB-nh ( $r=0,28$ ) i amb AMPL ( $r=-0,18$ ).

Atesa l'estructura de correlació entre les variables originals, hem explorat la possibilitat d'obtenir les variables que són manifestacions comunes de factors no observables de forma directa. L'anàlisi factorial ha proporcionat una representació en quatre dimensions: amb quatre factors, la variabilitat explicada es del 87,72% i les comunalitats són molt elevades (la menor comunalitat (0,7713) s'obté amb la variable AMPL i la comunalitat més gran (0,9480) s'obté amb la variable COB-h).

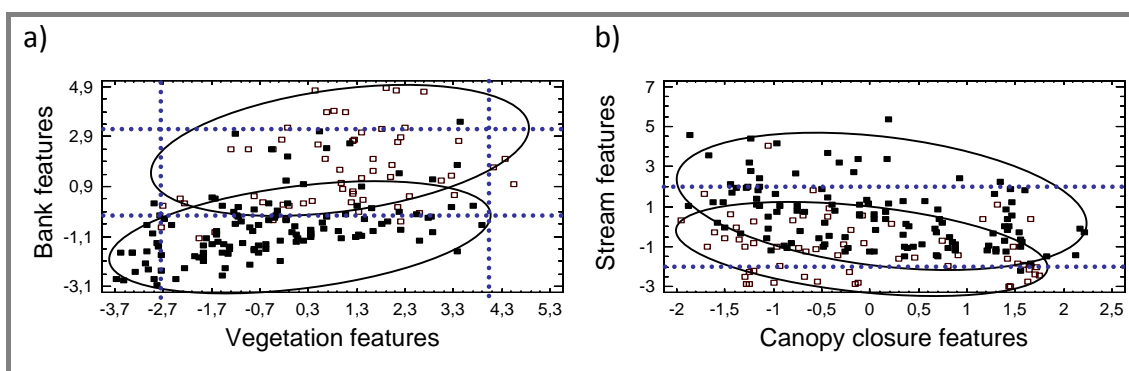


El factor 1 es relacionaria amb les característiques de la vegetació; el factor 2, amb les característiques físiques de la riba, el factor 3 amb la presència d'aigua i les característiques del curs d'aigua, i el factor 4 amb el tancament vegetal (Taula 3).

**Taula 3.** Valors dels coeficients (*loadings*) per als primers quatre factors després de la rotació Varimax. En negreta, els coeficients de les variables que afecten en major mesura cada factor.

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
AMPL	-0,03302	-0,12560	<b>0,85727</b>	-0,13953
FOND	-0,09691	-0,01967	<b>0,89470</b>	-0,00241
PEND	0,03439	<b>0,93615</b>	0,01875	0,07211
R-PEN	0,25352	<b>0,81212</b>	-0,22287	-0,21689
COB-h	<b>-0,92481</b>	-0,29977	0,04658	0,02707
COB-nh	<b>0,94580</b>	-0,01458	-0,09881	0,18592
TAN-V	0,12440	-0,06567	-0,12045	<b>0,96619</b>

En el marc del riu Montsant, la projecció del gràfic de dispersió sobre els Factors 1 i 2 (Figura 2a) posa de manifest que, en relació a les característiques de la vegetació, la rata d'aigua meridional mostra una gran capacitat d'adaptació al medi, si bé els indrets més propicis presenten una alta COB-h i una baixa o mitjana COB-nh (arbusts i arbres), i, en relació a les característiques de la riba, els indrets més adequats són poc costeruts i de substrat tou (valors baixos en PEND i R-PEN). D'altra banda, la projecció sobre els factors 3 i 4 (Figura 2b) mostra que la rata d'aigua meridional requereix d'aigua per ser-hi present (no s'han trobat indicis de l'espècie en llocs sense aigua), i també, que prefereix els indrets en els que el curs del riu presenta una amplada i fondària mitjana o alta (dins del marc de les característiques pròpies del riu Montsant); i, en relació al tancament vegetal, no s'observa una especial preferència.



**Figura 2.** Distribució dels indrets amb presència/absència de la rata d'aigua a les projeccions del gràfic de dispersió sobre els eixos factorials (presència: punts negres, absència: punts blancs). Les línies puntejades separen les regions de presència/absència en cadascun dels factors. a) vegetació vs riba; b) tancament vegetal vs curs d'aigua.



Per explicitar les relacions entre els factors i les condicions d'hàbitat (regions delimitades per les línies puntejades a la Figura 2), hem construït un arbre en el que es relaciona quantitativament la presència (condició òptima), l'absència (condició hostil) i una situació intermèdia (condició subòptima) amb les mesures obtingudes amb els factors (Figura 3a). Per determinar les fronteres entre regions (coordenades en què s'han de fixar les línies puntejades), hem utilitzat un criteri que té en compte l'error màxim admissible en la classificació. La caracterització obtinguda (amb acceptació d'un error màxim del 5% en la classificació) es la que es presenta a continuació:

- a. Condicions òptimes d'hàbitat. La preferència d'hàbitat es dona quan  $F_1 < -2,730$  (les característiques de la vegetació són molt bones), quan  $-2,730 \leq F_1 \leq 4,000$  i  $F_2 < -0,478$  (les característiques de la vegetació són acceptables i les característiques de la riba són molt bones), i quan  $-2,730 \leq F_1 \leq 4,000$ ,  $-0,478 \leq F_2 \leq 3,150$  i  $F_3 > 1,900$  (les característiques de la vegetació i de la riba són acceptables, i les característiques del curs del riu són molt bones). Atesa l'estructura de correlacions, els indrets amb molt bones característiques de vegetació també tenen, com a mínim, acceptables característiques de riba i de curs d'aigua.
- b. Condicions subòptimes d'hàbitat. La capacitat adaptativa permet el desenvolupament de l'espècie en condicions de característiques intermèdies en vegetació, riba i curs del riu. En concret, els indrets subòptims es tenen quan  $-2,730 \leq F_1 \leq 4,000$ ,  $-0,478 \leq F_2 \leq 3,150$  i  $-1,870 \leq F_3 \leq 1,900$ .
- c. Condicions hostils d'hàbitat. Les condicions d'hàbitat que no permeten el desenvolupament de la rata d'aigua meridional presenten una o més característiques inacceptables (en la majoria dels casos varien en virtut de l'estructura de correlació entre les variables). En concret, els indrets hostils es donen quan  $F_1 > 4,000$  (les característiques de la vegetació són dolentes), quan  $-2,730 \leq F_1 \leq 4,000$  i  $F_2 > 3,150$  (les característiques de la vegetació són acceptables, però no les característiques de la riba), i quan  $-2,730 \leq F_1 \leq 4,000$ ,  $-0,478 \leq F_2 \leq 3,150$  i  $F_3 < -1,870$  (les característiques de la vegetació i de la riba són acceptables, però no les condicions del curs d'aigua).

Per caracteritzar les condicions d'hàbitat, el mètode emprat únicament ha utilitzat els tres primers factors. El quart factor (relacionat amb el tancament vegetal) ha estat desestimat en el procés, atès a que la seva incorporació només aportava un 1,7% a la classificació.

Per afavorir la interpretació dels resultats mostrats a l'arbre relacional, hem recollit a la Figura 3b els gràfics de dispersió corresponents a les parelles de variables que caracteritzen cada factor i hem assenyalat de forma orientativa les regions de presència, absència i intermèdia.



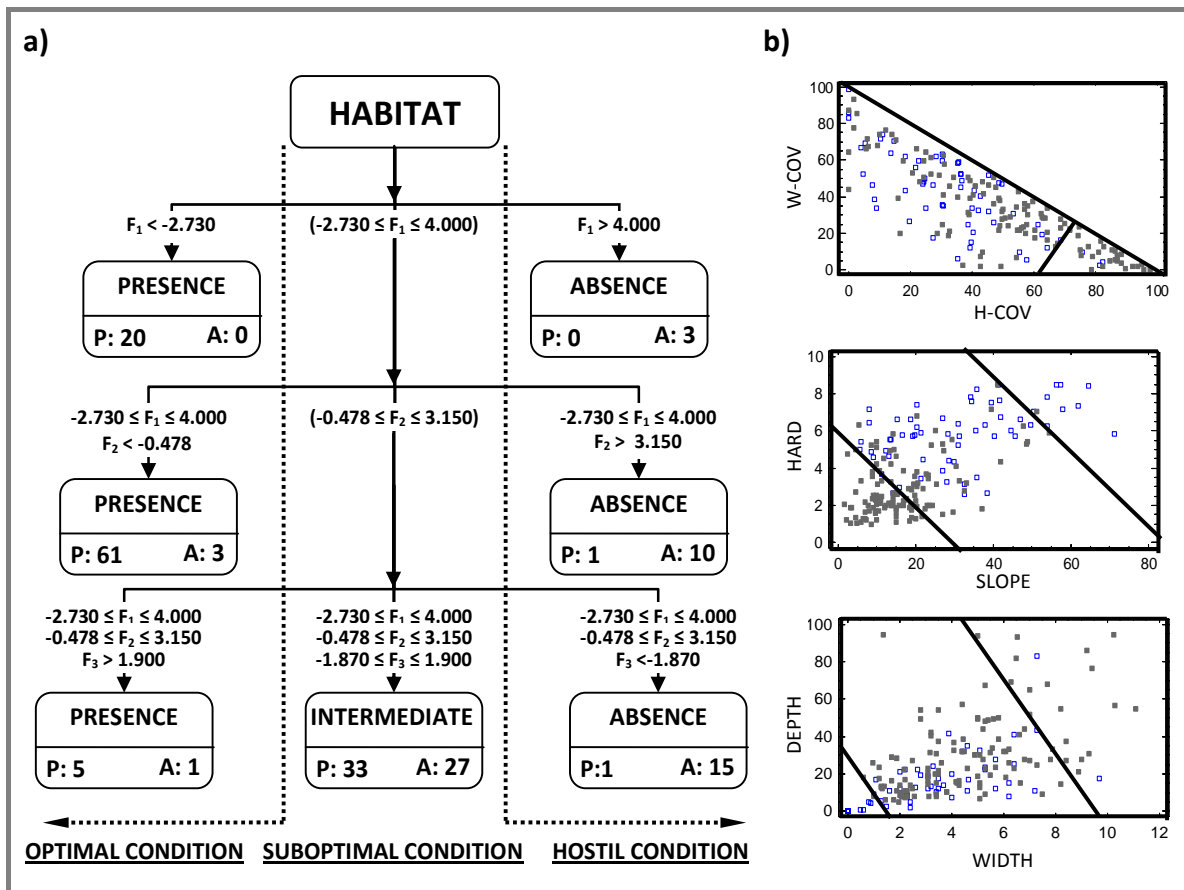


Figura 3. a) Arbre relacional: condicions d'hàbitat vs característiques dels factors. A la part superior de cada quadre figura la tipologia dels trams, i a la part inferior s'indiquen el nombre de subtrams amb presència (P) i absència (A) observada de rata d'aigua meridional. b) Gràfics de dispersió per les variables que caracteritzen els factors (presència: punts grisos, absència: punts blancs). [Equivalència de les variables: H-COV= COBh, W-COV= COBnh, SLOPE= PEND, HARD= R-PEN, WIDTH= AMPL, DEPTH= FOND].

Les dades de presències i absències de rata d'aigua meridional al riu Montsant obtingudes durant la prospecció, han posat també de manifest la fragmentació de la població en tres subpoblacions: una subpoblació nord, que es distribueix des de la part alta del riu i fins arribar a l'embassament de Margalef; la subpoblació central, que es distribueix entre embassaments; i la subpoblació sud, que es distribueix aigües avall de l'embassament de la Vilella Baixa (Figura 1).

D'acord amb el criteri de classificació obtingut, dels 121 indrets on s'havia detectat la presència de la rata d'aigua meridional, 86 presentaven condició òptima d'hàbitat, 33 presentaven condició subòptima i 2 indrets presentaven condicions hostils. Dels 90 indrets classificats com de condició òptima d'hàbitat, només 4 no estaven ocupats (tram 18: subtrams 2 i 4; tram 30: subtrams 2 i 4). Dels 60 indrets classificats com de condició



subòptima d'hàbitat, a la zona nord es van trobar 11 ocupacions de 12, a la zona entre embasaments es van trobar 22 ocupacions de 38, i a la zona sud no es va trobar cap ocupació de les 10 existents. Dels 30 indrets considerats com a hostils, només en 2 s'han trobat indicis de l'espècie (tram 22: subtram 4, i tram 24: subtram 4). De forma descriptiva, a la Taula 4 es recullen els resultats obtinguts als trams i als subtrams.

**Taula 4.** Condició d'hàbitat i distribució de la presència/absència de la rata d'aigua meridional en els trams prospectats al riu Montsant. P i A representen "presència" i "absència", respectivament; O, S i H, representen "condició òptima", "condició subòptima" i "condició hostil", respectivament. Les caselles ombrejades ressalten l'ocupació per la rata d'aigua: de llocs òptims (gris molt clar), de llocs subòptims (gris clar), de llocs hostils (gris fosc). Els números de tram són correlatius en direcció N a S.

Subpoblació Nord					Subpoblació Central					Subpoblació Sud				
Sub-trams					Sub-trams					Sub-trams				
tram	1	2	3	4	Tram	1	2	3	4	Tram	1	2	3	4
1	S/P	O/P	O/P	O/P	10	O/P	O/P	O/P	O/P	38	H/A	H/A	H/A	S/A
2	O/P	S/P	O/P	O/P	11	O/P	S/P	S/P	S/P	39	S/A	H/A	H/A	S/A
3	O/P	S/P	O/P	O/P	12	O/P	S/P	O/P	S/A	40	S/A	S/A	O/P	O/P
4	H/A	H/A	H/A	H/A	13	O/P	O/P	O/P	O/P	41	O/P	O/P	O/P	O/P
5	S/A	H/A	S/P	S/P	14	O/P	O/P	O/P	O/P	42	O/P	O/P	O/P	O/P
6	S/P	O/P	S/P	O/P	15	O/P	O/P	O/P	O/P	43	S/A	H/A	H/A	H/A
7	O/P	O/P	O/P	O/P	16	S/P	S/A	H/A	H/A	44	S/A	H/A	S/A	S/A
8	S/P	S/P	O/P	O/P	17	O/P	S/A	O/P	S/P	45	H/A	H/A	H/A	S/A
9	O/P	O/P	S/P	S/P	18	O/P	O/A	O/P	O/A					
					19	S/A	O/P	O/P	S/P					
					20	O/P	O/P	O/P	O/P					
					21	O/P	O/P	S/P	O/P					
					22	O/P	O/P	S/A	H/P					
					23	O/P	O/P	S/P	S/P					
					24	S/P	S/P	O/P	H/P					
					25	S/A	S/P	O/P	S/A					
					26	S/P	O/P	S/A	S/P					
					27	O/P	O/P	O/P	O/P					
					28	O/P	O/P	O/P	S/P					
					29	S/P	S/A	S/P	S/P					
					30	O/P	O/A	O/P	O/A					
					31	S/P	O/P	O/P	O/P					
					32	O/P	O/P	S/A	S/A					
					33	O/P	S/A	O/P	O/P					
					34	O/P	S/A	S/A	S/P					
					35	S/A	H/A	H/A	H/A					
					36	S/P	H/A	S/A	H/A					
					37	H/A	H/A	H/A	H/A					

Per corroborar els resultats obtinguts, s'han calculat les correlacions entre el nombre d'excrements i els quatre factors seleccionats a l'anàlisi factorial (Taula 5). Aquestes





correlacions posen novament de manifest la importància de la composició de la vegetació, les característiques de la riba i del curs del riu, i el reduït efecte del tancament vegetal en la selecció de l'hàbitat. El signe de les correlacions ens confirma que el nombre d'excrements és més gran com majors són els valors d'AMP, FOND i COB-h, i com menors són els valors de PEND, R-PEN i COB-nh.

**Taula 5.** Coeficients de correlació de Pearson entre nombre d'excrements i els factors explicatius.

	Vegetació	Riba	Aigua	Tancament
Nº excrements	-0,4079	-0,4264	0,3488	0,0462

En aquest mateix sentit, hem obtingut també la mitjana del nombre d'excrements i del nombre de latrines per condició d'hàbitat amb presència de rata d'aigua meridional. Per a la condició òptima d'hàbitat s'ha obtingut una mitjana de 47,1 excrements per subtram de 25 m (49,2 a la subpoblació nord, 44,0 a la subpoblació central i 48,4 a la subpoblació sud). Per a la condició subòptima d'hàbitat s'ha obtingut una mitjana de 29,9 excrements per subtram de 25 m (26,1 a la subpoblació nord i 31,7 a la subpoblació central). La mitjana d'excrements observada als subtrams hostils on s'han trobat rastres, ha estat de 16,0. Aquesta relació de 1,6:1 obtinguda en contrastar el nombre d'excrements entre les condicions d'hàbitat òptima i subòptima, també es manté quan es contrasta el nombre de latrines (3,9 latrines per a la condició òptima d'hàbitat i 2,4 latrines per a la condició subòptima). Així mateix, recollim els resultats observats en els dos trams que, de forma excepcional, no van presentar rastres en algun dels subtrams amb condició òptima d'hàbitat. Tram 18: subtram 1, 18 excrements i 2 latrines; subtram 2, 0 excrements i 0 latrines; subtram 3, 60 excrements i 6 latrines; i subtram 4, 0 excrements i 0 latrines. Tram 30: subtram 1, 5 excrements i 1 latrina; subtram 2, 0 excrements i 0 latrines; subtram 3, 11 excrements i 1 latrina; i subtram 4, 0 excrements i 0 latrines.

La importància de la cobertura vegetal en la selecció de l'hàbitat, justifica una anàlisi més detallada. En aquest sentit, la incorporació del criteri alimentari (Taula 6) evidencia la importància de les espècies nutrícies: en presència de la rata d'aigua, la cobertura mitjana d'espècies nutrícies (herbàcies i no herbàcies) és molt superior, i, contràriament, la cobertura mitjana d'espècies no nutrícies es més gran en indrets amb absència de rata d'aigua.



**Taula 6.** Resum estadístic per a la cobertura d'espècies vegetals nutrícies i no nutrícies, en presència i absència de rata d'aigua meridional: mitjanes, desviacions típiques i rangs. Detall descriptiu de les espècies nutrícies més freqüentment trobades als menjadors de rata d'aigua meridional (*Typha* sp inclou *Typha angustifolia* i *T. latifolia*).

	Presència			Absència		
	$\bar{x}$	<i>s</i>	rang	$\bar{x}$	<i>s</i>	rang
COB-h nut	44,74	25,61	0-97,71	24,55	19,79	0-79,75
<i>Phragmites australis</i>	19,41	23,89	0-97,71	4,42	10,57	0-44,18
<i>Typha</i> sp	9,30	17,30	0-85,54	1,91	9,50	0-63,56
<i>Epilobium hirsutum</i>	5,51	10,17	0-50,33	3,30	5,82	0-21,51
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1,74	4,81	0-29,97	1,26	3,85	0-26,86
<i>Apium nodiflorum</i>	0,23	1,73	0-18,72	0,83	2,33	0-11,46
<i>Scirpus maritimus</i>	0,17	1,00	0-8,17	0,08	0,39	0-2,17
COB-h no nut	5,12	8,10	0-54,27	8,80	8,13	0-31,75
COB-nh nut	12,75	16,69	0-73,77	8,17	15,58	0-71,42
<i>Salix alba</i>	3,65	6,86	0-28,05	3,99	11,12	0-71,42
<i>Salix cinerea</i>	7,92	14,22	0-73,77	2,35	7,14	0-37,16
<i>Salix elaeagnos</i>	1,19	4,00	0-26,82	1,82	8,47	0-49,48
COB-nh no nut	19,65	17,79	0-81,63	34,01	21,66	0-85,80

#### 4.1.4. Discussió

Els resultats obtinguts al riu Montsant suggereixen que, en aquest àmbit, els condicionants en la selecció d'hàbitat per a la rata d'aigua meridional es relacionen amb la vegetació de ribera (cobertura vegetal), les característiques de la riba (resistència a la penetrabilitat i pendent) i les característiques del curs d'aigua (amplada i fondària). Els indrets més propicis per ser ocupats per l'espècie presenten: una alta cobertura d'herbàcies (principalment helòfits) i una cobertura d'arbres i arbustos de mitjana a baixa; ribes gens costerudes i de substrat tou; i presència d'aigua (amb cabal lent o, fins i tot, estanyat), amb amplades i fondàries del curs de mitjanes a altes. De forma genèrica, aquests resultats són coherents amb les assumpcions perceptives de la majoria dels autors (Graells 1897, Cabrera 1914, Saint-Girons, 1973, Gosàlbez 1987, Garde i Escala 1993, Saucy 1999, Ventura 2007).

La cobertura herbàcia i, en particular, la cobertura d'espècies nutrícies, s'ha relacionat amb l'alimentació, l'èxit reproductiu i la seguretat (refugi envers depredadors). La component nutrícia de la vegetació herbàcia s'ha mostrat com a element important a l'hora d'afavorir la presència del rosegador: principalment, els trams amb major cobertura de canyís (*Phragmites australis*) i boves (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*) van ser més propensos a ser ocupats. El canyís i les boves constitueixen una font d'aliment d'importància en la dieta, ja



que són les espècies trobades majoritàriament en els menjadors, i és un fet que ja ha estat constatat per d'altres autors (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000). L'estenofàgia d'aquesta espècie (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala, 2000, Román 2007) fa que el creixement i la reproducció es trobin condicionats per l'existència d'una vegetació herbàcia en creixement actiu. Per altre part, l'estacionalitat en la disponibilitat de l'aliment, deguda a l'eixut estival característic de les àrees mediterrànies, és considerada com un factor clau que influeix en la dinàmica demogràfica i en els patrons reproductius de l'espècie en aquestes contrades (Pita *et al.* 2010). Pel que fa a la protecció, la supervivència d'aquests petits mamífers està molt condicionada per la capacitat d'esquivar els depredadors, i això s'aconsegueix, bàsicament, evitant ser detectat (refugi), i, en cas contrari, minimitzant les conseqüències de ser detectat (fugida) (King 1985). La disponibilitat de refugi és un dels principals elements configuradors de l'hàbitat de la rata d'aigua (Román 2007). La presència d'un abundant cobriment de vegetació herbàcia proporciona un amagatall adequat, i facilita la creació i manteniment d'una extensa xarxa de carreranyes que permet la fugida (Fedriani *et al.* 2002, Román 2003). En aquest sentit, els treballs de Barreto *et al.* (1998) i Carter i Bright (2003) emfasitzen la importància d'una bona cobertura de vegetació submergida i emergent actuant a manera de refugi, com el factor que permet la coexistència d'*Arvicola amphibius* amb el visó americà (*Neovison vison*), i d'altres depredadors.

Les característiques de la riba s'han relacionat amb la reproducció, la seguretat, i, de forma indirecta, amb l'alimentació. Els trams de riu amb ribes de poc pendent i de baixa resistència a la penetrabilitat han mostrat un grau més alt d'ocupació, no detectant-se la presència de rata d'aigua meridional en trams amb ribes dures i de talussos costeruts. Això estaria en concordança amb els hàbits excavadors de l'arvicolí, exhibint aquest una certa preferència per substrats fàcilment excavables per a la construcció dels caus, que ajuden a la termorregulació i ofereixen refugi on amagar-se i passar desapercbut (Gromov i Polyakov 1992). El pendent i l'encaixonament del riu, s'han relacionat amb l'efecte de les avingudes estacionals, freqüents en àmbits riparis mediterranis. Les avingudes sobtades poden ser fatals per als arvicolins, afectant-ne la supervivència (Gromov i Polyakov 1992): molts individus moren ofegats o per hipotèrmia, i la manca d'aliment i de refugi, els obliga a efectuar més desplaçaments sota condicions d'inseguretat. En els trams de riu poc encaixonats i amb ribes planes aquest efecte s'atenua, atès a que la lamina d'aigua es redistribueix en la plana al·luvial, i, en conseqüència, es dissipa molta de l'energia duta pel corrent d'aigua (Sedell *et al.* 1990, Capreolus Wildlife Consultancy 2005). Finalment, cal



esmentar la relació indirecta de les característiques de la riba amb l'alimentació, ja que les ribes amb materials tous afavoreixen l'assentament de la vegetació herbàcia. De forma quantitativa, aquest fet s'ha posat també de manifest en les correlacions entre les variables que conformen els dos factors explicatius.

Les característiques del curs d'aigua s'han relacionat amb la mobilitat, la seguretat i l'alimentació. Al riu Montsant, la rata d'aigua meridional, no s'ha trobat en trams sense aigua a l'abast. *Arvicola sapidus* és considerada una espècie estrictament dependent de l'aigua (Saucy 1999, Gosàlbez 1987, Garde 1992, Ventura 2007), malgrat que alguns autors també mencionen la seva presència en rius secs, llacunes o aiguamolls lluny dels cursos d'aigua (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007, Pita *et al.* 2010). La rata d'aigua ha ocupat majoritàriament indrets amb amplades i fondàries de mitjanes a grans (en relació a la magnitud d'aquest curs d'aigua). L'aigua representa un suport important per als desplaçaments i per a la fugida dels atacs dels depredadors, nedant i capbussant-se. Això vindria facilitat pels trams de riu amb fondàries de mitjanes a grans, donat que en les aigües somes no li seria possible escapar capbussant-se (Woodall 1993, *A. amphibius*). L'amplada del curs d'aigua influeix en els nivells de radiació solar que arriben al sotabosc, proporcionant un trencament del cobricel del bosc de ribera per damunt del riu (Gregory *et al.* 1991, Waters *et al.* 2001). Així, com més ample sigui el corrent d'aigua, major serà el forat en el cobricel, més grans les zones adjacents a la riba on la radiació solar pot incidir en el sotabosc, i en conseqüència, més favorable serà el desenvolupament de la vegetació, especialment herbàcia (que s'ha relacionat amb l'alimentació i la fugida en atacs de depredadors). Pel que fa a la velocitat de l'aigua circulant, les dades obtingudes en aquest estudi durant el període considerat, no permeten avaluar la seva importància i efecte: en la majoria dels trams prospectats, la velocitat observada ha sigut lenta o molt lenta.

El tancament vegetal s'ha mostrat com un factor que no aporta nova informació: l'efecte de les capçades dels arbres riberencs sobre la llera ha quedat parcialment explicat per la variació en l'amplada del curs d'aigua, i la possible influència del tancament sobre el risc de depredació per aus rapinyaires, ardeïdes i carnívors grimpadors, no ha estat observada.

Els resultats proporcionats per l'anàlisi factorial i l'arbre de relacions, han posat de manifest que la presència o absència de la rata d'aigua en un indret determinat no pot explicar-se per una sola característica de l'hàbitat, sinó que és deguda a una combinació de condicionants ambientals interrelacionats. Les combinacions d'aquests condicionants ens han permès caracteritzar escenaris diversos: escenari òptim (preferent per a l'establiment de l'arvicolí), amb curs d'aigua, riba i vegetació en condicions bones o molt bones; escenari



subòptim (acceptable per a l'establiment de l'arvicolí), amb combinació de característiques en condicions bones o molt bones i acceptables; i escenari hostil (no acceptable per a l'establiment de l'arvicolí) amb una o més característiques en condició inacceptable. El diferent patró d'ocupació de les zones nord i sud suggereix que l'ús, o no, dels escenaris subòptims s'ha de relacionar amb la possibilitat de trobar escenaris millors. En ambdós casos tots els subtrams amb condicions òptimes han estat ocupats, i pel que fa als subtrams de condicions subòptimes, a la zona nord es troben ocupats 11 de 12 subtrams i a la zona sud es troben ocupats 0 de 10 subtrams. En quant a la zona central, s'han trobat ocupats 57 de 61 subtrams amb condicions òptimes i 22 de 38 subtrams amb condicions subòptimes. Aquestes observacions suggereixen la possible existència d'una dinàmica poblacional tipus font-embornal (*source-sink-like dynamic*), com l'esmentada per Bonesi *et al.* (2002) per a *Arvicola amphibius*; és a dir, les zones amb condicions òptimes podrien actuar com a "fonts", derivant individus cap a zones menys òptimes quan la densitat fos més alta. Es desconeixen les causes concretes per les quals quatre subtrams amb condicions òptimes d'hàbitat no eren ocupats, si bé la pressió depredadora i/o la manca d'efectius (densitat) es perfilen com les explicacions més probables de la no recolonització. Per a *Arvicola amphibius*, Lawton *et al.* (1991) i Bonesi *et al.* (2002) atribueixen la manca d'ocupació dels llocs amb condicions adequades d'hàbitat a l'efecte d'aïllament (manca de connectivitat) respecte a d'altres llocs ocupats per l'espècie. En el riu Montsant, l'ocupació dels subtrams adjacents, el tram anterior i el tram posterior a tots quatre subtrams desocupats, descarta l'aïllament com a causa immediata de l'absència, així com l'efecte de la competència interespecífica. Pel que fa als escenaris hostils, la presència ocasional de rastres s'ha relacionat amb l'efecte corredor d'aquests subtrams en enllaçar subtrams òptims o subòptims ocupats, que seria utilitzat pels animals durant els moviments habituals o dispersius.

Les dades analitzades ens han mostrat igualment que, al riu Montsant, l'assentament de la rata d'aigua meridional no es aliè a l'efecte barrera dels embassaments. La construcció dels embassaments de Margalef (1992) i la Vilella Baixa (1984) ha comportat la fragmentació de la població d'*Arvicola sapidus*. La subpoblació nord es distribueix a la part alta del riu, i fins arribar a l'embassament de Margalef; és de mida reduïda (com es dedueix a partir de les dades d'ocupació i del nombre de rastres trobats) i disposa, majoritàriament, de zones amb condicions òptimes o subòptimes d'hàbitat. La subpoblació central es distribueix entre embassaments, es troba aïllada respecte de les altres dues subpoblacions, i disposa, majoritàriament, d'hàbitats amb condicions òptimes i subòptimes. Finalment, la



subpoblació sud, es distribueix aigües avall de l'embassament de la Vilella Baixa; és de mida molt reduïda, i els hàbitats dels que disposa no presenten condicions propícies per a l'assentament de l'espècie (Taula 4). Les subpoblacions nord i sud són molt petites, i tenen poca continuïtat en el territori, i la subpoblació central no disposa de connectivitat externa amb d'altres subpoblacions. En aquest entorn, la fragilitat de l'espècie és atribuïble a la fragmentació de l'espai i a la degradació de les condicions d'hàbitat. Les poblacions que es distribueixen en petits fragments d'hàbitat queden més afectades per les catàstrofes naturals (inundacions, incendis, sequeres), les aleatorietats demogràfiques (variació en les proporcions de sexes en néixer o morir) o ambientals (variació en la pressió depredadora, epidèmies), i les alteracions genètiques (endogàmia) (Shaffer 1981, Delibes 2002).

El manteniment i la recuperació de les condicions d'hàbitat en trams continus constitueix probablement l'eina més eficient per a aconseguir la supervivència de les poblacions de rata d'aigua meridional remanents: la relació obtinguda d'excrements i latrines entre zones amb condicions d'hàbitat òptima i subòptima suggereix que la millora de les condicions d'hàbitat ha de permetre incrementar la capacitat de càrrega, i que la recuperació d'entorns hostils ha d'incrementar les possibilitats d'assentament i ha d'afavorir la continuïtat en l'espai. En la línia descrita per Morris *et al.* (1998) i Bonesi *et al.* (2002), la densitat de població es pot estimar en base a la consideració de models lineals ajustats a l'entorn específic. Les relacions de dependència positiva entre el nombre d'excrements/latrines i la densitat de població suggereix una major capacitat de càrrega de les zones òptimes. D'altra banda, *Arvicola sapidus* generalment exhibeix un model poligínic de defensa de recursos, on un mascle comparteix territori amb diverses femelles, però, quan es redueix la mida o la qualitat de l'hàbitat, l'arvicòlid pot mostrar monogàmia facultativa (Román 2007, Pita *et al.* 2010). Els mascles poligínic tenen major èxit reproductiu que els mascles monògams, ja que l'èxit reproductiu anual està directament relacionat amb el nombre de femelles residents en el territori d'un mascle (Waterman 2007). Així, les condicions òptimes de l'hàbitat podrien venir igualment relacionades amb un major èxit reproductiu. La plasticitat demostrada per l'espècie amb l'ocupació de llocs menys adequats (condicions subòptimes) fixa el límit inferior exigible a la recuperació de l'hàbitat. A les zones nord i sud, les accions s'han d'orientar cap a la consecució de més espai adequat, incrementant la mida de les clapes d'hàbitat per a aconseguir una població mínima viable. A la zona central les accions s'han d'orientar a millorar les condicions d'hàbitat (per tal d'incrementar la capacitat de càrrega i aconseguir més continuïtat), i a minimitzar l'efecte de l'erosió genètica, en cas de produir-se (possiblement amb



translocacions). La concreció d'algunes d'aquestes propostes de gestió en l'àmbit del Parc Natural de la Serra de Montsant poden consultar-se a Mate i Barrull (2008). Aquesta línia d'actuació queda també reforçada pel fet que amb la conservació dels hàbitats més favorables al rosegador es redueix l'efecte d'altres amenaces, com ara la depredació per espècies foranes, i en particular del visó americà (Carter i Bright 2003, Mate i Barrull, 2010).

#### **4.1.5. Agraïments**

Els autors volen agrair a en J.Palet i a l'A.Segrove la seva col·laboració en la feina de camp, i als dos revisors anònims els seus valuosos suggeriments. I.Mate vol agrair a l'equip mèdic de les Unitats de Neuro-radiologia de l'Hospital Clínic i de l'Hospital de la Santa Creu i Sant Pau, de Barcelona, i especialment al Dr. A. Tomasello, el seu extraordinari treball professional i la seva humanitat.



#### 4.1.6. Referències

- Barreto G.R., Rushton S.P., Strachan R., Macdonald D.W. 1998. The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution of water voles in England. *Animal Conservation*, 1 (2): 129–137. doi: 10.1111/j.1469-1795.1998.tb00020.x.
- Barrull J., Mate I. 2007. *Fauna Vertebrada del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Diputació de Tarragona, Tarragona. 278 pp.
- Bonesi L., Rushton S., Macdonald D. 2002. The combined effect of environmental factors and neighbouring populations on the distribution and abundance of *Arvicola terrestris*. An approach using rule-based models. *Oikos*, 99 (2): 220–230. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.990202.x.
- Cabrera A. 1914. *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. 441 pp.
- Capreolus Wildlife Consultancy (C.W.C.). 2005. *The ecology and conservation of water voles in upland habitats*. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 099 (ROAME No. F99AC320).
- Carter S.P., Bright P.W. 2003. Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation*, 111 (3): 371–376. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00305-1.
- Collen B., McRae L., Deinet S., De Palma A., Carranza T., Cooper N., Loh J., Baillie J.E.M. 2011. Predicting how populations decline to extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366 (1577): 2577-2586. doi: 10.1098/rstb.2011.0015.
- Delibes M. 2002. Infraestructuras, hàbitats y biodiversidad. *I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente (ICITEMA). Ponencias y Comunicaciones*, 1: 173-190. Madrid, 13-15 Febrero 2002.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9 (1): 12-19.
- Garde J.M. 1992. *Biología de la rata de agua Arvicola sapidus Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España)*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona. 496 pp.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993. Situación actual de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Revista del Centro de Estudios Merindad de Tudela*, 5: 121-130.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996. Reproductive cycle of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) from southern Navarre, Spain. *Acta Theriologica*, 41 (4): 353-365.
- Garde J.M., Escala M.C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia Zoologica*, 49 (4): 287-293.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona.
- Graells M.P. 1897. *Fauna Mastodològica Ibérica*. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, tomo XVII. Imprenta de Luis Aguado, Madrid. 880 pp.
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummings K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41 (8): 540-551.
- Gromov I.M., Polyakov I.Y. 1992. *Fauna of the USSR. Mammals. Vol. III. No. 8. Voles (Microtinae)*. Brill Academic Publishers, Leiden. 725 pp.
- Jennings S.B., Brown N.D., Sheil D. 1991. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72 (1): 59-73. doi: 10.1093/forestry/72.1.59.
- Kennedy K.A., Addison P.A. 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. *Journal of Ecology*, 75 (1): 151-157.





- Kercher S.M., Frieswyk C.B., Zedler J.B. 2003. Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. *Journal of Vegetation Science*, 14 (6): 899-906. doi: 10.1111/j.1654-1103.2003.tb02223.x.
- King C. 1985. Interactions between woodland rodents and their predators. *Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 219 – 247.
- Lawton J.H., Woodroffe G.L. 1991. Habitat and the distribution of water voles: Why are there gaps in a species' range? *The Journal of Animal Ecology*, 60 (1): 79-91.
- Luscier J.D., Thompson W.L., Wilson J.M., Gorham B.E., Dragut L.D. 2006. Using digital photographs and object-based image analysis to estimate percent ground cover in vegetation plots. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (8): 408–413. doi: 10.1890/1540-9295(2006)4[408:UDPAOI]2.0.CO;2.
- Mate I., Barrull J. 2008. *La rata d'aigua, Arvicola sapidus, al Parc Natural de la Serra de Montsant. I. Distribució i estima poblacional*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Dep. Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. CDMA 1300054085. 62 pp.
- Mate I., Barrull J. 2010. Primera cita de visón americano (*Neovison vison* Schreber, 1777) en el riu Montsant (Tarragona). *Galemys*, 22 (2): 63–65.
- Morris D.W. 1987. Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs*, 57 (4): 269-281.
- Morris D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1-13. doi: 10.1007/s00442-003-1241-4.
- Morris P.A., Morris M.J., MacPherson D., Jefferies D.J., Strachan R., Woodroffe G.L. 1998. Estimating numbers of the water vole *Arvicola terrestris*: a correction to the published method. *Journal of Zoology*, 246 (1): 61–62. doi: 10.1111/j.1469-7998.1998.tb00132.x.
- Orians G.H., Wittenberger J.F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist*, 137 (Supplement: Habitat Selection): 29-49.
- Orta J., Ruiz-Olmo J. 1987. *Estudi sobre l'embassament de Margalef al riu Montsant. I. Estudi de l'impacte sobre els sistemes naturals*. Servei de Protecció e la Natura - Direcció General de Política Forestal - Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 55 pp.
- Pascual R. 2007. *Flora de la serra de Montsant. Vol 1*. Rafael Dalmau editor, Barcelona. 671 pp.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 651–662. doi: 10.1007/s10344-009-0360-6.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37 (2): 124–132. doi: 10.1016/j.actao.2011.01.006.
- Prenda J., Granado-Lorencio C. 1996. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation*, 76 (1): 9-15. doi: 10.1016/0006-3207(95)00080-1.
- Rigaux P., Chalbos M., Auvity F., Braure E., Trouillet S. 2009. *Éléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du campagnol amphibie (Arvicola sapidus): exemple de trois sites en Auvergne*. Groupe Mammalogique d'Auvergne. Rapport d'étude. 22 pp.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 26/03/2011.
- Román J. 2003. Guía de indicios de los mamíferos. Rata de agua *Arvicola sapidus* Miller 1908. *Galemys*, 15 (2): 55-59.
- Román J. 2007. *Historia natural de la rata de agua Arvicola sapidus en Doñana*.



- Tesi doctoral. Universidad Autònoma de Madrid, Madrid. 194 pp.
- Saint-Girons M.-C. 1973. *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin, Paris. 481 pp.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T & AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Sedell J.R., Reeves G.H., Hauer F.R., Stanford J.A., Hawkins C.P. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, 14 (5): 711-724. doi: 10.1007/BF02394720.
- Shaffer M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31 (2): 131-134.
- Sykes J.M., Horrill A.D., Mountford M.D. 1983. Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. *Journal of Ecology*, 71 (2): 437-450.
- Vanha-Majamaa I., Salemaa M., Tuominen S.M., Mikkola K. 2000. Digitized photographs in vegetation analysis –a comparison of cover estimates. *Applied Vegetation Science*, 3 (1): 89-94. doi: 10.2307/1478922.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ventura J., Gosàlbez J., López-Fuster M.J. 1989. Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zoologischer Anzeiger*, 223 (5-6): 283-290.
- Waterman J. 2007. Male mating strategies in rodents. A: Wolff, J.O. & Sherman, P.W. (eds.), *Rodent Societies. An Ecological & Evolutionary Perspective*: 27-41. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Waters J.R., Zabel C.J., McKelvey K.S., Welsh Jr. H.H. 2001. Vegetation patterns and abundances of amphibians and small mammals along small streams in a Northwestern California watershed. *Northwest Science*, 75 (1): 37-52.
- Westoby M., Leishman M., Lord J. 1996. Comparative ecology of seed size and dispersal [and discussion]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 351 (1345), "Plant Life Histories: Ecological Correlates and Phylogenetic Constraints": 1309-1318. doi: 10.1098/rstb.1996.0114.
- Woodall P.F. 1993. Dispersion and habitat preference of the Water vole (*Arvicola terrestris*) on the River Thames. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 58 (3): 160-171.



*“Las espadañas se agitaron un momento, se oyó un sordo rumor de lucha y, al cabo, un breve gruñido, y el tío Ratero dijo:*

*– Ya la tiene.*

*La perra regresó junto a ellos, con la rata atravesada en la boca, moviendo el rabo cercenado jubilosamente. El tío Ratero le quitó a la perra la rata de la boca.*

*– Es un buen macho – dijo.*

*Los dientes de la rata asomaban bajo el hocico en una demostración de agresividad inútil.”*

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**

**Cap. 4**



**Revisió del paper de la rata d'aigua  
(*Arvicola sapidus*) en la dieta dels  
depredadors**



## Capítol 4.2

### Revisió del paper de la rata d'aigua (*Arvicola sapidus*) en la dieta dels depredadors

#### The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of predators: A review

Isabel Mate<sup>1\*</sup>, Joan Barrull<sup>1</sup>, Joaquim Gosálbez<sup>1</sup>, Jordi Ruiz-Olmo<sup>2</sup> i Miquel Salicrú<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Biologia Animal, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

<sup>2</sup> Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Biodiversitat, Doctor Roux 80, 08017 Barcelona.

<sup>3</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Estadística, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

Mate I., Barrull J., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015. The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of predators: A review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40.  
doi: 10.1111/mam.12030.



### 4.2.0. Resum

1. En la recuperació i la conservació d'espècies amenaçades, com la rata d'aigua meridional *Arvicola sapidus*, és important conèixer l'efecte de la depredació sobre les seves poblacions.
2. L'impacte d'un depredador sobre una espècie-presa depèn de la dinàmica i estructura poblacional d'ambdós actors i de les seves abundàncies, així com de les interrelacions amb d'altres espècies. Quan considerem grans àrees geogràfiques, l'anàlisi de la dimensió tròfica proporciona una aproximació al coneixement de l'efecte de la pressió depredadora sobre la presa.
3. Per tal d'esbrinar l'impacte potencial dels depredadors sobre la rata d'aigua meridional, hem emprat la informació proporcionada per 74 treballs, sobre la dieta dels depredadors en l'àrea de distribució de l'espècie. L'espectre tròfic s'ha estudiat a partir d'excrements, continguts estomacals o egagròpiles, en els quals l'arvicolí hi és present.
4. Considerant el percentatge de biomassa consumida en nou categories tròfiques, l'impacte potencial dels depredadors s'ha relacionat amb el perfil de la dieta, la diversitat tròfica, la intensitat de consum de rata d'aigua, i amb la disponibilitat de preses preferents.
5. En les localitats estudiades la rata d'aigua meridional no ha estat la presa preferida de cap dels depredadors estudiats, però pot representar una presa alternativa per a alguns d'ells, especialment quan les preses principals són escasses. S'ha posat de relleu, però, que els depredadors amb un major impacte potencial sobre les poblacions del rosegador són *Lutra lutra*, i *Ardea cinerea*, i, amb un impacte moderat trobem mesocarnívors (*Felis silvestris*, *Genetta genetta*, *Neovison vison*, *Vulpes vulpes* i *Martes foina*), un au que freqüenta els ambients aquàtics (*Ciconia ciconia*), i els rapinyaires *Aquila fasciata* i *Hieraetus pennatus*.
6. En la planificació de mesures per a la conservació de l'espècie com ara translocacions i/o reintroduccions, els resultats obtinguts poden constituir una eina útil a l'hora de dissenyar estratègies per disminuir la pressió depredadora de cara a afavorir l'èxit d'aquests programes.

**Paraules clau:** Arvicolinae, depredadors, diversitat tròfica, espècies amenaçades, pressió depredatòria.



### 4.2.1. Introducció

Els arvicolins (Rodentia, Cricetidae, Arvicolinae) són un grup de 143 espècies àmpliament distribuïdes pel Nord i Centre d'Amèrica, Euràsia i el Nord d'Àfrica. La majoria són excavadores i herbívores, i comunes en la tundra, les pastures temperades, les estepes, els matollars, els boscos oberts i les zones rocalloses; unes poques són aquàtiques o arbòries (Gromov i Polyakov 1992). Algunes espècies són considerades plagues, mentre que d'altres estan classificades com en perill crític. Així, molts dels esforços destinats a comprendre la biologia dels arvicolins, van, en part, destinats a gestionar la dinàmica poblacional de les espècies plaga i, en part, a alleujar les causes que provoquen la reducció dramàtica que pateixen algunes de les espècies amenaçades (Strachan i Moorhouse 2006).

La creixent intervenció humana sobre el territori ha intensificat i accelerat la parcel·lació dels sistemes naturals, generant ruptures i espais que han alterat la quantitat i disponibilitat dels recursos tròfics, les àrees de refugi i la incidència dels depredadors sobre les espècies més vulnerables. La pèrdua, la fragmentació i la modificació de l'hàbitat en els darrers anys ha estat la causa principal de la disminució de les poblacions d'alguns arvicolins (Jefferies 2003). D'altra banda, la recuperació dels superdepredadors autòctons i la introducció de carnívors al·lòctons també han estat fortament implicades en les recents davallades i extincions locals d'aquests rosegadors (Strachan *et al.* 1998). Els arvicolins presenten unes característiques de mida corporal i de comportament adequades perquè formin part de la dieta de molts depredadors (Pearson 1985). En latituds septentrionals, on les densitats d'arvicolins són elevades, mustèlids i rapinyares nocturns s'han especialitzat en el consum d'aquestes espècies, adaptant respostes tant funcionals com numèriques a les fluctuacions cícliques poblacionals de les seves preses (Korpimäki 1993, Hanski *et al.* 2001, Sundell 2006, Mikkola 2010).

La rata d'aigua meridional és un petit arvicolí endèmic del sud-oest europeu, que es distribueix per Portugal, Espanya i part de França (Saucy 1999). Està adaptat a la vida semiaquàtica i es troba, preferentment, a prop de l'aigua corrent o estancada (també en prats humits i zones torboses), sempre que les ribes siguin cobertes d'abundant vegetació herbàcia i la terra dels marges sigui apta per a poder-hi excavar galeries (Ventura 2007, Mate *et al.* 2013). La seva limitada distribució geogràfica, l'escassa densitat de població i la tendència a la disminució dels seus efectius, han comportat que aquesta espècie estigui catalogada com a Vulnerable (Rigaux *et al.* 2008). La pèrdua de la qualitat de l'hàbitat s'ha mostrat com una de les causes que expliquen la disminució de les seves poblacions (Mate



*et al.* 2013), però és poc conegut el paper que tenen els depredadors sobre l'espècie. Un gran nombre d'espècies de mamífers i aus s'han mostrat com a depredadors de la forma aquàtica de la rata talpera euroasiàtica (*Arvicola amphibius*), espècie de requeriments ecològics semblants als d'*Arvicola sapidus* (Strachan i Jefferies 1993, Forman 2005). Pel que fa a la rata d'aigua meridional, s'han dut a terme alguns treballs, principalment adreçats a estudiar els efectes de carnívors introduïts com ara el visó americà (*Neovison vison*) (Melero *et al.* 2012, García-Díaz *et al.* 2013). Per contra, els estudis adreçats a determinar l'efecte produït per altres espècies de depredadors autòctons sobre les poblacions de l'arvicolí són escassos i fragmentats (Garde i Escala 1993).

La pressió depredadora sobre una espècie-presa depèn fonamentalment dels següents factors: l'abundància i la dinàmica poblacional de l'espècie-depredadora, el consum mitjà del depredador, la presència i interacció del depredador amb altres depredadors del gremi, l'abundància i la dinàmica de població de l'espècie-presa, l'edat i sexe dels individus capturats, l'estacionalitat de les captures, la presència de preses alternatives i la seva densitat, el valor energètic net obtingut per captura, i l'impacte diferencial dels depredadors nadius i exòtics (Denno i Lewis 2009). A nivell local, el coneixement de tots aquests factors (o d'una part d'ells) permet construir models dinàmics que simulen la relació depredador-presa (Begon *et al.* 1996), i les aproximacions lineals basades en la densitat i la ingesta del depredador proporcionen indicis sobre el seu impacte potencial sobre les preses (p.ex. Forman 2005). En àrees geogràficament extenses, l'heterogeneïtat espacial fa necessària la caracterització d'aquests factors en els diferents ambients locals. La manca d'aquesta informació detallada en l'àrea de distribució d'*Arvicola sapidus*, permet la simulació d'escenaris, però no la predicció de resultats concrets a nivell local. Sense models que integrin tots els factors, la dimensió tròfica dels depredadors proporciona una primera aproximació al coneixement de l'efecte de la pressió depredadora sobre aquest arvicolí. Per aquest motiu, l'impacte potencial s'ha relacionat amb el perfil de la dieta i l'hàbitat preferent dels depredadors, el grau de diversitat tròfica i la substitució d'espècies presa, i la importància de la rata d'aigua dins del conjunt de les espècies ingerides.

En aquest treball de revisió ens hem fixat els següents objectius: 1) identificar els principals depredadors de la rata d'aigua i classificar-los segons el perfil de la seva dieta, 2) establir la importància quantitativa de la rata d'aigua en la dieta dels depredadors, i 3) avaluar l'impacte potencial dels depredadors sobre la rata d'aigua. Els requeriments estratègics per als programes de reintroducció d'espècies animals, suggereixen l'estudi de l'estatus,





l'ecologia, la història de vida, la fisiologia i la possibilitat de malalties de les poblacions salvatges per avaluar les necessitats de les espècies i la idoneïtat de les àrees d'alliberament (Anònim 1998). En aquest sentit, el coneixement aportat sobre els depredadors de la rata d'aigua esdevé una eina útil per a la planificació de futures translocacions o reintroduccions.

#### 4.2.2. Mètode

Com a potencials depredadors de rata d'aigua, s'han considerat tots els vertebrats que inclouen micromamífers en la seva dieta, segons la literatura (Elliot 1992, Martínez-Vilalta i Motis 1992, Thiollay 1994, White *et al.* 1994, Bruno i Mageri 1995, Archibald i Meine 1996, Burger i Gochfeld 1996, Bruce 1999, Marks *et al.* 1999, Arnold i Ovenden 2002, Macdonald i Barrett 2005, Yosef 2008, Dos Anjos 2009, Mikkola 2011): 3 espècies de peixos, 15 espècies de rèptils, 53 espècies d'aus, i 19 espècies de mamífers (Taula 1).

Mitjançant l'ús de buscadors genèrics (Google Scholar), d'editorials (De Gruyter, Elsevier, Springer, i Wiley), i de revistes especialitzades en vertebrats que no pertanyen als grups editorials anteriors, més locals dins de l'àmbit de distribució (*Ardeola*, *Galemys Spanish Journal of Mammalogy*, *Arvicola*, *Revista Española de Herpetología*, entre d'altres), s'han cercat els treballs d'interès. La cerca s'ha realitzat (en anglès, francès, portuguès o castellà) considerant cadenes formades per combinacions de quatre paraules clau: 1) "nom específic del depredador" (un dels del llistat de la taula 1); 2) "diet", "feeding", "food", o "trophic" (una de les quatre paraules); 3) "rodent" o "small mammal" (una de les dues paraules); i 4) "France", "Portugal", "Spain", o "Iberian Peninsula" (un dels termes geogràfics). Els treballs que aporten informació potencial sobre la dieta dels depredadors en l'àrea de distribució de l'espècie han estat descarregats per pàgines consecutives seguint l'ordre de resultats de la cerca, sempre que no haguessin estat descarregats prèviament. Les referències dels treballs no disponibles a la xarxa han estat anotades per a la seva posterior cerca en hemeroteca. Per a cada combinació de paraules, la cerca s'ha aturat quan la revisió de la pàgina completa de resultats mostrada pel buscador no ha facilitat cap treball referent a la dieta dels depredadors en l'àrea de distribució de la rata d'aigua meridional.

**Taula 1.** Predadors susceptibles de capturar micromamífers, considerats en aquest estudi com a potencials depredadors de rata d'aigua meridional. Marcades amb asterisc<sup>(\*)</sup> les espècies en la dieta de les quals s'ha observat rata d'aigua meridional.



	família	espècies
PEIXOS	Esocidae	<i>Esox lucius</i>
	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>
	Siluridae	<i>Silurus glanis</i>
RÈPTILS	Lacertidae	<i>Lacerta bilineata</i> , <i>Timon lepidus</i>
	Colubridae	<i>Coluber hippocrepis</i> , <i>Hierophis viridiflavus</i> , <i>Coronella austriaca</i> , <i>Coronella girondica</i> , <i>Zamenis longissimus</i> , <i>Rinechis scalaris</i> , <i>Macroprotodon cucullatus</i> , <i>Malpolon monspessulanus</i> , <i>Natrix natrix</i> , <i>Natrix maura</i> <sup>(*)</sup>
	Viperidae	<i>Vipera latasti</i> <sup>(*)</sup> , <i>Vipera aspis</i> , <i>Vipera seoani</i>
AUS	Strigidae	<i>Aegolius funereus</i> , <i>Asio flammeus</i> <sup>(*)</sup> , <i>Asio otu</i> <sup>(*)</sup> , <i>Athene noctua</i> <sup>(*)</sup> , <i>Bubo bubo</i> <sup>(*)</sup> , <i>Otus scops</i> , <i>Strix aluco</i> <sup>(*)</sup>
	Tytonidae	<i>Tyto alba</i> <sup>(*)</sup>
	Accipitridae	<i>Neophron percnopterus</i> , <i>Aquila chrysaetos</i> , <i>Aquila adalberti</i> <sup>(*)</sup> , <i>Aquila fasciata</i> <sup>(*)</sup> , <i>Circaetus gallicus</i> , <i>Hieraetus pennatus</i> <sup>(*)</sup> , <i>Milvus milvus</i> <sup>(*)</sup> , <i>Milvus migrans</i> <sup>(*)</sup> , <i>Circus aeruginosus</i> <sup>(*)</sup> , <i>Circus cyaneus</i> , <i>Circus pygargus</i> , <i>Elanus caeruleus</i> , <i>Buteo buteo</i> <sup>(*)</sup> , <i>Accipiter gentilis</i> <sup>(*)</sup> , <i>Accipiter nisus</i>
	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i> , <i>Falco naumanni</i> , <i>Falco peregrinus</i> , <i>Falco columbarius</i>
	Laridae	<i>Larus fuscus</i> , <i>Larus michahellis</i> , <i>Larus canus</i> , <i>Larus marinus</i> , <i>Larus argentatus</i> , <i>Ichthyaeetus audouinii</i> , <i>Ichthyaeetus melanocephalus</i>
	Corvidae	<i>Pyrrhocorax graculus</i> , <i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i> , <i>Corvus corax</i> , <i>Corvus frugilegus</i> , <i>Corvus corone</i> , <i>Pica pica</i>
	Laniidae	<i>Lanius collurio</i> , <i>Lanius meridionalis</i> , <i>Lanius senator</i> , <i>Lanius minor</i>
	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i> <sup>(*)</sup> , <i>Ardea purpurea</i> , <i>Bubulcus ibis</i> , <i>Nycticorax nycticorax</i> , <i>Botaurus stellaris</i>
	Ciconiidae	<i>Ciconia ciconia</i> <sup>(*)</sup> , <i>Ciconia nigra</i>
	Otididae	<i>Otis tarda</i>
	Gruidae	<i>Grus grus</i>
MAMÍFERS	Canidae	<i>Canis lupus</i> <sup>(*)</sup> , <i>Vulpes vulpes</i> <sup>(*)</sup>
	Ursidae	<i>Ursus arctos</i>
	Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>
	Mustelidae	<i>Mustela erminea</i> , <i>Mustela lutreola</i> , <i>Mustela nivalis</i> , <i>Mustela putorius</i> <sup>(*)</sup> , <i>Neovison vison</i> <sup>(*)</sup> , <i>Martes foina</i> <sup>(*)</sup> , <i>Martes martes</i> <sup>(*)</sup> , <i>Meles meles</i> <sup>(*)</sup> , <i>Lutra lutra</i> <sup>(*)</sup>
	Viverridae	<i>Genetta genetta</i> <sup>(*)</sup>
	Herpestidae	<i>Herpestes ichneumon</i> <sup>(*)</sup>
	Felidae	<i>Felis silvestris</i> <sup>(*)</sup> , <i>Lynx lynx</i> , <i>Lynx pardinus</i>
	Suidae	<i>Sus scrofa</i>

La cerca amb les paraules-clau ha proporcionat un total de 979 treballs en els quals es descriu la dieta dels depredadors, a partir d'excrements, continguts estomacals o egagròpiles. En únicament 135 d'aquests 979 treballs revisats, *Arvicola sapidus* apareix com espècie-presa i, d'entre aquests, només s'han seleccionat els estudis en els quals es relacionen més de 30 individus-presa per cada depredador i les dades presentades permeten determinar els nombres o la freqüència relativa dels individus de cada espècie de presa a la dieta (Román 2007). El lliandar mínim de 30 individus-presa garanteix que la



desviació típica de l'estimació del percentatge de biomassa de cada presa en la dieta sigui inferior al 10% quan es té màxima incertesa ( $n=30$  i  $p=q=0.5$ ). Amb aquestes restriccions hem pogut comptar amb les dades de 74 articles publicats, que inclouen en algun cas més d'un depredador i més d'una localitat. A més, s'han afegit les dades no publicades dels autors, obtingudes en l'àrea de la Serra de Montsant (NE Spain,  $41^{\circ}17'N-0^{\circ}47'E$ ), i corresponents a fagina (*Martes foina*), guineu (*Vulpes vulpes*) i geneta (*Genetta genetta*). En total, s'han estudiat 138 espècies-localitat (Apèndix S1).

Per descriure el patró d'alimentació dels depredadors, les restes de les preses identificades s'han agrupat en 9 categories alimentàries: (1) fruits/llavors, (2) invertebrats, (3) peixos, (4) amfibis, (5) rèptils, (6) aus, (7) lagomorfs, (8) micromamífers (rosegadors, insectívors, quiròpters), i (9) carronya. En una segona aproximació, la categoria alimentària "micromamífers" s'ha desdoblada en: "rata d'aigua" (8a) i "altres micromamífers" (8b), per tal de valorar la incidència de cada espècie depredadora sobre la rata d'aigua. La composició de la dieta s'ha expressat en percentatge de biomassa consumida en cadascuna de les categories alimentàries. La biomassa associada a cada tipus de presa s'ha calculat a partir de les nostres dades, utilitzant la mitjana aritmètica dels pesos de trenta unitats individuals de cada espècie-presa recol·lectades en l'àrea d'estudi. Per a les categories de grans preses o carronya, es va assignar la màxima biomassa que, en mitjana, és consumida en una sola ingesta per cada depredador específic (Callejo *et al.* 1979, Cramp i Simmons 1986-1994, Henry *et al.* 1988, Artois 1989, Palomares i Delibes 1990, Gil-Sánchez 1998b, Barrientos i Virgós 2006, Mikkola 2010).

Per compendiar la informació obtinguda de forma individual, els depredadors s'han agrupat per afinitat de dieta. Les analogies i diferències entre espècies s'han caracteritzat mitjançant la distància Bray-Curtis entre els perfils de dieta, la classificació en grups s'ha obtingut aplicant el mètode K-means i la significació de diferències en la dieta dels grups s'ha posat de manifest amb el test estadístic PERMANOVA ( $n=10.000$  permutacions). Per tal de mostrar els grups i visualitzar la proximitat entre les espècies en les diferents localitats, s'ha obtingut la representació (gràfic de dispersió) en un espai de dimensió reduïda (dos dimensions), emprant la tècnica del *multidimensional scaling* (MDS). A més, cada grup ha estat caracteritzat pel seu perfil mitjà (mitjana de perfils de les espècies que el componen). La classificació pel mètode K-means i la representació MDS s'han dut a terme amb el software Ginkgo del paquet VegAna (Bouxin 2005), i el contrast de les dietes entre els grups



s'ha realitzatp utilitzant PRIMER v.6 (Clarke i Gorley 2006) en el mòdul de PERMANOVA+ (Anderson *et al.* 2008).

Per tal d'identificar les espècies depredadores que podrien afectar en major mesura la supervivència de la rata d'aigua, s'ha avaluat conjuntament la diversitat tròfica i el percentatge de l'arvicolí en la dieta del depredador. La diversitat tròfica de cada espècie depredadora s'ha mesurat amb l'índex de Gini-Simpson estandarditzat:

$$D = \frac{s}{s-1} \left[ 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2 \right]$$

on  $p_i$  és la proporció de biomassa de la categoria tròfica  $i$ , i  $s$  és el nombre de categories alimentàries presents a la dieta (en el cas que ens ocupa 9 és el màxim), agrupant les localitats dins de cada grup corresponents a la mateixa espècie. Aquest índex varia entre 0 i 1. Els valors propers a 0 s'associen a baixa diversitat tròfica (alta especialització) en la dieta. En aquest cas, el depredador s'alimenta gairebé exclusivament d'una espècie de presa o grup de preses. Per contra, els valors propers a 1 s'associen a una alta diversitat tròfica (comportament alimentari generalista). Per facilitar la interpretació dels resultats el rang de diversitat s'ha dividit en tres intervals de diversitat: baixa (0-0,33), intermèdia (0,34-0,66) i alta (0,67-1).

De forma qualitativa, la intensitat en el consum de cada categoria tròfica s'ha referenciat en l'escala següent: presa bàsica, si suposa més del 20% de la biomassa de les captures; presa constant, si es troba entre el 5% i el 20%; presa suplementària, si suposa entre l'1% i el 5%; i presa ocasional, quan contribueix en menys del 1% en l'alimentació del depredador (Ruprecht 1979). L'efecte dels depredadors sobre la rata d'aigua dependrà de la resposta funcional del depredador (relació entre aliment consumit i l'aliment disponible en una unitat de temps) i de la densitat del depredador (Begon *et al.* 1996, Denno i Lewis 2009). En conseqüència, l'impacte potencial d'un depredador es relacionarà amb la intensitat del consum i amb el nivell d'especialització.

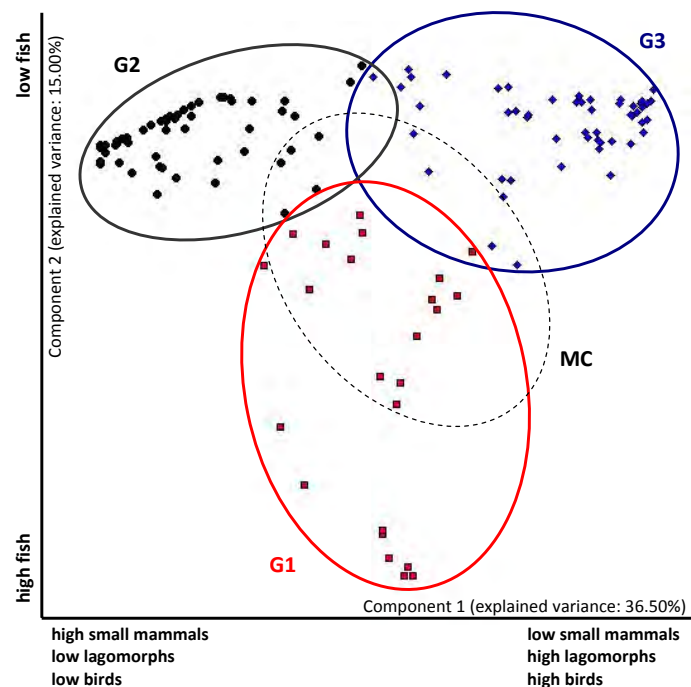
### 4.2.3. Resultats

S'han trobat referències de presència de rata d'aigua meridional en la dieta de 35 espècies de depredadors (38,9% dels vertebrats que inclouen micromamífers en la seva dieta). D'entre aquestes 35 espècies, els estudis referits a 29 d'elles satisfan les premisses establertes en la metodologia d'aquest treball: 2 rèptils, 16 aus i 11 espècies de mamífers



carnívors (vegeu Taula 1, espècies marcades amb asterisc, i Apèndix S1). Malgrat incloure la presència de rata d'aigua en la dieta, les dades de 6 espècies de depredadors no van ser incloses en les anàlisis degut a la impossibilitat de determinar en l'estudi corresponent la freqüència relativa de les preses; aquestes són: un peix, *Esox lucius* (Domínguez i Pena 2001); un rèptil, *Malpolon monspessulanus* (Barbadillo *et al.* 1999); una au, *Aquila chrysaetos* (Delibes *et al.* 1975), i tres mamífers carnívors, *Mustela nivalis* (Ruiz-Olmo 1995), *Mustela erminea* (Palomo i Gisbert 2002) i *Lynx pardinus* (Delibes 1980).

La classificació per perfil de dieta de les espècies de depredadors ha posat de manifest la presència de tres grups (per a tres grups es maximitza l'estadístic *silhouette*,  $S = 0,4777$ , i també es maximitza la reducció en el percentatge del *total error sum of squares*,  $\Delta TESS = 28,92\%$ ). El grup 1 (G1) està constituït principalment per aus i mesocarnívors d'ambients aquàtics, el grup 2 (G2) està integrat principalment per rapinyaires nocturns de mida mitjana i per mesocarnívors, i el grup 3 (G3) està format per rapinyaires de mida gran i mesocarnívors (Figura 1). El contrast dels perfils de dieta ha posat de manifest la significació de les diferències a nivell global ( $p < 0,001$ ), i la comparació de les dietes per parelles (G1 i G2, G1 i G3, G2 i G3), ha confirmat les diferències en tots els casos ( $p < 0,001$ ).



**Figura 1.** Representació bidimensional dels tres grups de depredadors de rata d'aigua meridional *Arvicola sapidus*, aconseguits aplicant el mètode de classificació K-means amb distància Bray Curtis entre perfils de dieta (G1, G2 i G3), d'acord amb la tècnica del multidimensional scaling. Àrea amb línia discontinua = MC (mesocarnívors).



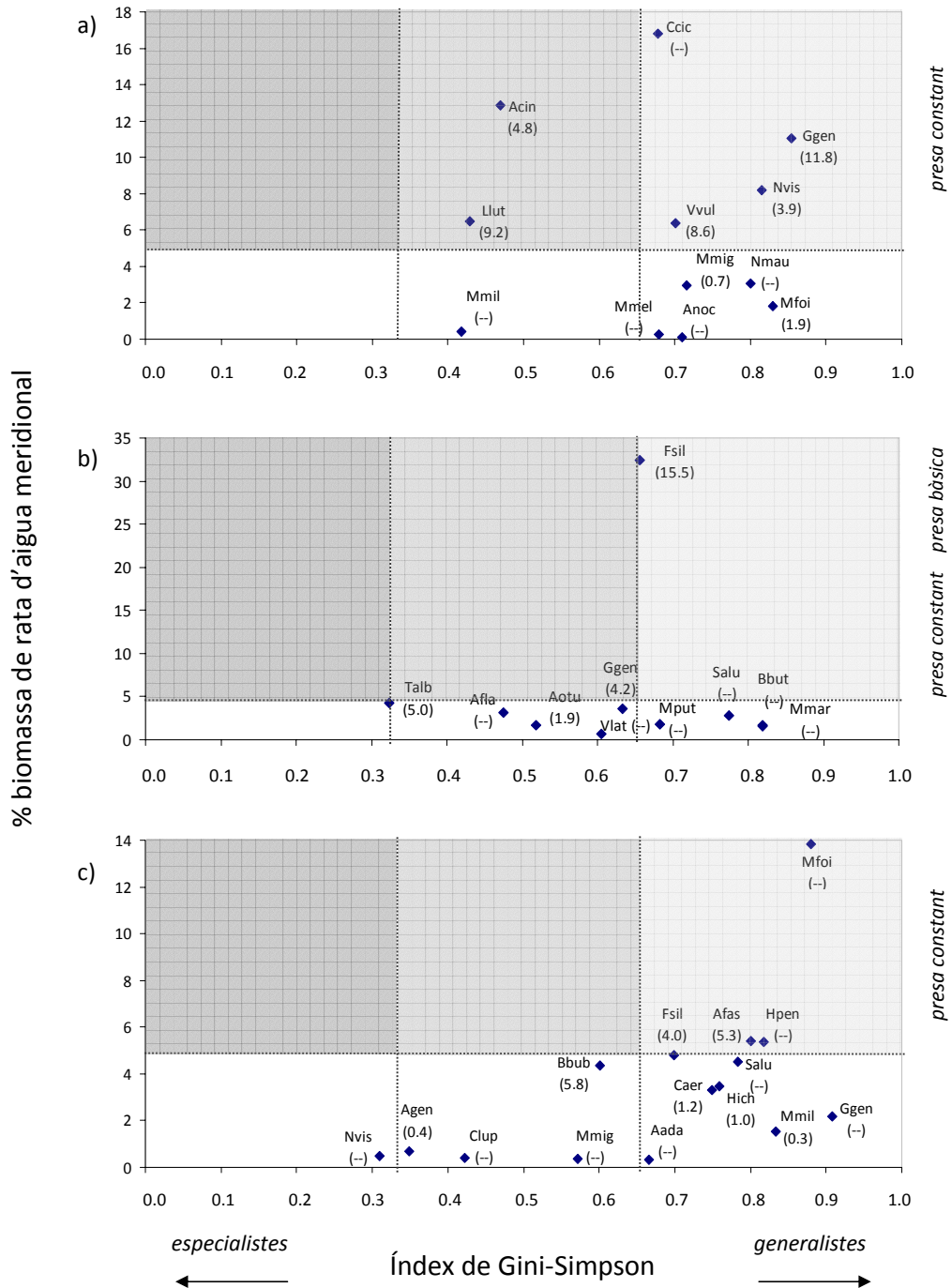
La representació conjunta d'aquests grups i de les espècies que els integren ha mostrat que, tot i les diferències, es produeix un solapament intergrup, el qual, de forma majoritària, es concreta en els mesocarnívors (Figura 1). La correlació entre les components i el percentatge en la dieta de les categories alimentàries (per a les espècies en les localitats) ha permès relacionar la component 1 amb el consum de micromamífers ( $r = -0,93$ ), lagomorfs ( $r = +0,83$ ) i aus ( $r = +0,43$ ), i la component 2 amb el consum de peix ( $r = -0,87$ ). La posició en la representació gràfica (gràfic de dispersió) i el perfil mitjà en la dieta de cada grup ha posat de relleu que: G1 és un grup heterogeni (aus i mesocarnívors d'ambients aquàtics) que s'alimenta de peixos com a preses bàsiques, i de micromamífers, invertebrats i fruits/llavors com a preses constants; el G2 s'alimenta de micromamífers com a preses bàsiques i d'aus com a preses constants; i el G3 s'alimenta de lagomorfs i aus com a preses bàsiques, i de micromamífers com a preses constants (Taula 2).

**Taula 2.** Perfil mitjà del percentatge de biomassa en la dieta dels grups tròfics de depredadors que inclouen la rata d'aigua com a presa. Marcades amb un asterisc<sup>(\*)</sup>, les preses bàsiques de cada grup.

	Fruits /llavors	Invertebrats	Peixos	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micro-mamífers	Carronya	Índex de Gini-Simpson	% <i>Arvicola sapidus</i>
G1	10,4	11,0	30,4 <sup>(*)</sup>	4,1	8,6	8,5	2,5	15,6	8,8	<b>0,9</b>	6,7
G2	1,0	0,5	0,0	2,5	2,1	11,7	2,2	79,1 <sup>(*)</sup>	1,0	<b>0,4</b>	4,8
G3	0,4	0,4	0,3	0,2	2,5	27,7 <sup>(*)</sup>	51,0 <sup>(*)</sup>	13,5	4,0	<b>0,7</b>	3,9

La posició central (de frontera entre grups) dels mesocarnívors en el gràfic 2D explica un comportament alimentari que abasta gairebé tots els perfils de dieta. El comportament més generalista es posa també de manifest en el contrast de mitjanes de les categories alimentàries en la dieta: 4,76 en el total de la població de depredadors i 6,44 en els mesocarnívors. El desdoblament de la categoria tròfica "micromamífers", en "rata d'aigua" i "altres micromamífers", ha permès quantificar l'aportació mitjana de l'arvicolí en la dieta de cadascun dels grups. Els resultats obtinguts mostren que cap grup focalitza la rata d'aigua de forma específica en la seva dieta [les dades per a cada grup es mostren com a mitjana  $\pm$  d.e. (mín.-màx.)]: G1: 6,7%  $\pm$  7,7% (0,1-28,2%); G2: 4,8%  $\pm$  7,1% (0,2-43,4%); i G3: 3,9%  $\pm$  5,0% (0,3-30,3%), si bé s'observa una major incidència en l'alimentació de les espècies aquàtiques del G1, on l'arvicolí és una presa constant.





**Figura 2.** Diversitat tròfica versus consum de rata d'aigua meridional dels tres grups de depredadors: a) G1, b) G2, i c) G3. Cada punt correspon al valor mitjà del percentatge de biomassa per als estudis de cada espècie considerada en cada grup. Ombrejades en escala de grisos, les àrees del gràfic on l'impacte potencial dels depredadors sobre *Arvicola sapidus* és més gran (gris molt fosc, molt alt; gris fosc, alt; gris clar, moderat). Entre parèntesi, sota l'etiqueta de cada espècie, desviació típica intraespècie en el conjunt de localitats dins de cada grup tròfic; (--) significa que les dades són d'un únic estudi. Abreviatures: **Aada**, *Aquila adalberti*; **Acin**, *Ardea cinerea*; **Afas**, *Aquila fasciata*; **Afla**, *Asio flammeus*; **Agen**, *Accipiter gentilis*; **Anoc**, *Athene noctua*; **Aotu**, *Asio otus*; **Bbub**, *Bubo bubo*; **Bbut**, *Buteo buteo*; **Caer**, *Circus aeruginosus*; **Ccic**, *Ciconia ciconia*; **Clup**, *Canis*



*lupus*; **Fsil**, *Felis silvestris*; **Ggen**, *Genetta genetta*; **Hich**, *Herpestes ichneumon*; **Hpen**, *Hieraetus pennatus*; **Llut**, *Lutra lutra*; **Mfoi**, *Martes foina*; **Mmar**, *Martes martes*; **Mmel**, *Meles meles*; **Mmig**, *Milvus migrans*; **Mmil**, *Milvus milvus*; **Mput**, *Mustela putorius*; **Nmau**, *Natrix maura*; **Nvis**, *Neovison vison*; **Salu**, *Strix aluco*; **Talb**, *Tyto alba*; **Vlat**, *Vipera latasti*; **Vvul**, *Vulpes vulpes*.

L'avaluació conjunta de la diversitat tròfica i del percentatge de rata d'aigua meridional en la dieta ha posat de manifest que la rata d'aigua no és presa bàsica de cap dels depredadors del grup G1, però forma part de manera constant en l'alimentació de *Lutra lutra*, *Ardea cinerea*, *Ciconia ciconia*, *Vulpes vulpes*, *Neovison vison* i *Genetta genetta* (Figura 2a); els dos primers tenen una diversitat tròfica intermèdia, i la resta una diversitat tròfica alta. En el G2, només *Felis silvestris*, amb diversitat tròfica intermèdia, incorpora la rata d'aigua com a presa bàsica. En la resta de depredadors d'aquest grup, la rata d'aigua forma part de la dieta de manera suplementària o ocasional (Figura 2b). Pel que fa referència al G3, *Martes foina*, *Hieraetus pennatus* i *Aquila fasciata*, tots ells amb una alta diversitat tròfica, consumeixen rata d'aigua de forma constant (els rapinyaires però, la ingereixen en baixes proporcions) (Figura 2c). La variabilitat de l'espècie-localitat dins de cada grup ha estat adjuntada a l'etiqueta de cada espècie en la figura 2. La variabilitat intraespecífica total ha estat recollida en l'Apèndix S2.

#### 4.2.4. Discussió

Els resultats obtinguts posen de manifest que la rata d'aigua meridional és present en la dieta d'un nombre elevat de depredadors. La mida que assoleix la rata d'aigua en els diferents estadis de desenvolupament juvenil (similar a la dels adults dels ratolins, talpons i musaranyes) i adult (similar a la dels juvenils dels lagomorfs) (Strachan i Moorhouse 2006), fa que el rang de depredadors amb capacitat per capturar-la sigui ampli (Román 2007). A més, els hàbits aquàtics de la rata d'aigua fan que la posin a l'abast dels consumidors habituals de peixos i d'invertebrats, els quals poden capturar-la incidentalment.

Els treballs de revisió tenen unes limitacions intrínseques que, en molts casos, no permeten aconseguir uniformitat en les grandàries de mostra ni una àmplia representativitat en totes les condicions d'experimentació. En el present treball es podria produir també un biaix en l'avaluació de l'impacte potencial del depredador sobre l'arvicolí. Això podria succeir quan la rata d'aigua hagués estat present en l'àrea d'estudi sense ser consumida pel depredador, de manera que l'estudi de dieta corresponent no seria considerat. Una altra font de biaix podria resultar en avaluar l'impacte d'un depredador basat en estudis en àrees molt





restringides freqüentades per l'arvicolí. En molts casos no va ser possible obtenir informació detallada de les característiques de l'hàbitat de la zona d'estudi o de la presència o absència d'*Arvicola sapidus*, a partir dels treballs emprats en la revisió. Amb la cautela necessària en la interpretació dels resultats, podem, però, obtenir una aproximació al paper que te la rata d'aigua meridional en la dieta dels depredadors que la consumeixen. L'impacte potencial de la pressió depredadora serà més evident quan l'arvicolí sigui presa bàsica o constant (consum de biomassa > 5%). Malgrat la manca d'informació sobre la densitat de depredadors i preses, és d'esperar que l'impacte potencial s'incrementi com més especialista sigui el depredador. En conseqüència, es va classificar l'impacte potencial com a molt alt, alt o moderat, quan la diversitat tròfica va ser menor que 0,33, entre 0,33 i 0,66, o superior a 0,66, respectivament, i, a més, el consum de biomassa va ser superior al 5%. En aquests supòsits, el depredador podria seguir mostrant preferència marcada per la presa independentment de la seva disponibilitat o vulnerabilitat (Holling 1959, Glasser 1982). Les intensitats de consum suplementari o ocasional es relacionarien amb un menor impacte potencial que, en determinats casos, podria tenir un efecte limitant (Denno i Lewis 2009). D'altra banda, l'impacte potencial vindria també modulats per la concurrència habitual de depredador i presa en el mateix hàbitat. D'acord amb aquesta classificació, *Ardea cinerea* i *Lutra lutra* (G1) són els depredadors en els que s'ha observat un major impacte potencial sobre les poblacions de l'arvicolí. *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta* i *Vulpes vulpes* (G1); *Felis silvestris* (G2) i *Martes foina*, *Aquila fasciata* i *Hieraetus pennatus* (G3) són els depredadors en els que s'ha observat un impacte potencial moderat.

La llúdriga *Lutra lutra*, s'alimenta de preses aquàtiques i semi-aquàtiques, i, en els sistemes riparis mediterranis depreda principalment sobre peixos, i també sobre amfibis, rèptils i crancs de riu, presentant un cert grau d'estenofàgia (Ruiz-Olmo i Palazón 1997). Aquesta preferència tròfica s'ha evidenciat en la classificació dins del grup G1, on mostra una diversitat tròfica intermèdia. Les característiques intrínseques dels rius mediterranis (amb grans fluctuacions estacionals en els nivells d'aigua, que fan minvar la disponibilitat de preses aquàtiques), i la reticència de la llúdriga a abandonar el territori en condicions adverses poden comportar la substitució temporal de la presa bàsica (peixos) per d'altres recursos alimentaris que es troben al seu abast (Ruiz-Olmo i Jiménez 2008). Els resultats obtinguts han posat de manifest una alta variabilitat intraespecífica en el consum de l'arvicolí amb la substitució de la presa preferent en algunes de les localitats. El visó americà (*Neovison vison*) s'alimenta preferentment de preses aquàtiques i semiaquàtiques (peixos,



ocells i invertebrats), tot i que mostra una gran capacitat d'adaptació del seu espectre alimentari en funció del tipus d'hàbitat, la disponibilitat de les preses, i la presència d'espècies competidores (Bonesi *et al.* 2004). Aquesta capacitat adaptativa s'ha posat de manifest amb la pertinença a dos grups tròfics (G1 i G3). Per altre part, els resultats obtinguts han posat de manifest la compensació del consum de biomassa entre les preses preferents, i un major consum de l'arvicolí quan el consum de preses preferents s'ha reduït. Tot i que els resultats observats indiquen un impacte moderat d'aquesta espècie sobre la rata d'aigua meridional, el seu efecte pot ser important si el recurs tròfic preferent és limitat. La simpatria amb un competidor superior com la llúdriga, amb qui solapa una bona part de la dieta (peixos i crancs de riu), pot incrementar la pressió depredadora del visó americà sobre els ocells aquàtics i els micromamífers riparis (Melero *et al.* 2012). D'altra banda, la capacitat de capturar les rates d'aigua tant dins com fora de l'aigua i també dins dels caus, fa que les adaptacions antidepredadors d'aquests arvicolíns esdevinguin ineficaces contra el mustèlid (Macdonald i Harrington 2003), amplificant el seu impacte negatiu. Aquest impacte s'ha posat de manifest en les poblacions d'*Arvicola amphibius* a Gran Bretanya i a Bielorússia (Macdonald *et al.* 2002, Macdonald i Harrington 2003) i s'estan començant a avaluar també sobre *Arvicola sapidus* (Melero *et al.* 2012, García-Díaz *et al.* 2013).

La geneta (*Genetta genetta*), la guineu (*Vulpes vulpes*) i la fagina (*Martes foina*) s'alimenten preferentment de micromamífers, lagomorfs, aus, matèria vegetal, i carronya. La variabilitat en la dieta és el reflex de la disponibilitat d'aliment i de la diversitat de preses, i varia entre localitats i estacions de l'any (Jennings i Veron 2009, Larivière i Jennings 2009, Sillero-Zubiri 2009). La condició generalista (evidenciada en l'ocupació de la posició central del gràfic 2D, Figura 1) i el caràcter de depredadors oportunistes, s'expliquen, en part, per la gran capacitat d'adaptació tròfica i pel nivell de competència interespecífica amb d'altres depredadors simpàtrics (Padial *et al.* 2002, Barrientos i Virgós 2006, Barrull *et al.* 2014). L'alta diversitat tròfica observada en aquestes espècies (Figura 2) podria afavorir el relaxament de la pressió depredadora sobre *Arvicola sapidus* quan aquesta es trobi en baixes densitats, sempre que hi hagi disponibilitat d'altres preses alternatives que requereixin un menor esforç de captura. La substitució parcial de la presa preferent per rata d'aigua explica en bona mesura la variabilitat intraespecífica (entre localitats) en el consum de l'arvicolí. El gat fer, *Felis silvestris*, s'alimenta preferentment de lagomorfs, micromamífers i aus. La classificació del gat fer en els grups tròfics G2 i G3 i l'alta variabilitat intraespecífica en el consum de lagomorfs i de micromamífers ha mostrat la seva capacitat



adaptativa. La majoria dels estudis suggereixen que *Felis silvestris* és un especialista tròfic en el consum de micromamífers, i que hi mostra una marcada preferència, independentment de la disponibilitat o de la vulnerabilitat de la presa (Piñeiro i Barja 2011). D'altres treballs, però, mostren que el consum de micromamífers es redueix en zones on el conill *Oryctolagus cuniculus* (presa òptima en termes energètics) és present, i que la diversitat de la dieta presenta importants variacions estacionals, suggerint una especialització facultativa segons la disponibilitat de les preses (Moleón i Gil-Sánchez 2003, Malo *et al.* 2004). Els elevats consums de rata d'aigua, s'han observat en localitats situades per damunt dels 1500 m d'altitud, en petites àrees freqüentades per l'arvicolí, on els lagomorfs són escassos o absents (Palomo i Gisbert 2002). El felí pot esdevenir un especialista en la captura de rates d'aigua, si ocupa territoris prop dels cursos d'aigua i l'arvicolí hi és present (p.ex. Moleón i Gil-Sánchez 2003).

El bernat pescaire, *Ardea cinerea*, depreda sobre preses aquàtiques i semiaquàtiques, principalment peixos, encara que la dieta pot variar en funció de l'hàbitat, la disponibilitat de preses i l'estacionalitat (Martínez-Vilalta i Motis 1992, Jakubas i Mioduszezwska 2005). Aquesta preferència tròfica, que ha quedat reflectida en la classificació dins del grup G1, s'explica perquè el bernat pescaire limita la cerca d'aliment a les aigües poc pregones (somes) i la riba de les masses d'aigua (Martínez-Vilalta i Motis 1992). L'impacte potencial d'aquest depredador es justifica per l'ocupació de l'hàbitat freqüentat per la rata d'aigua meridional, la fidelitat als llocs d'alimentació (Martínez-Vilalta i Motis 1992), i el consum observat de l'arvicolí (presa constant en la dieta a les localitats estudiades) (Forman 2005). La cigonya blanca, *Ciconia ciconia*, depreda principalment sobre invertebrats, micromamífers, amfibis, rèptils, aus i peixos (Elliot 1992). És una espècie oportunista que acostuma a caçar, generalment, en terrenys amb aigües somes o prats secs. Els resultats obtinguts mostren que la cigonya depreda principalment sobre invertebrats i micromamífers, i també sobre aus i rèptils. Això concorda amb els resultats obtinguts en altres indrets d'Europa, on, en general, els invertebrats (principalment insectes) constitueixen el percentatge més elevat de la dieta en termes quantitius, mentre que els micromamífers conformen sovint el percentatge més elevat en termes de biomassa ingerida (Antczak *et al.* 2002, Tsachalidis i Goutner 2002). El fet d'emprar sovint els hàbitats freqüentats per la rata d'aigua meridional com a terreny de cacera, fa que la captura de l'arvicolí com a presa constant en la dieta pugui tenir un impacte rellevant, especialment en àrees on el cicònid ha esdevingut sedentari i molt abundant.



L'àliga cuabarrada, *Aquila fasciata*, i l'àliga calçada, *Hieraaetus pennatus*, són dos rapinyaires que s'alimenten bàsicament de lagomorfs i d'aus, i que tenen els micromamífers i els rèptils com a presa constant. El seu impacte sobre els micromamífers s'ha relacionat amb la davallada de les poblacions de conill i la impossibilitat de substitució d'aquest per d'altres preses alternatives, en particular aus (Veiga 1986, Moleón *et al.* 2009). A les localitats estudiades la compensació entre lagomorfs i aus s'ha pogut evidenciar per a *Aquila fasciata*; un únic estudi no ha permès, però, mostrar si succeeix el mateix per a *Hieraaetus pennatus*. Aquests rapinyaires capturen mamífers de pesos que corresponen a la mida de catxaps i conills joves. En conseqüència, en absència de preses preferents, la rata d'aigua, amb un pes dins del rang de captures d'aquests rapinyaires, podria esdevenir una presa alternativa.

Pel que fa a la resta de depredadors, la rata d'aigua meridional constitueix una presa suplementària o ocasional en la dieta, a les localitats estudiades (Figura 2). La majoria d'aquestes espècies han presentat uns índexos de diversitat tròfica mitjans o alts, i han focalitzat la seva preferència cap a altres tipus de presa. Això podria ser conseqüència de: a) limitacions en les quantitats d'ingesta dels depredadors de mida petita (p.ex. *Natrix maura*, *Vipera latastei*, *Athene noctua*) o de les majors necessitats energètiques en espècies de mida gran (p.ex. *Aquila adalberti*, *Canis lupus*); b) el seu comportament específic de recerca d'aliment i/o la tipologia preferent de les àrees de cacera (p.ex. *Meles meles*, *Herpestes ichneumon*, *Accipiter gentilis*, *Buteo buteo*, *Milvus spp.*); c) les baixes densitats inherents a les poblacions de rata d'aigua (p.ex., rapinyaires nocturns consumidors de micromamífers com a preses bàsiques o constants: *Strix aluco*, *Asio flammeus*, *Asio otus*, *Tyto alba*, *Bubo bubo*); d) l'abundància d'altres preses preferents i/o alternatives en l'hàbitat de la rata d'aigua (p.ex. *Mustela putorius*, *Circus aeruginosus*); o e) la baixa freqüentació dels hàbitats ocupats per la rata d'aigua (p.ex. *Martes martes*) (Thiollay 1994, Marks *et al.* 1999, Arnold i Ovenden 2002, Jennings i Veron 2009, Larivière i Jennings 2009, Sillero-Zubiri 2009, Sunquist i Sunquist 2009, Mikkola 2011). Per als rapinyaires nocturns amb un gran nombre de treballs disponibles, com ara *Bubo bubo* i *Tyto alba*, la variabilitat intraespecífica en el consum de l'arvicolí s'ha relacionat amb la substitució puntual de les preses preferents (lagomorfs i rosegadors) per ocells i rata d'aigua, en algunes localitats. L'absència de rata d'aigua meridional en la dieta d'altres potencials depredadors no inclosos en les anàlisis, s'explicaria per raons diverses, com ara la mida del depredador, les preferències alimentàries més especialitzades, l'ocupació d'hàbitats no coincidents amb els de la rata



d'aigua, l'escassa informació disponible sobre l'alimentació en l'àrea d'estudi, o per combinació de les anteriors (vegeu Apèndix S3).

La rata d'aigua meridional ocupa hàbitats lineals, molt sensibles a les alteracions, especialment si són d'origen antropogènic. D'altra banda, les característiques intrínseques de les seves poblacions, conformades com a metapoblacions, amb fenòmens naturals d'extinció i recolonització, fan que les seves densitats acostumin a ser baixes (Telfer *et al.* 2001). Això, juntament amb la seva limitada distribució geogràfica, fa que aquesta espècie sigui molt susceptible de patir davallades poblacionals davant de perturbacions inesperades (Araújo *et al.* 2011). Factors com ara la destrucció o fragmentació de l'hàbitat o la depredació poden influenciar negativament sobre els processos de metapoblació, ja que si s'extingeixen simultàniament diverses subpoblacions adjacents, la recolonització i la persistència és menys factible (Aars *et al.* 2001, Telfer *et al.* 2001). Donat que els processos naturals poden reduir la densitat de les subpoblacions a valors molt baixos, és recomanable mantenir la vigilància sobre aquells factors que poden incidir negativament en la supervivència del conjunt de la població (Aars *et al.* 2001). Una de les solucions més aplicades per a mitigar els efectes de la depredació sobre espècies vulnerables o en perill, ha estat el control de depredadors (Strachan i Moorhouse 2006). Per moltes raons (ètiques, legals, econòmiques, conservacionistes), el control de depredadors no és una solució viable en el cas que ens ocupa. La majoria dels depredadors que poden incidir negativament sobre les poblacions de rata d'aigua meridional són espècies protegides, catalogades com a gairebé amenaçades, vulnerables i, fins i tot, en perill d'extinció (Anònim 2013). Donat, però, que els efectes dels depredadors sobre les seves preses estan molt influenciats per l'estructura de l'hàbitat (Barreto *et al.* 1998, Carter i Bright 2003), una planificació acurada sobre la gestió de l'hàbitat és una alternativa necessària al control de depredadors i pot compensar els efectes negatius de la depredació (Schneider 2001). Els factors configuradors de l'hàbitat que condicionen la presència o absència de rata d'aigua han estat identificats en estudis anteriors (Fedriani *et al.* 2002, Centeno-Cuadros *et al.* 2011, Pita *et al.* 2011, Mate *et al.* 2013). La recuperació parcial de zones hostils o subòptimes per a l'arvicolí reduiria l'aïllament de les subpoblacions i relaxaria, en part, la pressió depredadora. Altres mesures adreçades a la conservació de l'espècie contemplen el desenvolupament de programes de cria en captivitat i eventual reintroducció en hàbitats adequats (Rigaux *et al.* 2008, Araújo *et al.* 2011), juntament amb translocacions destinades a protegir les poblacions afectades per impactes antropogènics.



Per maximitzar la probabilitat de supervivència de la població introduïda, cal assegurar que els alliberaments es realitzin en hàbitats favorables (en termes qualitatiu i quantitatiu) per a l'espècie (Mate *et al.* 2013). Altres factors a considerar, a més de la idoneïtat de l'hàbitat receptor, són la presència de depredadors, la diversitat faunística en l'indret triat per a la reintroducció, i el moment òptim per dur a terme l'alliberament dels individus (Strachan i Moorhouse 2006). Els resultats obtinguts en aquest treball han posat de manifest que la rata d'aigua meridional no és espècie-objectiu de cap depredador, i, en general, pot representar una presa substitutiva quan els recursos preferents escassegen. Aquests resultats poden constituir una eina útil per als gestors a l'hora de dissenyar plans destinats al reestabliment de les poblacions de rata d'aigua meridional, per exemple, focalitzant els esforços cap a estratègies de disminució de la pressió exercida per les espècies de depredadors més susceptibles de incidir negativament sobre l'arvicolí. Així, durant el procés de planificació, el coneixement del comportament alimentari dels depredadors s'hauria de complementar amb estudis prospectius destinats a la seva detecció, a l'estimació de les seves abundàncies, i a l'estimació de les abundàncies de les seves preses preferents. Les localitats amb gran concurrència de diferents espècies de depredadors d'impacte potencial alt, o d'algun d'aquests depredadors en densitats elevades (àrees de cria, grups familiars), haurien de ser desestimades, especialment si la diversitat i abundància de preses preferents i alternatives no és prou gran com per cobrir les seves necessitats energètiques. D'aquesta manera, n'assegurariem, en part, la protecció de la rata d'aigua meridional contra la depredació i afavoriríem l'èxit de la reintroducció.

#### **4.2.5. Agraïments**

Aquest treball va ser finançat, en part, pel projecte d'investigació 2009SGR 403 del Departament d'Economia i Coneixement de la Generalitat de Catalunya.



#### 4.2.6. Referències

- Aars J., Lambin J., Denny R., Griffin A.C. 2001. Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4 (3): 187-194. doi: 10.1017/S1367943001001226.
- Alamany O., De Juan A., Parellada X., Real J. 1984. Status de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*) a Catalunya. A: Alamany O., de Juan A., Parellada X., Ramón J., Ticó J., *Rapinyaires Mediterranis II*: 98-108. CRPR, Barcelona.
- Alegre J., Hernández A., Purroy F.J., Salgado J.M., Fuertes B. 1991. Dieta otoño-invernal de la garduña, *Martes foina* (Erleben, 1777), en un hàbitat rural de León (España). *Ecología*, 5: 265-273.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E Ltd., Plymouth. 214 pp.
- Anònim 1998. *IUCN Guidelines for re-introductions*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland and Cambridge. 10 pp.
- Anònim 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultat: 25/05/2013.
- Antczak M., Konwerski S., Grobelny S., Tryjanowski P. 2002. The food composition of immature and non-breeding white storks in Poland. *Waterbirds*, 25 (4): 424-428. doi: 10.1675/1524-4695(2002)025[0424:TFCOIA]2.0.CO;2.
- Araújo M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo I., Gómez R. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de Vertebrados*. MARM, Madrid. 640 pp.
- Archibald G.W., Meine C.D. 1996. Family Gruidae (Cranes). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 3 (Hoatzin to Auks)*: 60-89. Lynx Edicions, Barcelona.
- Arnold N., Ovenden D. 2002. *Reptiles and Amphibians of Britain and Europe. Collins Field Guide*. Harper Collins, London. 272 pp.
- Arroyo B. 1980. La alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en una localidad de España central. *Ardeola*, 25: 47-57.
- Artois M. 1989. *Le renard roux (Vulpes vulpes L., 1758)*. SFEPM, Bohallard. 90 pp.
- Aymerich M. 1982. Étude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck, 1824) et du chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber, 1777) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia*, 46 (4): 515-521. doi: 10.1515/mamm.1982.46.4.515.
- Balado R., Fernández J.A. 2004. Qué comen as curuxas da nosa comarca? *Boletín das Ciencias*, ano 17, 56: 29-30. XVII Congreso de ENCIGA, Silleda.
- Barbadillo L.J., Lacomba J.I., Pérez-Mellado V., Sancho V., López-Jurado L.F. 1999. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Geo Planeta, Barcelona. 424 pp.
- Barreto G.R., Rushton S.P., Strachan R., Macdonald D.W. 1998. The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution



- of water voles in England. *Animal Conservation*, 1 (2): 129-137. doi: 10.1111/j.1469-1795.1998.tb00020.x.
- Barrientos R., Virgós E. 2006. Reduction of potential food interference in two sympatric carnivores by sequential use of shared resources. *Acta Oecologica*, 30 (1): 107-116. doi: 10.1016/j.actao.2006.02.006.
- Barrull J., Mate I., Ruiz-Olmo J., Casanovas J.G., Gosàlbez J., Salicrú M. 2014. Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology*, 79 (2): 123-131. doi: 10.1016/j.mambio.2013.11.004.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. Blackwell Science Limited, Oxford. 1068 pp.
- Bonesi L., Chanin P., Macdonald D. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos*, 106 (1): 19-26. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.12763.x.
- Bouxin G. 2005. Ginkgo, a multivariate analysis package. *Journal of Vegetation Science*, 16 (3): 355-359. doi: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02374.x.
- Brunet-Lecomte P., Delibes M. 1984. Alimentación de la lechuza común *Tyto alba* en la cuenca del Duero, España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11 (2): 213-229.
- Bruce M.D. 1999. Family Tytonidae (Barn-owls). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 5 (Barn-owls to Hummingbirds)*: 34-75. Lynx Edicions, Barcelona.
- Bruno S., Maugeri S. 1995. *Peces de agua dulce de Europa*. Editorial Omega, Barcelona. 212 pp.
- Burger J., Gochfeld M. 1996. Family Laridae (Gulls). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 3 (Hoatzin to Auks)*: 572-623. Lynx Edicions, Barcelona.
- Bustamante J.M. 1985. Alimentación del ratonero común (*Buteo buteo*, L. 1758) en el norte de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12 (1): 51-62.
- Callejo A., Delibes M. 1987. Dieta de la nutria *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) en la cuenca del Alto Ebro, norte de España. *Miscel·lània Zoològica*, 11: 353-362.
- Callejo A., Guitián J., Bas S., Sánchez J.J., De Castro A. 1979. Primeros datos sobre la dieta de la nutria, *Lutra lutra* (L.), en aguas continentales de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata*, 6 (2): 191-202.
- Calviño F., Canals J.L., Bas S., De Castro A., Guitián J. 1984a. Régimen alimenticio del zorro (*Vulpes vulpes* L.) en Galicia, noroeste de la Península Ibérica. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 13 (25): 83-91.
- Calviño F., De Castro A., Canals J.L., Guitián J., Bas S. 1984b. Régimen alimenticio de la gineta, *Genetta genetta* L., en Galicia, noroeste de la Península Ibérica. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 13 (26): 29-41.
- Campos F. 1990. Alimentación de la garza real (*Ardea cinerea*) en la cuenca del Duero (España) durante el periodo reproductor. *Doñana, Acta Vertebrata*,





- 17 (2): 141-151.
- Carter S.P., Bright P.W. 2003. Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation*, 111 (3): 371-376. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00305-1.
- Carvalho J.C., Gomes P. 2001. Food habits and trophic niche overlap of the red fox, European wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys*, 13 (2): 39-48.
- Centeno-Cuadros A., Román J., Delibes M., Godoy J.A. 2011. Prisoners in their habitat? Generalist dispersal by habitat specialists: a case study in Southern water vole (*Arvicola sapidus*). *PLoS ONE*, 6 (9): e24613. doi: 10.1371/journal.pone.0024613.
- Cervera F., García A. 2001. Variación estacional de la dieta de una pareja de lechuza común *Tyto alba* en el Racó de l'Olla (Valencia). *Dugastella*, 2: 43-48.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth. 192 pp.
- Clevenger A.P., Purroy F.J., Pelton M.R. 1992. Food habits of brown bears (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Mountains, Spain. *Journal of Mammalogy*, 73 (2): 415-421. doi: 10.2307/1382077.
- Collar N.J. 1996. Family Otididae (Bustards). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 3 (Hoatzin to Auks)*: 240-273. Lynx Edicions, Barcelona.
- Comissió de Natura de l'I.E.V. 1982. Règim alimentari de la *Tyto alba* a la comarca de l'Alt Camp. *Quaderns de Vilaniu*, 1: 55-59.
- Corral J.F., Cortés J.A., Gil J.M. 1979. Contribución al estudio de la alimentación de *Asio otus* en el sur de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 6 (2): 179-190.
- Cramp S., Simmons K.E.L. (eds.). 1986-1994. *The birds of the Western Palearctic. Vol. I-III*. Oxford University Press, Oxford.
- Cuesta L., Bárcena F., Palacios F., Reig S. 1991. The trophic ecology of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach data. *Mammalia*, 55 (2): 239-254. doi: 10.1515/mamm.1991.55.2.239.
- Delibes, M. 1974. Sobre alimentación y biología de la gineta (*Genetta genetta*) en España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 1: 143-199.
- Delibes M. 1978. Feeding habits of the stone marten, *Martes foina* (Erxleben, 1977), in northern Burgos, Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 43: 282-288.
- Delibes M. 1980. Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica*, 25 (24): 309-324.
- Delibes M., Aymerich M., Cuesta L. 1984. Feeding habits of the Egyptian mongoose or ichneumon of Spain. *Acta Theriologica*, 29 (16): 205-218.
- Delibes M., Brunet-Lecomte P., Máñez M. 1983. Datos sobre la alimentación de la lechuza común (*Tyto alba*), el búho chico (*Asio otus*) y el mochuelo (*Athene noctua*) en una misma localidad de Castilla la Vieja. *Ardeola*, 30 (1): 57-63.
- Delibes M., Calderón J., Hiraldo F. 1975.



- Selección de presa y alimentación en España del águila real *Aquila chrysaetos*. *Ardeola*, 21 (1): 285-303.
- Denno R.F., Lewis D. 2009. Predator-prey interactions. A: Levin S.A. (ed.), *The Princeton Guide to Ecology*: 202-212. Princeton University Press, Princeton.
- Díez-Villacañas C., Morillo C. 1973. Contenido de egagrópilas de *Tyto alba* de Galapagar (Madrid). *Ardeola*, 19 (2): 395-396.
- Domínguez J., Pena J.C. 2001. Alimentación del *Esox lucius* en un área de reciente colonización (Cuenca del Esla, Noroeste de España). Variaciones en función de la talla. *Ecología*, 15: 293-308.
- Donázar J.A. 1989. Variaciones geográficas y estacionales en la alimentación del búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 36 (1): 25-39.
- Donázar J.A., Ceballos O. 1984. Algunos datos sobre status, distribución y alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en Navarra. A: Alamany O., de Juan A., Parellada X., Ramón J., Ticó J. (eds.), *Rapinyaires Mediterranis II*: 246-254. CRPR, Barcelona.
- Dos Anjos L. 2009. Family Corvidae (Crows). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 14 (Bush-shrikes to Old World Sparrows)*: 494-640. Lynx Edicions, Barcelona.
- Duchêne M.J., Artois M. 1988. *Les carnivores introduits: le chien viverrin (Nyctereutes procyonoides Gray, 1834) et le raton laveur (Procyon lotor Linnaeus, 1758)*. SFEPM, Bohallard. 49 pp.
- Elliot A. 1992. Family Ciconiidae (Storks). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 1 (Ostrich to Ducks)*: 436-465. Lynx Edicions, Barcelona.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9: 12-19.
- Fernández-Cruz M. 1974. Sobre la alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en la Estación Ornitológica de "El Borbollón" (Caceres). *Ardeola*, 19 (2): 337-343.
- Forman D.W. 2005. An assessment of the local impact of native predators on an established population of British water voles (*Arvicola terrestris*). *Journal of Zoology, London*, 266 (3): 221-226. doi: 10.1017/S0952836905006795.
- García A., Cervera F. 2001. Notas sobre la variación estacional y geográfica de la dieta del búho chico *Asio otus*. *Ardeola*, 48 (1): 75-80.
- García J.T., Viñuela J., Suñer C. 1998. Geographic variation in the winter diet of the red kite *Milvus milvus* in the Iberian Peninsula. *Ibis*, 140 (2): 302-309. doi:10.1111/j.1474-919X.1998.tb04393.x.
- García J.T., García F.J., Alda F., González J.L., Aramburu M.J., Cortés Y., Prieto B., Pliego B., Pérez M., Herrera J., García-Román L. 2012. Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 14 (7): 1305-1310. doi: 10.1007/s10530-011-0157-x.
- García-Díaz P., Arévalo V., Vicente R., Lizana M. 2013. The impact of the American



- mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (6): 823-831. doi: 10.1007/s10344-013-0736-5.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993. Situación actual de la rata de agua, *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Centro de Estudios Merindad de Tudela*, 5: 121-130.
- Gigirey A., Fernández M., García J.L. 2004. Datos sobre la alimentación de la lechuza común (*Tyto alba*) en Santiago de Compostela (A Coruña). *Chioglossa*, 2: 27-31.
- Gil-Sánchez J.M. 1998a. Selección de presa por el águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante el periodo de nidificación en la provincia de Granada (SE de España). *Ardeola*, 45 (2): 151-160.
- Gil-Sánchez J.M. 1998b. Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en un área de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE España). *Miscel·lània Zoològica*, 21 (2): 57-64.
- Glasser J.W. 1982. Theory of trophic strategies: the evolution of facultative specialists. *The American Naturalist*, 119 (2): 250-262.
- González J.L., González L.M. 1984. Sobre el tamaño, distribución y alimentación de la población reproductora de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus* L. 1758) en La Mancha (España Central). A: Alamy O., de Juan A., Parellada X., Ramón J., Tico J. (eds), *Rapinyaires Mediterranis II*: 46-53. CRPR, Barcelona.
- Gromov I.M., Polyakov I.Ya. 1992. *Fauna of the USSR. Mammals. Vol.III. No.8. Voles (Microtinae)*. Brill, Leiden. 725 pp.
- Hanski I., Henttonen H., Korpimäki E., Oksanen L., Turchin P. 2001. Small-rodents dynamics and depredation. *Ecology*, 82 (6): 1505-1520. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1505:SRDAP]2.0.CO;2
- Henry C., Lafontaine L., Mouches A. 1988. *Le blaireau* (Meles meles L., 1758). SFPEM, Bohallard. 35 pp.
- Herrera C.M. 1974. Régimen alimenticio de *Tyto alba* en España sudoccidental. *Ardeola*, 19 (2): 359-394.
- Hirald F., Andrada J., Parreño F.F. 1975. Diet of the eagle owl (*Bubo bubo*) in Mediterranean Spain. *Doñana, Acta Vertebrata*, 2 (2): 161-177.
- Holling C.S. 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist*, 91 (7): 385-398. doi: 10.4039/Ent91385-7.
- Indelicato N. 2002. Sur la presence de *Crocidura leucodon* (Micromammifère) dans le Département de l'Indre (France). *Annales Scientifiques du Limousin*, 13: 1-12.
- Jakubas D., Mioduszewska A. 2005. Diet composition and food consumption of the grey heron (*Ardea cinerea*) from breeding colonies in northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 51 (3): 191-198. doi: 10.1007/s10344-005-0096-x.
- Jefferies D.J. 2003. *The water vole and mink survey of Britain 1996-1998 with a history of the long-term changes in the status of both species and their causes*. The Vincent Wildlife Trust, London. 234



- pp. (4): 297-300. doi: 10.3356/0892-1016(2006)40[297:TFHOEE]2.0.CO;2.
- Jennings A.P., Veron G. 2009. Family Viverridae (Civets, genets and oiyans). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the mammals of the world. Vol 1. Carnivores*: 174-232. Lynx Edicions, Barcelona.
- Korpimäki E. 1993. Regulation of multiannual vole cycles by density-dependent avian and mammalian predation. *Oikos*, 66 (2): 359-363. doi: 10.2307/3544826.
- Larivière S., Jennings A.P. 2009. Family Mustelidae (Weasels and relatives). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the mammals of the world. Vol 1. Carnivores*: 564-656. Lynx Edicions, Barcelona.
- Libois R.M., Fons R., Saint-Girons M.-C. 1983. Le régime alimentaire de la chouette effraie, *Tyto alba*, dans les Pyrénées-Orientales. Étude des variations écogéographiques. *Revue d'Écologie*, 37 (1): 17-23.
- Lodé T. 2003. Sexual dimorphism and trophic constraints: prey selection in the European polecat (*Mustela putorius*). *Écoscience*, 10 (1): 17-23.
- López-Gordo J.L. 1974. Sobre la alimentación del cárabo (*Strix aluco*) en España Central. *Ardeola*, 19 (2): 429-437.
- López-Gordo J.L., Lázaro E., Fernández-Jorge A. 1977. Comparación de las dietas de *Strix aluco*, *Asio otus* y *Tyto alba* en un mismo biotopo de la provincia de Madrid. *Ardeola*, 23: 189-221.
- Lourenço R. 2006. The food habits of Eurasian eagle-owls in Southern Portugal. *Journal of Raptor Research*, 40 (4): 297-300. doi: 10.3356/0892-1016(2006)40[297:TFHOEE]2.0.CO;2.
- Macdonald D., Barrett P. 2005. *Mammals of Britain and Europe. Collins Field Guide*. Harper Collins Publishers, London. 320 pp.
- Macdonald D.W., Harrington L.A. 2003. The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology*, 30 (4): 421-441. doi: 10.1080/03014223.2003.9518350.
- Macdonald D.W., Sidorovich V.E., Anisomova E.I., Sidorovich N.V., Johnson P.J. 2002. The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography*, 25 (3): 295-302. doi: 10.1034/j.1600-0587.2002.250306.x.
- Malo A.F., Lozano J., Huertas D.L., Virgós E. 2004. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology, London*, 263 (4): 401-407. doi: 10.1017/S0952836904005448.
- Máñez M. 1983. Espectro alimenticio del mochuelo común *Athene noctua* en España. *Alytes*, 1: 275-290.
- Maran T., Kruuk H., Macdonald D.W., Polma M. 1998. Diet of two species of mink in Estonia: displacement of *Mustela lutreola* by *M. vison*. *Journal of Zoology, London*, 245 (2): 218-222. doi: 10.1111/j.1469-7998.1998.tb00093.x.
- Martín J., Vericad J.R. 1977. Datos sobre la alimentación de la lechuza (*Tyto alba*) en Valencia. *Mediterránea, Serie Biológica*, 2: 35-47.



- Martínez J.A., Zuberogoitia I. 2001. The response of the eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142 (2): 204-211. doi: 10.1007/BF01651788.
- Martínez-Vilalta A., Motis A. 1992. Family Ardeidae (Herons). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 1 (Ostrich to Ducks)*: 376-429. Lynx Edicions, Barcelona.
- Masó A., Pijoan M. 2012. *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Omega, Barcelona. 848 pp.
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Meijaard E., d'Huart J.P., Oliver W.L.R. 2011. Family Suidae (Pigs). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the mammals of the world. Vol 2. Hoofed mammals*: 248-290. Lynx Edicions, Barcelona.
- Melendro J., Gisbert J., Rodríguez-Valverde A. 1978. Datos sobre la alimentación de *Ciconia ciconia*. *Ardeola*, 24: 207-209.
- Melero Y., Palazón S., Bonesi L., Gosàlbez J. 2008. Feeding habits of three sympatric mammals in NE Spain: the American mink, the spotted genet, and the Eurasian otter. *Acta Theriologica*, 53 (3): 263-273. doi: 10.1007/BF03193123.
- Melero Y., Plaza M., Santulli G., Saavedra D., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Palazón S. 2012. Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodiversity & Conservation*, 21 (7): 1975-1809. doi: 10.1007/s10531-012-0277-3.
- Mikkola H. 2010. *Owls of Europe*. A&C Black. London. 440 pp.
- Moleón M., Gil-Sánchez J.M. 2003. Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology*, 260 (1): 17-22. doi: 10.1017/S0952836902003370.
- Moleón M., Sánchez-Zapata J.A., Real J., García-Charton J.A., Gil-Sánchez J.M., Palma L., Bautista J., Bayle P. 2009. Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography*, 36 (8): 1502-1515. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02078.x.
- Morales J.J., Lizana M., Acera F. 2004. Ecología trófica de la nutria paleártica *Lutra lutra* en el río Francia (Cuenca del Tajo, Salamanca). *Galemys*, 16 (2): 57-77.
- Morales J., Díez D., Lizana M. 2010. Análisis de la alimentación y distribución del visón americano (*Neovison vison*) y de la nutria (*Lutra lutra*) en la población simpátrica del río Moros (Sistema Central, Segovia). *Galemys*, 22 (1): 63-89.
- Nos R. 1961. Estudio de los ovillos regurgitados por una pareja de *Tyto alba* en la comarca de La Maresma (Prov. de Barcelona). *Miscel·lània Zoològica*, 1 (4): 139-146.



- Ortega A., Casado S. 1991. Alimentación invernal del milano real (*Milvus milvus*) en la provincia de Madrid. *Doñana, Acta Vertebrata*, 18 (2): 195-204.
- Padial J.M., Ávila E., Gil-Sánchez J.M. 2002. Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67 (3): 137–146. doi: 10.1078/1616-5047-00021.
- Padial J.M., Barea J.M., Contreras F.J., Ávila E., Pérez J. 1998. Dieta del azor común (*Accipiter gentilis*) en las Sierras Béticas de Granada durante el periodo de reproducción. *Ardeola*, 45 (1): 55-62.
- Palazón S., Rafart E. 2010. Dieta de la gineta común *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758) en los hábitats riparios de Navarra. *Galemys*, 22 (2): 3-18.
- Palomares F., Delibes M. 1990. Factores de transformación para el cálculo de la biomasa consumida por gineta (*Genetta genetta*) y meloncillo (*Herpestes ichneumon*) (Carnivora, Mammalia). *Miscel·lània Zoològica*, 14: 233-235.
- Palomares F., Delibes M. 1991. Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la reserva biológica de Doñana, S.O. de la península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 18 (1): 5-20.
- Palomo L.J., Gisbert J. (eds.). 2002. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid. 564 pp.
- Pearson O.P. 1985. Predation. A: Tamarin R.H. (ed.), *Biology of New World Microtus*: 535-566. Special publication no. 8. The American Society of Mammalogists, Stillwater. doi: 10.5962/bhl.title.39513.
- Pérez-Mellado V. 1978. Alimentación del búho real (*Bubo bubo* L.) en España central. *Ardeola*, 25: 93-112.
- Petronilho J.M.S., Vingada J.V. 2002. First data on feeding ecology of goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season in the Natura 2000 site Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas (Beira Litoral, Portugal). *Airo*, 12: 11-16.
- Piñeiro A., Barja I. 2011. Trophic strategy of the wildcat *Felis silvestris* in relation to seasonal variation in the availability and vulnerability to capture of *Apodemus* mice. *Mammalian Biology*, 76 (3): 302–307. doi: 10.1016/j.mambio.2011.01.008.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37 (2): 124-132. doi: 10.1016/j.actao.2011.01.006.
- Pleguezuelos J.M., Moreno M. 1989. Alimentación primaveral de *Natrix maura* (Linné, 1758) (Ophidia, Colubridae) en el SE de la Península Ibérica. *Revista Española de Herpetología*, 3 (2): 221-236.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 25/05/2013.
- Román J. 1995. Alimentación de la lechuza campestre (*Asio flammeus*) en la submeseta norte (España), durante el período reproductor. *Doñana, Acta Vertebrata*, 22 (1-2): 115-119.



- doi: 10.1515/mamm.1993.57.4.607.
- Román J. 2007. *Historia natural de la rata de agua* (*Arvicola sapidus*) en Doñana. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Rosalino L.M., Santos-Reis M. 2002. Feeding habits of the common genet *Genetta genetta* (Carnivora: Viverridae) in a semi-natural landscape of central Portugal. *Mammalia*, 66 (2): 195-205. doi: 10.1515/mamm.2002.66.2.195.
- Rosalino L.M., Loureiro F., Macdonald D.W., Santos-Reis M. 2005. Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology*, 70 (1): 12-23. doi: 10.1078/1616-5047-00172.
- Rosellini S., Barja I., Piñeiro A. 2007. Distribución y hábitos alimenticios de la marta (*Martes martes*) en el Parque Natural Os Montes do Invernadeiro (Galicia, NO de España). *Galemys*, 19 (n.e.): 99-114.
- Ruiz-Olmo J. 1995. Mostela, *Mustela nivalis* L. 1766. A: Ruiz-Olmo J., Aguilar A. (eds.), *Els grans mamífers de Catalunya i Andorra*: 69-73. Lynx Edicions, Barcelona.
- Ruiz-Olmo J., Jiménez J. 2008. Ecología de la nutria en los ambientes mediterráneos de la Península Ibérica. A: López-Martín J.M., Jiménez J. (eds). *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*: 305-343. SECEM, Málaga.
- Ruiz-Olmo J., López-Martín J.M. 1993. Note on the diet of common genet (*Genetta genetta* L.) in Mediterranean riparian habitats of N.E. Spain. *Mammalia*, 57 (4): 607-610.
- Ruiz-Olmo J., Palazón S. 1997. The diet of the European otter (*Lutra lutra* L., 1758) in Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Wildlife Research*, 2 (2): 171-181.
- Ruiz-Olmo J., Jordán G., Gosálbez J. 1989. Alimentación de la nutria (*Lutra lutra* L., 1758) en el nordeste de la península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16 (2): 227-237.
- Ruprecht A.L. 1979. Food of the barn owl, *Tyto alba guttata* (C.L. Br.) from Kujawy. *Acta Ornithologica*, 16 (19): 493-511.
- Sans-Coma V. 1974. Sobre la alimentación de *Tyto alba*, en la región continental catalana. *Miscel·lània Zoològica*, 3: 163-169.
- Santos X., Llorente G.A., Pleguezuelos J.M., Brito J.C., Fahd S., Parellada X. 2007. Variation in the diet of the Lataste's viper *Vipera latastei* in the Iberian Peninsula: seasonal, sexual and size-related effects. *Animal Biology*, 57 (1): 49-61. doi: 10.1163/157075607780001998.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Schneider M.F. 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology*, 38 (4): 720-735. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00642.x.



- Serrano D. 1998. Diferencias interhábitat en la alimentación del búho real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). *Ardeola*, 45 (1): 35-46.
- Sillero-Zubiri C. 2009. Family Canidae (Dogs). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the mammals of the world. Vol 1. Carnivores*: 352-446. Lynx Edicions, Barcelona.
- Strachan R., Jefferies D.J. 1993. *The water vole Arvicola terrestris in Britain 1989–1990: its distribution and changing status*. The Vincent Wildlife Trust, London. 136 pp.
- Strachan C., Jefferies D.J., Barreto G.R., Macdonald D.W., Strachan R. 1998. The rapid impact of resident American mink on water voles: case studies in lowland England. A: Dunstone N., Gorman M. (eds.), *Behaviour and ecology of riparian mammals*: 339-358. Cambridge University Press, Cambridge.
- Strachan R., Moorhouse T. 2006. *Water vole conservation handbook*. The Wildlife Conservation Unit, Oxford University, Tubney. 132 pp.
- Sundell J. 2006. Experimental tests of the role of predation in the population dynamics of voles and lemmings. *Mammal Review*, 36 (2): 107–141. doi: 10.1111/j.1365-2907.2006.00083.x.
- Sunquist M.E., Sunquist F.C. 2009. Family Felidae (Cats). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the mammals of the world. Vol 1. Carnivores*: 54-168. Lynx Edicions, Barcelona.
- Telfer S., Holt A., Donaldson R., Lambin X. 2001. Metapopulation processes and persistence in remnant water vole populations. *Oikos*, 95 (1): 31-42. doi: 10.1034/j.1600-0706.2001.950104.x.
- Thiollay J.M. 1994. Family Accipitridae (Hawks and Eagles). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 2 (New World Vultures to Guinea-fowl)*: 52-205. Lynx Edicions, Barcelona.
- Thouy P. 1984. Lo regime alimentari del beu-l'oli (*Tyto alba*). A: Alamy O., de Juan A., Parellada X., Ramón J., Tico J. (eds.), *Rapinyaires Mediterranis II*: 230-237. CRPR, Barcelona.
- Tsachalidis E.P., Goutner V. 2002. Diet of the white stork in Greece in relation to habitat. *Waterbirds*, 25 (4): 417-423. doi: 10.1675/1524-4695(2002)025[0417:DOTWSI]2.0.CO;2.
- Valverde J.A. 2009. Recopilación de observaciones sobre la ecología general y ecología trófica de la garza real (*Ardea cinerea*), realizadas en las provincias de Palencia, Valladolid, Zamora y Burgos (1947-1956). *FJAV. Cuadernos de Campo*. Repositorio documental de la Universidad de Salamanca. <hdl.handle.net/10366/21875>. Consultat: 30/12/2012.
- Vargas J.M., Miguel E., Blasco M. 1980. Estudio estacional comparativo del régimen alimentario de *Tyto alba* Scopoli en Fuentepiedra de Málaga y el Padul de Granada (España). *Miscel·lània Zoològica*, 6: 95-102.
- Veiga J.P. 1986. Food of the booted eagle *Hieraetus pennatus* in Central Spain. *Raptor Research*, 20 (3/4): 120-123.





- Veiga J.P., Alonso J.C., Alonso J.A. 1984. Sobre la población de águilas imperiales (*Aquila heliaca adalberti*) de la Sierra de Guadarrama. A: Alamy O., de Juan A., Parellada X., Ramón J., Ticó J. (eds.), *Rapinyaires Mediterranis II*, 2: 54-59. CRPR, Barcelona.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Vericad J.R., Escarré A., Rodríguez E. 1976. Datos sobre la dieta de *Tyto alba* y *Bubo bubo* en Alicante (SE de Iberia). *Mediterránea*, 1: 47-59.
- White C.M., Olsen P.D., Kiff L.F. 1994. Family Falconidae (Falcons and Caracaras). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 2 (New World Vultures to Guinea-fowl)*: 216-277. Lynx Edicions, Barcelona.
- Wootton R.J. 1992. *Fish ecology. Chapman and Hall*, New York. 321 pp.
- Yosef R. 2008. Family Laniidae (Shrikes). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 13 (Penduline-tits to Shrikes)*: 732-796. Lynx Edicions, Barcelona.

#### 4.2.7. Apèndixs

\* **Taula S1.** Percentatges de biomassa en la dieta en cadascuna de les nou categories tròfiques (a partir de les dades de cada estudi inclòs en la present revisió), per a cada espècie de depredador que s'alimenta de rata d'aigua meridional. p. 116-120.

\* **Taula S2.** Percentatges de biomassa en la dieta de cadascuna de les nou categories tròfiques considerades (mitjanes i desviacions típiques), per a cada espècie de depredador de rata d'aigua meridional; n= nombre d'estudis emprats en la present revisió. p. 121-123.

\* **Taula S3.** Relació d'espècies i estudis exclosos en aquesta revisió, i raons per les quals van ser desestimats. p. 124-126.



**Taula S1.** Percentatges de biomassa en la dieta en cadascuna de les nou categories tròfiques (a partir de les dades de cada estudi inclòs en la present revisió), per a cada espècie de depredador que s'alimenta de rata d'aigua meridional.

Depredador	Referències	Material	N. total preses	Fruits / llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya
											Altres	Rata d'aigua	
<i>Natrix maura</i>	Pleguezuelos i Moreno (1989)	Estómac	116	0,00	19,45	45,31	29,69	2,44	0,04	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Vipera latasti</i>	Santos <i>et al.</i> (2007)	Estómac	222	0,00	0,13	0,00	1,95	24,04	6,50	0,00	66,73	0,65	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	Padial <i>et al.</i> (1998)	Egagròpila	255	0,00	0,00	0,00	0,00	3,43	74,50	10,82	10,83	0,42	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	Petronilho i Vingada (2002)	Egagròpila	143	0,00	0,17	0,00	0,00	0,45	94,19	2,83	1,42	0,94	0,00
<i>Aquila adalberti</i>	Veiga <i>et al.</i> (1984)	Restes	294	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	33,93	59,10	0,76	0,33	5,19
<i>Aquila fasciata</i>	Gil-Sánchez (1998a)	Egagròpila	87	0,00	0,00	0,00	0,00	9,41	38,31	50,97	0,00	1,31	0,00
<i>Aquila fasciata</i>	Gil-Sánchez (1998a)	Egagròpila	36	0,00	0,00	0,00	0,00	3,43	56,50	28,62	0,00	11,45	0,00
<i>Aquila fasciata</i>	Gil-Sánchez (1998a)	Egagròpila	64	0,00	0,00	0,00	0,00	6,98	41,47	41,57	1,66	8,32	0,00
<i>Aquila fasciata</i>	Alamany <i>et al.</i> (1984)	Restes	193	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	46,41	38,01	6,50	0,54	5,73
<i>Ardea cinerea</i>	Campos (1990)	Egagròpila	2595	0,00	0,83	85,68	0,16	2,55	0,59	0,00	0,70	9,49	0,00
<i>Ardea cinerea</i>	Valverde (2009)	Estómac	106	1,89	6,29	68,30	0,00	0,00	0,00	0,00	7,28	16,25	0,00
<i>Asio flammeus</i>	Román (1995)	Egagròpila	118	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,78	0,00	83,09	3,13	0,00
<i>Asio otus</i>	Corral <i>et al.</i> (1979)	Egagròpila	2516	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	12,08	0,15	87,44	0,29	0,00
<i>Asio otus</i>	García i Cervera (2001)	Egagròpila	864	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	48,60	0,00	48,36	3,00	0,00
<i>Athene noctua</i>	Máñez (1983)	Egagròpila	16540	0,00	55,74	0,24	3,08	6,61	7,04	0,71	26,46	0,12	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	38	0,00	0,06	0,00	0,00	0,94	0,00	92,74	3,13	3,13	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	174	0,00	0,04	2,22	0,00	0,46	4,19	81,98	10,54	0,57	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	175	0,00	0,01	0,00	0,10	0,00	36,78	62,24	0,03	0,84	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	85	0,00	0,00	0,00	0,23	0,27	25,74	66,64	0,89	6,23	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	134	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,60	77,23	2,59	0,58	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	96	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	22,10	75,31	0,00	2,54	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	183	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,22	82,51	0,17	1,10	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	327	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	17,90	78,41	0,94	2,74	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	88	0,00	0,05	0,00	0,00	0,14	4,19	93,78	0,92	0,92	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	300	0,00	0,03	5,37	0,21	1,85	22,57	60,40	5,26	4,31	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	244	0,00	0,08	0,95	0,00	0,00	30,24	54,82	7,97	5,94	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldó <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	236	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,77	82,27	1,64	0,32	0,00



Depredador	Referències	Material	N. total preses	Fruits / llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya
											Altres	Rata d'aigua	
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	20,61	72,14	3,44	3,44	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	14,84	80,79	0,11	3,50	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	319	0,00	0,13	0,00	0,64	0,45	37,96	49,21	10,22	1,39	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,07	66,21	3,91	7,81	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,28	31,98	11,44	30,30	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraldo <i>et al.</i> (1975)	Egagròpila	118	0,00	0,03	0,00	0,00	1,02	23,75	47,79	21,90	5,51	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Pérez-Mellado (1978)	Restes	829	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,09	83,17	1,66	1,08	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Pérez-Mellado (1978)	Restes	357	0,00	0,01	0,06	1,79	0,90	26,61	59,39	7,67	3,57	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar i Ceballos (1984)	Egagròpila	857	0,00	0,00	0,48	0,36	0,39	26,73	37,35	30,32	4,37	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Egagròpila	69	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	12,74	82,77	3,18	1,30	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Egagròpila	537	0,00	0,02	1,83	0,52	2,59	27,69	29,45	27,73	10,17	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Egagròpila	730	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	38,48	22,18	37,48	1,80	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Serrano (1998)	Egagròpila	1076	0,00	0,13	1,15	0,00	1,02	19,50	29,53	38,07	10,60	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Serrano (1998)	Egagròpila	352	0,00	0,07	0,00	0,00	1,34	19,20	61,08	17,72	0,59	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Martínez i Zuberogoitia (2001)	Egagròpila	1395	0,00	0,02	0,00	0,00	0,31	25,63	47,40	23,72	1,66	1,26
<i>Bubo bubo</i>	Lourenço (2006)	Egagròpila	2666	0,00	0,01	0,12	0,35	0,01	26,66	59,19	8,23	5,43	0,00
<i>Buteo buteo</i>	Bustamante (1985)	Estómac	1103	0,00	15,33	0,57	1,60	19,35	15,65	1,58	42,76	1,58	1,58
<i>Circus aeruginosus</i>	González i González (1984)	Egagròpila	246	0,00	0,91	0,00	0,00	14,27	40,90	38,42	3,05	2,45	0,00
<i>Circus aeruginosus</i>	González i González (1984)	Restes	120	0,00	0,08	0,00	0,00	3,11	58,28	31,13	2,21	4,15	1,04
<i>Ciconia ciconia</i>	Melendro <i>et al.</i> (1978)	Egagròpila	1137	0,00	61,60	0,00	0,00	1,28	3,84	0,00	16,46	16,82	0,00
<i>Hieraaetus pennatus</i>	Veiga (1986)	Egagròpila	202	0,00	0,00	0,00	0,00	19,29	24,18	49,69	0,58	5,38	0,88
<i>Milvus migrans</i>	Fernández-Cruz (1974)	Restes	38	0,00	0,07	5,80	6,96	59,12	19,24	0,00	5,33	3,48	0,00
<i>Milvus migrans</i>	Fernández-Cruz (1974)	Restes	310	0,00	0,18	1,63	0,00	54,36	31,73	0,00	4,88	2,44	4,78
<i>Milvus migrans</i>	Arroyo (1980)	Restes	684	0,00	0,00	0,86	0,07	2,77	24,26	67,03	2,11	0,35	2,55
<i>Milvus milvus</i>	García <i>et al.</i> (1998)	Egagròpila	1088	0,00	0,17	0,00	0,03	0,09	4,65	7,15	8,35	0,39	79,17
<i>Milvus milvus</i>	García <i>et al.</i> (1998)	Egagròpila	477	0,00	0,05	0,00	0,02	0,21	20,72	26,46	6,09	1,18	45,27
<i>Milvus milvus</i>	Ortega i Casado (1991)	Egagròpila	2689	0,00	0,31	0,00	0,00	0,12	34,86	32,64	16,04	1,78	14,25
<i>Milvus milvus</i>	Ortega i Casado (1991)	Egagròpila	978	0,00	0,02	0,00	0,06	0,14	25,51	37,42	19,12	1,66	16,07
<i>Strix aluco</i>	López-Gordo (1974)	Egagròpila	126	0,00	2,07	0,00	0,00	0,00	7,92	46,73	38,76	4,52	0,00
<i>Strix aluco</i>	López-Gordo <i>et al.</i> (1977)	Egagròpila	480	0,00	3,47	0,00	0,71	0,00	14,11	29,63	49,26	2,82	0,00



Depredador	Referències	Material	N. total preses	Fruits / llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya
											Altres	Rata d'aigua	
<i>Tyto alba</i>	Nos (1961)	Egagròpila	233	0,00	0,95	0,00	0,00	4,04	2,16	0,00	89,24	3,61	0,00
<i>Tyto alba</i>	Díez-Villacañas i Morillo (1973)	Egagròpila	342	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,50	0,00	68,70	3,80	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Egagròpila	215	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	4,41	0,00	89,88	5,51	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Egagròpila	225	0,00	0,31	0,00	23,16	0,80	21,86	0,00	51,03	2,84	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Egagròpila	9556	0,00	0,22	0,00	13,88	2,32	3,93	0,00	78,83	0,82	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Egagròpila	156	0,00	0,39	0,00	7,89	0,00	16,09	0,00	72,89	2,74	0,00
<i>Tyto alba</i>	Sans-Coma (1974)	Egagròpila	183	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	96,13	3,87	0,00
<i>Tyto alba</i>	Sans-Coma (1974)	Egagròpila	155	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,68	0,00	77,62	3,70	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	1212	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	39,02	0,00	58,67	2,31	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	344	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	2,26	90,31	6,79	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	328	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,29	2,49	88,72	2,50	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	183	0,00	0,00	0,00	0,00	2,12	11,65	0,00	82,45	3,78	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	261	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,90	0,00	78,31	11,79	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad <i>et al.</i> (1976)	Egagròpila	6570	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	26,37	1,19	70,91	1,19	0,00
<i>Tyto alba</i>	López-Gordo <i>et al.</i> (1977)	Egagròpila	2292	0,00	0,37	0,00	0,73	0,00	2,34	1,04	95,26	0,26	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín i Vericad (1977)	Egagròpila	141	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,68	0,00	78,27	9,05	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín i Vericad (1977)	Egagròpila	241	0,00	0,00	0,00	2,27	16,34	33,11	0,00	46,70	1,58	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín i Vericad (1977)	Egagròpila	138	0,00	0,00	0,00	9,60	1,87	9,34	0,00	75,86	3,33	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín i Vericad (1977)	Egagròpila	457	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,19	1,68	80,09	5,04	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín i Vericad (1977)	Egagròpila	463	0,00	0,00	0,00	2,05	0,40	3,59	1,43	85,41	7,12	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vargas <i>et al.</i> (1980)	Egagròpila	901	0,00	0,20	0,00	0,00	0,16	20,76	0,00	78,31	0,57	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vargas <i>et al.</i> (1980)	Egagròpila	1106	0,00	0,27	0,00	0,00	0,16	16,82	0,00	73,02	9,73	0,00
<i>Tyto alba</i>	Comissió de Natura de l'I.E.V. (1982)	Egagròpila	488	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	4,52	0,00	94,21	1,25	0,00
<i>Tyto alba</i>	Delibes <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	133	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,70	0,00	87,49	8,81	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	1663	0,00	0,52	0,00	34,53	0,00	3,68	0,00	56,01	5,26	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	212	0,00	0,04	0,00	0,31	0,00	30,55	0,00	62,59	6,51	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	374	0,00	0,02	0,00	0,57	0,00	31,07	0,00	66,86	1,48	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	833	0,00	0,03	0,00	0,62	0,00	13,14	0,00	84,59	1,62	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	120	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,34	0,00	90,70	5,96	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	353	0,00	0,02	0,00	0,27	0,00	52,40	0,00	44,54	2,77	0,00



Depredador	Referències	Material	N. total preses	Fruits / llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya
											Altres	Rata d'aigua	
<i>Tyto alba</i>	Libois <i>et al.</i> (1983)	Egagròpila	6047	0,00	0,02	0,00	0,28	0,00	16,90	0,00	79,95	2,85	0,00
<i>Tyto alba</i>	Thouy (1984)	Egagròpila	500	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	99,60	0,20	0,00
<i>Tyto alba</i>	Thouy (1984)	Egagròpila	500	0,00	0,80	0,00	0,20	0,00	14,50	0,00	84,00	0,50	0,00
<i>Tyto alba</i>	Brunet-Lecomte i Delibes (1984)	Egagròpila	20857	0,00	0,10	0,00	0,70	0,00	3,20	0,00	95,10	0,90	0,00
<i>Tyto alba</i>	Cervera i García (2001)	Egagròpila	708	0,00	0,23	0,00	0,00	24,75	13,56	0,00	48,52	12,94	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	1404	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00	0,25	0,00	98,89	0,44	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	1366	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,70	0,00	98,69	0,41	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	961	0,00	0,00	0,00	3,40	0,00	1,16	0,00	94,85	0,59	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	974	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00	0,33	0,00	97,94	1,17	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	1595	0,00	0,00	0,00	9,62	0,00	0,41	0,00	89,60	0,37	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	1420	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,34	0,00	98,04	0,42	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Egagròpila	1334	0,00	0,00	0,00	8,06	0,00	0,12	0,00	91,38	0,44	0,00
<i>Tyto alba</i>	Gigirey <i>et al.</i> (2004)	Egagròpila	1442	0,00	0,03	0,00	2,67	0,00	0,67	0,00	90,45	6,18	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado i Fernández (2004)	Egagròpila	89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	93,72	6,28	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado i Fernández (2004)	Egagròpila	72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	70,92	29,08	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado i Fernández (2004)	Egagròpila	138	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,48	0,00	91,07	8,06	0,00
<i>Canis lupus</i>	Cuesta <i>et al.</i> (1991)	Estómac	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	18,30	0,30	0,40	80,60
<i>Felis silvestris</i>	Aymerich (1982)	Estómac	175	0,00	0,00	0,00	0,00	4,09	11,24	62,60	14,44	7,63	0,00
<i>Felis silvestris</i>	Gil-Sánchez (1998b)	Excrement	226	0,00	0,00	0,00	0,00	2,52	6,11	65,14	24,29	1,94	0,00
<i>Felis silvestris</i>	Moleón i Gil-Sánchez (2003)	Excrement	267	0,00	0,25	0,00	0,00	9,33	6,21	0,00	33,48	43,43	7,30
<i>Felis silvestris</i>	Moleón i Gil-Sánchez (2003)	Excrement	135	0,00	0,03	0,00	0,00	5,22	23,02	8,07	25,92	21,51	16,23
<i>Genetta genetta</i>	Delibes (1974)	Estómac	428	11,93	3,48	0,00	0,84	0,78	29,04	13,15	23,25	2,19	15,34
<i>Genetta genetta</i>	Calviño <i>et al.</i> (1984b)	Estómac	389	9,99	0,71	0,71	5,87	1,22	12,64	8,38	36,56	2,79	21,13
<i>Genetta genetta</i>	Calviño <i>et al.</i> (1984b)	Excrement	706	13,43	0,87	0,73	7,60	4,55	13,50	0,00	54,23	4,36	0,73
<i>Genetta genetta</i>	Palomares i Delibes (1991)	Excrement	723	0,22	0,43	0,00	2,49	2,75	11,25	19,72	61,70	1,41	0,03
<i>Genetta genetta</i>	Ruiz-Olmo i López-Martín (1993)	Excrement	724	5,47	12,21	9,66	3,20	18,55	6,76	21,35	16,67	1,02	5,11
<i>Genetta genetta</i>	Gil-Sánchez (1998b)	Excrement	129	0,00	0,03	0,00	0,00	0,34	19,40	28,96	39,44	11,58	0,25
<i>Genetta genetta</i>	Carvalho i Gomes (2001)	Excrement	150	6,40	2,10	0,00	0,00	5,80	5,60	2,10	77,00	1,00	0,00
<i>Genetta genetta</i>	Rosalino i Santos-Reis (2002)	Excrement	1926	5,21	0,42	0,00	0,00	0,24	3,62	11,14	79,11	0,22	0,04
<i>Genetta genetta</i>	Palazón i Rafart (2010)	Excrement	4411	16,10	2,58	12,16	0,16	9,62	28,23	0,00	24,63	6,52	0,00



Depredador	Referències	Material	N. total preses	Fruits / llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya
											Altres	Rata d'aigua	
<i>Genetta genetta</i>	Melero et al. (2008)	Excrement	279	0,00	13,21	10,20	0,00	0,00	46,62	0,00	1,80	28,17	0,00
<i>Genetta genetta</i>	Mate i Barrull (dades no publicades)	Excrement	2173	59,21	1,40	0,18	0,00	1,15	10,83	0,00	16,57	8,52	2,13
<i>Herpestes ichneumon</i>	Delibes et al. (1984)	Excrement	905	0,00	1,79	0,29	0,59	18,54	5,83	66,33	3,90	2,73	0,00
<i>Herpestes ichneumon</i>	Palomares i Delibes (1991)	Excrement	694	0,05	1,01	0,00	4,22	17,26	28,18	23,46	10,69	4,19	10,94
<i>Lutra lutra</i>	Callejo et al. (1979)	Estómac	39	0,00	0,32	37,72	35,56	0,00	0,00	0,00	1,62	24,78	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Callejo et al. (1979)	Excrement	812	0,00	0,20	68,03	12,76	6,91	3,14	0,00	2,24	6,72	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Callejo i Delibes (1987)	Excrement	772	0,00	11,65	82,15	0,55	2,30	0,61	0,00	2,04	0,70	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Ruiz-Olmo et al. (1989)	Excrement	292	0,00	0,08	90,04	0,40	6,02	0,23	0,00	0,15	3,08	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Ruiz-Olmo et al. (1989)	Excrement	1182	0,00	0,02	94,73	0,30	2,74	0,23	0,00	0,07	1,91	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Morales et al. (2004)	Excrement	2410	0,32	1,24	81,60	0,34	14,37	0,46	0,00	0,02	1,65	0,00
<i>Martes foina</i>	Delibes (1978)	Excrement	343	7,54	1,56	0,00	0,00	5,89	24,50	23,08	21,16	13,85	2,42
<i>Martes foina</i>	Alegre et al. (1991)	Excrement	1244	31,70	2,74	0,00	0,31	9,30	6,18	1,53	8,79	0,51	38,94
<i>Martes foina</i>	Mate i Barrull (dades no publicades)	Excrement	1199	39,06	2,48	0,00	0,00	6,25	8,20	3,13	31,51	3,13	6,24
<i>Martes martes</i>	Rosellini et al. (2007)	Excrement	259	28,10	0,80	0,00	0,00	0,20	20,90	0,00	42,00	1,70	6,30
<i>Meles meles</i>	Rosalino et al. (2005)	Excrement	17654	59,65	19,19	0,00	6,08	2,64	1,45	2,20	8,49	0,28	0,02
<i>Mustela putorius</i>	Lodé (2003)	Excrement	928	0,00	0,09	0,00	11,99	0,00	4,02	16,62	60,28	1,75	5,25
<i>Neovison vison</i>	Melero et al. (2008)	Excrement	279	0,00	57,74	19,07	0,00	0,00	11,84	0,00	5,90	5,45	0,00
<i>Neovison vison</i>	Melero et al. (2008)	Excrement	236	0,00	8,34	2,89	0,00	0,00	87,18	0,00	1,11	0,48	0,00
<i>Neovison vison</i>	Morales et al. (2010)	Excrement	568	0,00	2,08	47,22	3,78	8,17	14,38	5,08	8,39	10,90	0,00
<i>Vulpes vulpes</i>	Calviño et al. (1984a)	Estómac	4565	11,14	1,62	0,00	0,00	0,07	2,71	5,92	6,28	0,32	71,94
<i>Vulpes vulpes</i>	Mate i Barrull (dades no publicades)	Excrement	3853	36,51	2,43	0,00	0,00	1,49	3,11	15,07	17,37	12,44	11,59



**Taula S2.** Percentatges de biomassa en la dieta de cadascuna de les nou categories tròfiques considerades (mitjanes i desviacions típiques), per a cada espècie de depredador de rata d'aigua meridional; n= nombre d'estudis emprats en la present revisió.

Depredador	N. total preses	Fruits/llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers			
									Altres	Rata d'aigua	Carronya	
<i>Natrix maura</i>	n = 1	116	0,00	19,45	45,31	29,69	2,44	0,04	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Vipera latasti</i>	n = 1	222	0,00	0,13	0,00	1,95	24,04	6,50	0,00	66,73	0,65	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	n = 2											
	mitjana de	199,00 79,20	0,00 0,00	0,09 0,12	0,00 0,00	0,00 0,00	1,94 2,11	84,35 13,92	6,83 5,65	6,13 6,65	0,68 0,37	0,00 0,00
<i>Aquila adalberti</i>	n = 1	294	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	33,93	59,10	0,76	0,33	5,19
<i>Aquila fasciata</i>	n = 4											
	mitjana de	95,00 68,58	0,00 0,00	0,00 0,00	0,00 0,00	0,00 0,00	5,66 3,10	45,67 7,95	39,79 9,24	2,04 3,07	5,41 5,34	1,43 2,87
<i>Ardea cinerea</i>	n = 2											
	mitjana de	1350,50 1759,99	0,94 1,33	3,56 3,86	76,99 12,29	0,08 0,11	1,28 1,80	0,30 0,42	0,00 0,00	3,99 4,65	12,87 4,78	0,00 0,00
<i>Asio flammeus</i>	n = 1	118	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,78	0,00	83,09	3,13	0,00
<i>Asio otus</i>	n = 2											
	mitjana de	1690,00 1168,14	0,00 0,00	0,04 0,00	0,00 0,00	0,00 0,00	0,00 0,00	30,34 25,82	0,08 0,11	67,90 27,63	1,65 1,92	0,00 0,00
<i>Athene noctua</i>	n = 1	16540	0,00	55,74	0,24	3,08	6,61	7,04	0,71	26,46	0,12	0,00
<i>Bubo bubo</i>	n = 28											
	mitjana de	412,79 561,58	0,00 0,00	0,03 0,04	0,44 1,13	0,15 0,37	0,46 0,65	21,36 9,38	63,14 20,24	10,03 11,72	4,35 5,81	0,05 0,24
<i>Buteo buteo</i>	n = 1	1103	0,00	15,33	0,57	1,60	19,35	15,65	1,58	42,76	1,58	1,58
<i>Circus aeruginosus</i>	n = 2											
	mitjana de	183,00 89,10	0,00 0,00	0,50 0,59	0,00 0,00	0,00 0,00	8,69 7,89	49,59 12,29	34,78 5,15	2,63 0,59	3,30 1,20	0,52 0,74



Depredador	N. total preses	Fruits/llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya	
									Altres	Rata d'aigua		
<i>Ciconia ciconia</i>	<b>n = 1</b>	1137	0,00	61,60	0,00	0,00	1,28	3,84	0,00	16,46	16,82	0,00
<i>Hieraaetus pennatus</i>	<b>n = 1</b>	202	0,00	0,00	0,00	0,00	19,29	24,18	49,69	0,58	5,38	0,88
<i>Milvus migrans</i>	<b>n = 3</b>											
	<b>mitjana de</b>	344,00 324,34	0,00 0,00	0,08 0,09	2,76 2,66	2,34 4,00	38,75 31,25	25,08 6,28	22,34 38,70	4,11 1,74	2,09 1,59	2,44 2,39
<i>Milvus milvus</i>	<b>n = 4</b>											
	<b>mitjana de</b>	1308,00 958,30	0,00 0,00	0,14 0,13	0,00 0,00	0,03 0,03	0,14 0,05	21,44 12,64	25,92 13,29	12,40 6,18	1,25 0,63	38,69 30,50
<i>Strix aluco</i>	<b>n = 2</b>											
	<b>mitjana de</b>	303,00 250,32	0,00 0,00	2,77 0,99	0,00 0,00	0,36 0,50	0,00 0,00	11,02 4,38	38,18 12,09	44,01 7,42	3,67 1,20	0,00 0,00
<i>Tyto alba</i>	<b>n = 46</b>											
	<b>mitjana de</b>	1506,20 3434,67	0,00 0,00	0,10 0,21	0,00 0,00	2,69 6,55	1,17 4,34	10,76 12,35	0,22 0,60	80,79 15,08	4,27 4,96	0,00 0,00
<i>Canis lupus</i>	<b>n = 1</b>	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	18,30	0,30	0,40	80,60
<i>Felis silvestris</i>	<b>n = 4</b>											
	<b>mitjana de</b>	200,75 57,77	0,00 0,00	0,07 0,12	0,00 0,00	0,00 0,00	5,29 2,91	11,65 7,95	33,95 34,72	24,53 7,83	18,63 18,47	5,88 7,71
<i>Genetta genetta</i>	<b>n = 11</b>											
	<b>mitjana de</b>	1094,36 1292,72	11,63 16,72	3,40 4,72	3,06 4,93	1,83 2,69	4,09 5,64	17,04 12,92	9,53 10,28	39,18 25,78	6,16 8,13	4,07 7,29
<i>Herpestes ichneumon</i>	<b>n = 2</b>											
	<b>mitjana de</b>	799,50 149,20	0,03 0,04	1,40 0,55	0,15 0,21	2,41 2,57	17,90 0,91	17,01 15,80	44,90 30,31	7,30 4,80	3,46 1,03	5,47 7,74
<i>Lutra lutra</i>	<b>n = 6</b>											
	<b>mitjana de</b>	917,83 835,80	0,05 0,13	2,25 4,63	75,71 20,71	8,32 14,23	5,39 5,08	0,78 1,18	0,00 0,00	1,02 1,05	6,47 9,21	0,00 0,00





Depredador	N. total preses	Fruits/llavors	Invertebrats	Peix	Amfibis	Rèptils	Aus	Lagomorfs	Micromamífers		Carronya	
									Altres	Rata d'aigua		
<i>Martes foina</i>	<b>n = 3</b>											
	<b>mitjana</b>	928,67	26,10	2,26	0,00	0,10	7,15	12,96	9,25	20,49	5,83	15,87
	<b>de</b>	507,70	16,49	0,62	0,00	0,18	1,87	10,04	12,01	11,37	7,07	20,07
<i>Martes martes</i>	<b>n = 1</b>	259	28,10	0,80	0,00	0,00	0,20	20,90	0,00	42,00	1,70	6,30
<i>Meles meles</i>	<b>n = 1</b>	17654	59,65	19,19	0,00	6,08	2,64	1,45	2,20	8,49	0,28	0,02
<i>Mustela putorius</i>	<b>n = 1</b>	928	0,00	0,09	0,00	11,99	0,00	4,02	16,62	60,28	1,75	5,25
<i>Neovison vison</i>	<b>n = 3</b>											
	<b>mitjana</b>	361,00	0,00	22,72	23,06	1,26	2,72	37,80	1,69	5,13	5,61	0,00
	<b>de</b>	180,55	0,00	30,49	22,43	2,18	4,72	42,78	2,93	3,70	5,21	0,00
<i>Vulpes vulpes</i>	<b>n = 2</b>											
	<b>mitjana</b>	4209,00	23,82	2,03	0,00	0,00	0,78	2,91	10,49	11,83	6,38	41,76
	<b>de</b>	503,46	17,94	0,57	0,00	0,00	1,00	0,28	6,47	7,84	8,57	42,67



**Taula S3.** Llistat d'espècies i estudis exclosos d'aquesta revisió. En les columnes s'especifiquen les raons per les quals han estat exclosos.

Espècies	Mida petita del depredador	No preferència alimentària	Hàbitat no coincident	Sense nombres / freqüència relativa de preses	Escassa informació	Referències
<b>PEIXOS</b>						
<i>Esox lucius</i>		X		X		Domínguez i Pena (2001)
<i>Micropterus salmoides</i>		X				Wootton (1992)
<i>Silurus glanis</i>		X				Wootton (1992)
<b>RÈPTILS</b>						
<i>Lacerta bilineata</i>	X	X				Masó i Pijoan (2012)
<i>Timon lepidus</i>		X	X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Coluber hippocrepis</i>	X	X	X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Hierophis viridiflavus</i>		X	X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Coronella austriaca</i>	X	X				Masó i Pijoan (2012)
<i>Coronella girondica</i>	X	X				Masó i Pijoan (2012)
<i>Zamenis longissimus</i>			X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Rinechis scalaris</i>			X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	X	X	X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Malpolon monspessulanus</i>				X		Barbadillo <i>et al.</i> (1999)
<i>Natrix natrix</i>	X	X				Masó i Pijoan (2012)
<i>Vipera aspis</i>			X			Masó i Pijoan (2012)
<i>Vipera seoanei</i>			X			Masó i Pijoan (2012)
<b>AUS</b>						
<i>Aegolius funereus</i>			X			Marks <i>et al.</i> (1999), Mikkola (2011)
<i>Otus scops</i>	X	X				Marks <i>et al.</i> (1999), Mikkola (2011)
<i>Neophron percnopterus</i>		X				Thiollay (1994)
<i>Aquila chrysaetos</i>			X	X		Delibes <i>et al.</i> (1975), Thiollay (1994)



Espècies	Mida petita del depredador	No preferència alimentària	Hàbitat no coincident	Sense nombres / freqüència relativa de preses	Escassa informació	Referències
<i>Circaetus gallicus</i>		X				Thiollay (1994)
<i>Circus cyaneus</i>					X	Thiollay (1994)
<i>Circus pygargus</i>					X	Thiollay (1994)
<i>Elanus caeruleus</i>					X	Thiollay (1994)
<i>Accipiter nisus</i>		X				Thiollay (1994)
<i>Falco tinnunculus</i>	X					White <i>et al.</i> (1994)
<i>Falco naumanni</i>	X	X				White <i>et al.</i> (1994)
<i>Falco peregrinus</i>		X				White <i>et al.</i> (1994)
<i>Falco columbarius</i>		X				White <i>et al.</i> (1994)
<i>Larus fuscus</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Larus michahellis</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Larus canus</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Larus marinus</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Larus argentatus</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Ichthyaetus audouinii</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>			X			Burger i Gochfeld (1996)
<i>Pyrhacorax graculus</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Corvus corax</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Corvus frugileus</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Corvus corone</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Pica pica</i>			X			Dos Anjos (2009)
<i>Lanius collurio</i>	X					Yosef (2008)
<i>Lanius meridionalis</i>	X					Yosef (2008)
<i>Lanius senator</i>	X					Yosef (2008)
<i>Lanius minor</i>	X					Yosef (2008)
<i>Ardea purpurea</i>					X	Martínez-Vilalta i Motis (1992)



Espècies	Mida petita del depredador	No preferència alimentària	Hàbitat no coincident	Sense nombres / freqüència relativa de preses	Escassa informació	Referències
<i>Bubulcus ibis</i>		X				Martínez-Vilalta i Motis (1992)
<i>Nycticorax nycticorax</i>		X				Martínez-Vilalta i Motis (1992)
<i>Botaurus stellaris</i>		X				Martínez-Vilalta i Motis (1992)
<i>Ciconia nigra</i>			X		X	Elliot (1992)
<i>Otis tarda</i>		X	X			Collar (1996)
<i>Grus grus</i>		X	X			Archibald i Meine (1996)
<b>MAMÍFERS</b>						
<i>Ursus arctos</i>		X				Clevenger <i>et al.</i> (1992)
<i>Procyon lotor</i>					X	Duchêne i Artois (1988), García <i>et al.</i> (2012)
<i>Mustela erminea</i>				X	X	Palomo i Gisbert (2002)
<i>Mustela lutreola</i>					X	Maran <i>et al.</i> (1998), Macdonald <i>et al.</i> (2002), Román (2007)
<i>Mustela nivalis</i>	X			X	X	Ruiz-Olmo (1995), Palomo i Gisbert (2002)
<i>Lynx lynx</i>		X				Sunquist i Sunquist (2009)
<i>Lynx pardinus</i>		X		X		Delibes (1980), Sunquist i Sunquist (2009)
<i>Sus scrofa</i>		X				Meijaard <i>et al.</i> (2011)



“El Ratero no hacía más que rumiar sus palabras pese a que el Nini se esforzaba en convencerle de que las ratas eran como los trigos, que unos años vienen mejor y otros peor, y culpaba de la escasez a los hurones y las comadreas. ‘Algo han de comer – decía –; conejos no hay’”.

*Las ratas.* Miguel Delibes (1962)

Cap. 10



**Relacions interespecífiques entre la  
rata d'aigua meridional (*Arvicola  
sapidus*) i la rata negra (*Rattus rattus*)  
en un riu de muntanya mediterrani:  
un estudi pilot**



## Capítol 4.3

### **Relacions interespecífiques entre la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*) i la rata negra (*Rattus rattus*) en un riu de muntanya mediterrani: un estudi pilot**

**Coexistence of southern water vole (*Arvicola sapidus*) and black rat (*Rattus rattus*) in a Mediterranean mid-mountain river: a pilot study**

Isabel Mate\*<sup>1</sup>, Joan Barrull<sup>1</sup>, Miquel Salicrú<sup>2</sup>, Joaquim Gosàlbez<sup>1</sup>, Jordi Ruiz-Olmo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Biologia Animal, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

<sup>2</sup> Universitat de Barcelona, Departament de Estadística, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

<sup>3</sup> Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Biodiversitat, Doctor Roux 80, 08017 Barcelona.

Mate I., Barrull J., Salicrú M., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J. 2015. Coexistence of southern water vole (*Arvicola sapidus*) and black rat (*Rattus rattus*) in a Mediterranean mid-mountain river: a pilot study. [sota revisió: *Mammalia*]



### 4.3.0. Resum

L'estructura i composició de les comunitats de micromamífers està fortament condicionada per les característiques de l'hàbitat i per les interaccions entre les espècies. El coneixement d'aquests components pot esdevenir una eina útil alhora d'establir accions de conservació, quan alguna de les espècies implicades es vulnerable o es troba en risc d'extinció. La rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*) ha evidenciat, en les darreres dècades, una tendència a la disminució dels seus efectius poblacionals. Un dels aspectes més desconeguts de la seva ecologia en àrees ripàries de muntanya mediterrània és la seva relació amb d'altres espècies que ocupen el mateix hàbitat. En absència d'altres espècies de micromamífers susceptibles d'establir-ne relacions de competència, s'ha esbrinat si aquestes es produïen amb la rata negra (*Rattus rattus*). Mitjançant la utilització de paranys fotogràfics, es caracteritza el patró d'activitat d'ambdues espècies i se n'estudien les relacions interespecífiques, contrastant el patró d'activitat en zones compartides i no compartides. El contrast de l'activitat indica que la rata d'aigua meridional no es veu afectada significativament per la presència de la rata negra. No s'ha observat desplaçament en l'horari, ni variacions en el patró d'activitat. En presència de la rata d'aigua meridional, la rata negra tampoc ha desplaçat l'activitat ni ha modificat el patró d'activitat.

**Paraules clau:** *Arvicola sapidus*, coexistència, conservació d'espècies amenaçades, hàbitats riparis de muntanya mediterrània, *Rattus rattus*.





### 4.3.1. Introducció

La rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*, Miller 1908, Rodentia, Cricetidae) és un arvicolí endèmic de la península Ibèrica i part del sud de França (Saucy 1999). La seva limitada distribució geogràfica, l'escassa densitat de població i la tendència a la disminució dels seus efectius, ha comportat que aquesta espècie estigui catalogada com a Vulnerable (Rigaux *et al.* 2008). L'establiment de mesures destinades a favorir la seva conservació i recuperació requereix d'informació sobre la seva ecologia i les causes de la seva regressió. En àrees ripàries de muntanya mediterrània, s'ha estudiat la selecció de l'hàbitat (Mate *et al.* 2013), i l'efecte de la pressió depredadora ha estat descrit parcialment en la seva àrea de distribució (Mate *et al.* 2015a). Però encara és molt desconeguda la relació amb altres competidors que ocupen el mateix hàbitat.

La competència interespecífica té un paper important en l'estructuració de les comunitats animals, i més concretament en les de petits mamífers (Harris i Macdonald 2007). L'essència de la competència interespecífica resideix en què els individus d'una espècie pateixen una reducció de la fecunditat, la supervivència o el creixement com a resultat d'una explotació dels recursos o de la interferència per part dels individus d'una altra espècie (Begon *et al.* 1996). Les conseqüències més evidents de la competència interespecífica s'observen en espècies simpàtriques, que poden mostrar una relació inversa pel que fa als nombres poblacionals o a l'ocupació de l'hàbitat (Grant 1972).

En literatura són abundants les referències a interaccions entre espècies del gènere *Rattus* i altres rosegadors (Ashby *et al.* 1969, Harris *et al.* 2006, Whisson *et al.* 2007, Harper i Cabrera 2010, Banks i Hughes 2012). A Gran Bretanya, la rata comuna (*Rattus norvegicus*), ha desplaçat a la rata d'aigua euroasiàtica (*Arvicola amphibius*), causant, fins i tot, extincions locals (Ryder 1962, Strachan 1997, Jordan i Netherton 1999, Neyland *et al.* 2010). A la península Ibèrica, alguns autors també han esmentat l'efecte negatiu de la rata comuna sobre les poblacions de rata d'aigua meridional (Garde 1992, Fedriani *et al.* 2002, Román 2007). D'altra banda, és conegut que la rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), ha causat efectes perniciosos sobre algunes espècies de rosegadors autòctons, especialment en illes (Atkinson 1973, Harris i Macdonald 2007). Al riu Montsant, de les dues espècies ibèriques de *Rattus*, només *R. rattus* és present. Donada l'absència en aquest hàbitat ripari d'altres espècies de micromamífers susceptibles d'establir relacions de competència amb la rata d'aigua meridional (p.ex. el coipú, *Myocastor coypus*; Saint-Girons



1973, Garde 1992), l'interès s'ha orientat a esbrinar si es produïen interaccions competitives entre la rata d'aigua meridional i la rata negra.

Les espècies que competeixen tendeixen a minimitzar el solapament en l'ús dels recursos, segregant-se al llarg dels tres principals eixos de nínxol: l'alimentació, l'espai i el temps (Grant 1972). Els animals regeixen la seva activitat diària seguint uns patrons que són el resultat de l'ajustament d'un rellotge biològic intern, determinat filogenèticament, a un ambient específic (Roll *et al.* 2006). Desenvolupar l'activitat en un moment o altre, diària o estacionalment, exposa als animals a desafiaments etològics i ambientals, biòtics o abiòtics, molt diferents (Kronfeld-Schor i Dayan 2008). La variació en el patró d'activitat intrínsec d'una espècie pot venir donada com a adaptació a canvis en el fotoperíode, la meteorologia, la disponibilitat de recursos, les relacions interespecífiques, o d'altres factors. En la competència interespecífica, la interacció entre l'espècie dominant i la dominada comporta sovint la utilització de diferents nínxols temporals (Halle i Stenseth 2000). Conèixer la distribució de l'activitat en el temps pot ajudar a comprendre el nínxol ecològic, i, per tant, pot ser important per al desenvolupament de plans de conservació per a les espècies en perill (Hwang i Garshelis 2007). Molts són els estudis sobre diferents espècies de rosegadors que abunden en aquest tema, per exemple, *R. norvegicus* i *A. amphibius* (Knight 1975), *Clethrionomys glareolus* i *Apodemus sylvaticus* (Greenwood 1978), *Gerbillus allenbyi* i *G. pyramidum* (Ziv *et al.* 1993), *Acomys cahirinus* i *A. russatus* (Kronfeld-Schor i Dayan 2003), *Microtus cabreræ* i *A. sapidus* (Pita *et al.* 2011), *Rattus lutreolus* i *Rattus fuscipes* (Meek *et al.* 2012).

Donada la fragilitat de les poblacions de rata d'aigua meridional, en el present treball, i mitjançant la utilització d'una tècnica no intrusiva, el parany fotogràfic, hem plantejat un estudi prospectiu amb els següents objectius: (1) descriure el patró d'activitat diària d'*A. sapidus*, i també el de *R. rattus*, en un ambient ripari de muntanya mediterrània; (2) esbrinar les relacions interespecífiques entre la rata d'aigua meridional i la rata negra en aquest tipus d'hàbitat, contrastant el patró d'activitat d'ambdues espècies en zones compartides i no compartides; (3) inferir si, amb aquests resultats, podem esperar efectes perniciosos envers l'espècie amenaçada. Les hipòtesis de partida són: a) quan ambdues espècies ocupen el mateix espai, malgrat tenir mides semblants (Ventura 2007, Zamorano i Palomo 2007), la pretesa major agressivitat de *R. rattus* la situï en posició dominant; i, b) l'ús diferencial que en fan de l'espai (Tobin *et al.* 1996, Cox *et al.* 2000, Le Louarn i Quééré 2003), del temps (Saint-Girons 1973, Berdoy i Drickamer 2007, Pita *et al.* 2011) i dels



recursos alimentaris (Clark 1982, Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Butet i Delettre 2011), redueix les interferències i permet la coexistència d'ambdues espècies. Amb dominància de *R. rattus*, fora d'esperar que *A. sapidus* desplaci o modifiqui el patró d'activitat en aquells indrets on comparteixen espai. Per contra, no s'observaria desplaçament o modificació del patró d'activitat si les espècies coexisteixen.

## 4.3.2. Material i mètodes

### 4.3.2.1. Àrea d'estudi

L'estudi es va dur a terme al riu Montsant (41°10'-41°18' N i 0°45'-0°53' E; NE de la Península Ibèrica) (Figura 1), que travessa en direcció NE a SO el massís càrstic de la Serra de Montsant, i vessa finalment les seves aigües en el riu Siurana, un afluent del riu Ebre. Presenta un règim típicament mediterrani amb fortes oscil·lacions de cabal que provoquen grans canvis estacionals, patint un sever estiatge en molts trams al llarg del seu recorregut, i sobtades avingudes durant la primavera i la tardor. Aquest cabal és regulat pels embassaments de Margalef i la Vilella Baixa, de capacitat 3 Hm<sup>3</sup> i 0.1 Hm<sup>3</sup>, respectivament. Predomina el clima mediterrani, amb una temperatura mitjana anual de 11°-14° C, segons localitats, i una precipitació mitjana anual de 450-600 mm (Pascual 2007), tot i que es poden donar episodis puntuals de precipitació importants; p.ex., durant el període d'estudi, en el mes de març es va registrar el 27% de tota la precipitació anual (372,7 mm en 2011), i el 12% en només 24 h. A les riberes trobem canyissars (*Typho-Schoenoplectetum glauci*), herbassars megafòrbics (*Magnocaricion elatae*), jonqueres (*Molinio-Holoschoenion*), i canyars (*Arundini-Convolvuletum sepium*), alternats amb comunitats forestals força fragmentades, com ara alberedes (*Vinco-Populetum albae*), salzedes (*Salicion triandrae-fragilis*), gatelledes (*Carici-Salicetum catalaunicae*), i algunes clapes arbustives de tamarigar (*Tamaricetum canariensis*) (Pascual 2007). La regió presenta, igualment una comunitat faunística molt diversa (Barrull i Mate 2007), i és inclosa dins de la Xarxa d'Espais Naturals Protegits de Catalunya. En l'actualitat, la principal activitat econòmica de la zona és la agricultura, i la freqüentació humana dels ambients riparis és, en general, molt escassa, donada la baixa densitat de població dels municipis riberencs (15 hab/km<sup>2</sup>).

En aquest treball, les interaccions competitives interespecífiques han estat focalitzades en *A. sapidus* i *R. Rattus*. La rata d'aigua meridional és un arvicolí de mida mitjana lligat a la presència de cursos o masses d'aigua amb ribes que presentin abundant vegetació herbàcia (principalment helòfits), escassa cobertura arbustiva i arbòria, i ribes poc costerudes i de



marges tous, susceptibles de ser excavades (Mate *et al.* 2013). La seva dieta és fonamentalment herbívora (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Román 2007, Mate *et al.* 2013). La rata negra és un múrid de mida mitjana, originari del sud-est asiàtic, però àmpliament distribuït per les regions tropicals i atemperades del planeta. Ocupa tota mena d'hàbitats amb una bona cobertura vegetal, preferentment boscos i matollars, i es pot adaptar a ocupar zones urbanes i periurbanes. En el medi natural acostuma a ser frugívora i granívora, incloent, si s'escau, proteïna animal en la dieta, i és coneguda la seva capacitat depredadora sobre ous i pollets d'aus (Zamorano i Palomo 2007).

#### **4.3.2.2. Parany fotogràfic: justificació de la tècnica emprada, disseny i dades recollides**

##### *4.3.2.2.1. Justificació de la tècnica emprada*

En els estudis de camp, l'observació directa, la captura-recaptura d'individus, el parany fotogràfic i la telemetria són els mètodes més emprats per aconseguir informació sobre l'activitat de les espècies. Malauradament, tots aquests mètodes presenten limitacions a l'hora d'investigar els aspectes ecològics dels patrons d'activitat diària (Hicks *et al.* 1998, Larrucea i Brussard 2009, Bridges i Noss 2011), i, en major o menor mesura, tots són afectats per la pseudo-replicació. La dificultat en observar i identificar petits mamífers d'hàbits nocturns en un ambient ripari fa de l'observació directa una eina poc adequada per a aquesta mena d'estudi. La captura-recaptura modifica en excés el comportament de les espècies i pot esbiaixar els resultats pel que fa als patrons d'activitat. En telemetria, la proximitat de l'investigador quan es realitza la localització pot pertorbar el comportament dels animals, induint activitat, i, per altra part, l'error associat a les localitzacions no permet distingir els moviments de curt recorregut que caracteritzen als micromamífers (Larrucea i Brussard 2009). En el parany fotogràfic, l'elecció del punt d'observació pot causar biaixos en la mesura d'alguns indicadors.

Conscients de totes aquestes limitacions, en el present estudi es va optar per emprar la tècnica del parany fotogràfic, i es va contrastar la compatibilitat dels resultats obtinguts amb d'altres provinents d'estudis realitzats mitjançant telemetria. L'ús de la fotografia remota permet la detecció i el seguiment a llarg termini de fauna elusiva, i causa un mínim de pertorbació en les espècies objectiu (Kelly i Holub 2008). El fet que les càmeres puguin enregistrar de manera continuada la data i l'hora de captura, fa que aquesta tècnica sigui adequada per a l'estudi dels patrons d'activitat (Lucherini *et al.* 2009). El parany fotogràfic



ha estat emprat per establir els patrons d'activitat en rosegadors en llibertat (Díaz *et al.* 2005, Torre *et al.* 2005, Meek *et al.* 2012), i també ha estat utilitzat en estudis sobre competència interespecífica, principalment en condicions de captivitat o tancats semi-naturals (Falkenberg i Clarke 1998, Ovadia i zu Dohna 2003).

#### 4.3.2.2.2. Disseny de les estacions de parany fotogràfic

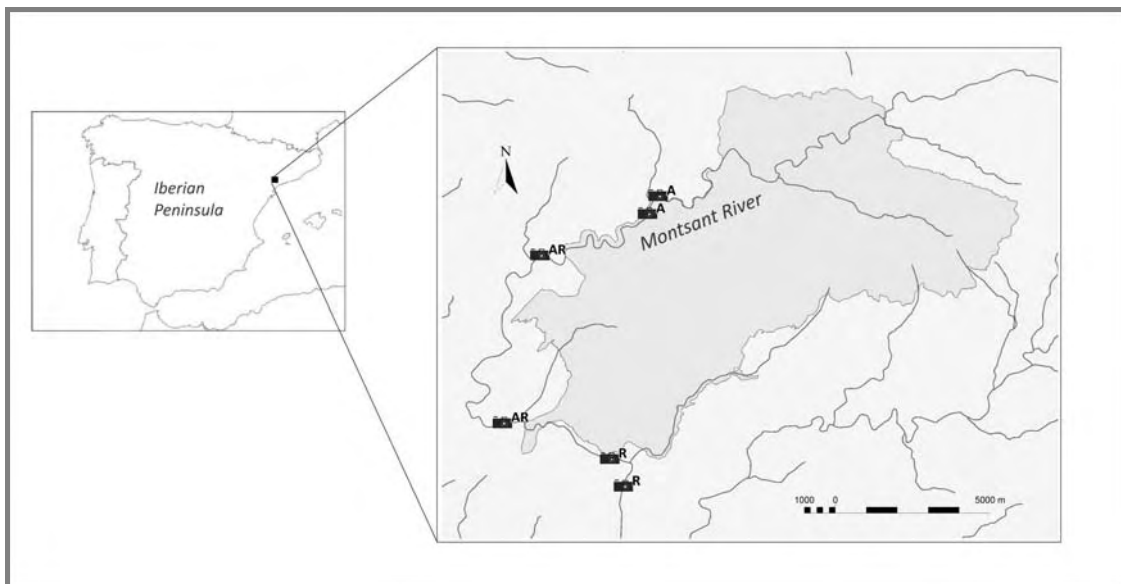
Per tal d'evitar el possible biaix derivat de la ubicació de les càmeres trampa i de l'observació d'uns pocs individus en cada estació de mostreig, generalment es recomana realitzar el mostratge en diferents llocs de l'àrea d'estudi. En àrees grans i amb disponibilitat d'un petit nombre de càmeres, la representativitat del patró d'activitat es pot aconseguir mitjançant la distribució del temps de mostratge entre els diferents punts d'observació seleccionats, canviant la ubicació de les càmeres periòdicament (Torre *et al.* 2005, Larrucea i Brussard 2009). Aquesta estratègia, però, és poc adequada quan les espècies a estudiar es troben en baixa densitat, atès que el temps de residència de les càmeres en cada punt de mostreig ha d'ésser necessàriament llarg per tal d'assegurar la representativitat de la mostra. En aquest cas, les alternatives per reduir els biaixos dependran del comportament de cada espècie, de les característiques de la zona d'estudi, i dels indicadors que s'avaluïn.

En general, les zones centrals de l'espai vital dels rosegadors són els llocs més propicis per a obtenir informació sobre els patrons d'activitat, i, generalment, es corresponen amb indrets amb una elevada presència de rastres (Woodroffe *et al.* 1990, Pye *et al.* 1999, Román 2010). En conseqüència, en l'àrea d'estudi, la selecció dels punts de mostreig s'ha realitzat a partir del coneixement previ de la presència/absència de la rata d'aigua meridional i de la rata negra (captures i recaptures en estudis previs duts a terme al Parc Natural de la Serra de Montsant), ubicant les càmeres en indrets on s'ha trobat presència recent d'excrements, latrines, menjadors i/o nius. La representativitat de les mostres provinents, probablement, d'un nombre reduït d'individus es justifica pel caràcter intrínsec del patró d'activitat de l'espècie (Halle i Stenseth 2000), l'homogeneïtat de l'hàbitat (Mate *et al.* 2013) i l'estabilitat del microclima creat per la vegetació a les zones de ribera (Richardson *et al.* 2007).

El seguiment d'ambdues espècies s'ha dut a terme durant un any (novembre 2010-octubre 2011). Sis punts de mostreig, o estacions de parany fotogràfic (EPF), van ser ubicades al llarg de la riba del riu Montsant. Les EPF es van classificar com segueix: indrets amb presència de rata d'aigua meridional i absència de rata negra (2 punts; zones A), indrets



amb absència de rata d'aigua meridional i presència de rata negra (2 punts; zones R), i indrets amb presència d'ambdues espècies (2 punts; zones AR) (Figura 1). Els punts A van ser caracteritzats com a zones òptimes per a la rata d'aigua meridional i poc adequades per a la rata negra. Els punts R són zones adequades per a la rata negra i hostils per a la rata d'aigua. Els punts AR corresponen a zones subòptimes per a les dues espècies (Cox *et al.* 2000, Mate *et al.* 2013). La distància mitjana entre EPF va ser de  $4776 \pm 1674$  m (mitjana  $\pm$  es). A l'escala espacial dels dos rosegadors, aquesta distància permet considerar les EPF com a independents (Stroud 1982, Tobin *et al.* 1996, Torre *et al.* 2005, Román 2007). Amb igual intensitat de parany fotogràfic, l'obtenció de dades ha estat inferior durant el període primaveral, atès a que una avinguda sobtada el mes de març va fer desaparèixer temporalment una part significativa dels individus residents.



**Figura 1.** Ubicació de les estacions de parany fotogràfic al llarg del riu Montsant (A, zones només amb rata d'aigua meridional; R, zones només amb rata negra; AR, zones compartides per ambdues espècies). L'àrea ombrada correspon als límits del Parc Natural de la Serra de Montsant (Espai Natural Protegit).

A cada EPF, i a una alçada de 20-25 cm sobre el terra, va ser instal·lada una càmera digital d'infrarojos amb sensor de moviment (Scout Guard SG550, HCO Outdoor Products, Norcross, Georgia, USA), dotada d'un camp de visió de 40º, un àrea de detecció de 12 m i un temps de captura de 1,2 segons. Les càmeres van funcionar les 24 h del dia, i van ser programades per capturar 3 imatges successives per cada detecció de moviment, amb un interval d'un segon entre elles. Amb aquest tipus de programació es pretenia maximitzar el nombre d'imatges positives (amb fauna). S'ha assumit la igual detectabilitat per a ambdues



espècies, donat que es tracta d'animals d'una mida similar (Cutler i Swann 1999). La revisió de les EPF ha estat efectuada, aproximadament, cada 4 setmanes, per tal d'evitar el possible destorb causat per la presència dels investigadors, minimitzant al màxim el temps emprat en cada revisió, i evitant modificar la vegetació circumdant (Cutler i Swann 1999). Les estacions de parany fotogràfic han estat engranellades, en cada revisió, amb poma trossejada i sardines en oli vegetal, per tal d'assegurar la igual atractabilitat d'ambdues espècies. Els esquers afavoreixen que els animals passin més temps davant la càmera, permetent l'obtenció de més i millors imatges que faciliten una correcta identificació dels individus (Garrote *et al.* 2012).

#### 4.3.2.2.3. Dades recollides

Les imatges han estat preses en format jpg i resolució de 3 MP, i duen impresa la data i hora de la captura. Les dades horàries es donen en temps universal (U.T.C.), per tal d'ajustar els períodes d'activitat d'ambdues espècies a l'alternança natural d'hores de llum i fosc. S'ha revisat la totalitat de fotografies preses per les càmeres, i s'han identificat les espècies capturades. Les imatges dubtoses pel que fa a la identificació, han estat desestimades per a les anàlisis posteriors. Donat el tipus de programació emprada, prèviament a l'anàlisi de dades s'ha triat una imatge representativa de cada grup de tres imatges successives. Per tal de reduir l'autodependència de les sèries de fotografies, s'ha considerat com a event independent, o 'contacte fotogràfic', les fotos no consecutives dels individus de la mateixa espècie, i les fotografies consecutives dels individus de la mateixa espècie separades per un interval superior a 5 minuts (Hicks *et al.* 1998, Yasuda 2004, Díaz *et al.* 2005, Torre *et al.* 2005). A cada contacte se li han assignat els valors de la temperatura mitjana (°C) i la precipitació acumulada (mm) (Servei Català de Meteorologia: <http://www.meteocat.cat>), així com la dada corresponent a la fase lunar, segons el dia d'enregistrament. S'ha considerat com a descripció quantitativa de la fase lunar el percentatge de superfície lunar il·luminada pel sol (entre noviluni, 0% de lluna il·luminada, i pleniluni, 100% de lluna il·luminada). S'han triat aquestes variables, donat que, segons literatura (p.ex. O'Farrell 1974, Vickery i Bider 1981, Halle 1995, Tobin *et al.* 1996), són les que poden afectar els períodes d'activitat dels rosegadors.

Per a l'estimació de la densitat de rata d'aigua s'han emprat valors de referència obtinguts de la literatura (Le Louarn i Quéré 2003) i s'han ponderat per les característiques de l'hàbitat (Mate *et al.* 2013). Aplicant la fórmula de les probabilitats totals, la densitat estimada per a la rata d'aigua meridional és de 3 individus/100 m (5 individus/100m en



zones òptimes i 2,5 individus/100m en zones subòptimes; hàbitat ocupat: 50,0% zones òptimes, 18,3% zones subòptimes, i 31,7% no ocupat). En espais vitals de característiques no lineals, les densitats de rata negra s'expressen habitualment en individus/ha. Per evitar la subjectivitat de la projecció de l'escala en superfície a l'escala lineal (densitat equivalent en la zona de ribera), s'ha estimat la densitat de la rata negra de forma indirecta. Emprant la relació de biomassa de preses en la dieta dels depredadors que han consumit ambdues espècies (Mate *et al.* 2015a), la densitat de *R. rattus* equivalent a la zona de ribera s'ha estimat en 2,25 individus/100 m (la relació de biomassa *R. Rattus/A. sapidus* és de 3/4). En zones òptimes per *A. sapidus* (hostils per a *R. Rattus*) és d'esperar una densitat inferior, mentre que a les zones subòptimes per ambdues espècies, la densitat és probablement superior.

#### 4.3.2.3. Anàlisi de dades

Per posar de manifest els efectes derivats d'una possible interacció competitiva d'ambdues espècies, s'ha contrastat l'activitat a les zones compartides i no compartides. Les evidències s'han cercat en les següents dimensions: a) desplaçament de l'activitat fora de la franja horària habitual; i b) canvi en patró d'activitat (diferent ús de la franja horària).

Donat que, segons literatura, és d'esperar l'observació d'una activitat catemeral en la rata d'aigua meridional (Saint-Girons 1973, Gosálbez 1987, Pita *et al.* 2011), i d'una activitat circumscriba a les hores nocturnes, crepusculars i d'albada en la rata negra (Tobin *et al.* 1996, Whisson *et al.* 2007, Berdoy i Drickamer 2007), l'efecte desplaçament, cas de produir-se, s'ha de relacionar amb la franja horària en la que ambdues espècies coincideixen en el temps. En conseqüència, el contrast dels indicadors d'activitat, en àrees compartida i no compartida, s'ha realitzat en la franja horària que inclou el crepuscle, la nit i l'albada (en endavant, nocturnitat ampliada NA). Així, s'han establert quatre categories horàries, a partir de la informació de les hores de sortida i posta del sol (Instituto Geográfico Nacional, Ministerio Español de Fomento): albada (d'una hora abans a una hora després de la sortida del sol), crepuscle (d'una hora abans a una hora després de la posta del sol), diürna (entre l'albada i el crepuscle) i nocturna (entre el crepuscle i l'albada) (Lucherini *et al.* 2009).

Atès que amb pocs registres per càmera/dia les anàlisis en sèrie temporal tenen poca potència, s'ha optat per l'ús d'indicadors que agreguen la informació. Seguint un criteri semblant al descrit a Halle i Weinert (2000), s'ha considerat l'indicador d'activitat  $I_{FH,H}$  en una franja horària FH i en el hàbitat H, calculat en base a l'expressió:





$$I_{FH,H} = \frac{\sum_i f_i(FH,H) / TFH}{\sum_i f_i(FH,H) / TFH + \sum_i f_i(FH^c,H) / TFH^c} \cdot 100$$

on  $f_i(FH,H)$  i  $f_i(FH^c,H)$  són les freqüències d'observació de l'espècie (*A. sapidus* o *R. rattus*) en la franja horària FH i en la franja horària complementària  $FH^c$  en cadascun dels hàbitats H (d'ús exclusiu A o R, i compartit AR), i TFH i  $TFH^c$  el nombre d'hores corresponents a les franges horàries FH i  $FH^c$ , durant el qual les càmeres han estat funcionant. Aquesta mesura expressa, en termes relatius, el percentatge de l'activitat en la franja horària, no està afectada pel nombre total de contactes ni pel fotoperíode, i varia entre 0 i 100. Per a aquest indicador, s'han obtingut els intervals de confiança bootstrap del 95% amb 10.000 repeticions (IC): a) s'han generat 20.000 valors seguint una distribució de Poisson, 10.000 centrats en el nombre de contactes observats en la franja horària FH i 10.000 en el nombre de contactes observats en la franja horària complementària  $FH^c$ , b) per a cadascuna de les rèpliques aparellades s'ha reproduït l'indicador  $I_{FH,H}$ , c) s'han ordenat (de menor a major) els 10.000 valors que reproduïxen l'indicador  $I_{FH,H}$ , i d) els límits inferior i superior de l'interval de confiança s'han associat als valor situats a les posicions 250 i 9.750. El solapament dels intervals de confiança de l'indicador  $I_{FH,H}$  en els dos hàbitats, ens indicarà que no s'han produït desplaçaments significatius en l'activitat per efecte de la interacció d'ambdues espècies. Per contra, el no solapament ens posarà de manifest que s'han produït desplaçaments significatius. Per a contrastar la homogeneïtat en el patró d'activitat en zones compartida i no compartida (per a cada espècie en franja horària comuna), s'ha considerat el test  $\chi^2$  amb correcció de Yates. En aquest cas, la franja horària comuna en tot el període d'estudi coincideix amb la nocturnitat corresponent a la nit més curta de l'any (solstici d'estiu), és a dir, entre les 19:30 i les 04:30 h U.T.C.

Seguint el criteri descrit a Halle i Weinert (2000) i emprant el mateix argument que ha servit per definir  $I_{FH,H}$  per a cada estació, l'indicador d'activitat en una franja horària s'escriu en la forma:

$$I_{FH,S} = \frac{\sum_i f_i(FH,S) / TFH}{\sum_i f_i(FH,S) / TFH + \sum_i f_i(FH^c,S) / TFH^c} \cdot 100$$



on S és l'estació. Aquesta mesura varia entre 0 i 100, i s'interpreta com el percentatge de l'activitat en una franja horària i estació. D'igual manera, també s'han obtingut els intervals de confiança bootstrap del 95% amb 10.000 repeticions (IC).

La determinació del possible efecte de la temperatura, s'ha dut a terme contrastant l'indicador d'activitat corresponent a les dues estacions de l'any amb temperatures més extremes: l'estiu (durant el període d'estudi, temperatura mitjana trimestral: 22,9°C, màxima: 37,2°C, mínima: 9,2°C) i l'hivern (mitjana trimestral: 5,1°C, màxima: 20,1°C, mínima: -8,6°C). Per altra part, donada l'escassetat de precipitacions i la uniformitat d'aquestes al llarg de tota l'àrea d'estudi, el contrast dels percentatges de dies de pluja en zones compartides i no compartides permetrà avaluar el possible efecte diferencial de la pluviometria en l'activitat de les espècies.

Per tal d'incrementar la confiança en la informació obtinguda mitjançant parany fotogràfic, es va dur a terme el patró d'activitat horari d'*Arvicola sapidus* i es va contraposar amb el patró obtingut a partir de dades de telemetria (SO de Portugal, Pita *et al.* 2011). La comparació dels resultats es mostra a 'Material suplementari'.

### 4.3.3. Resultats

L'esforç efectiu de les càmeres va ser de 1.557 dies-càmera, i es va obtenir un total de 40.258 fotografies. Les 24.906 imatges vàlides (amb presència d'animal), han permès registrar 41 espècies: 15 mamífers (63,24% de les imatges), 21 aus (36,59% de les imatges), 2 rèptils (0,05% de les imatges), 1 amfibi (0,10% de les imatges) i 2 lepidòpters (0,02% de les imatges). D'aquestes imatges, 10.898 corresponen a espècies-diana: 2.258 imatges corresponen a *A. sapidus* (9,07% del total d'imatges) i 8.640 imatges corresponen a *R. rattus* (34,70% del total d'imatges). L'aplicació dels criteris de selecció segons s'ha especificat en l'apartat 4.3.2.2.3, ha donat un total de 546 contactes vàlids d'*A. sapidus* (283 en zona A; 263 en zona AR) i 830 contactes de *R. rattus* (389 en zona R; 441 en zona AR), que són els que han estat els emprats en les posteriors anàlisis.

Els resultats de l'anàlisi de dades proporcionades pels contactes, han mostrat que la rata d'aigua meridional es comporta com una espècie catemeral, amb activitat al llarg de tot el dia, tot i que la major part d'aquesta es va desenvolupar durant la franja horària diürna (46,52%). La resta de l'activitat diària es va produir principalment durant les hores nocturnes (29,85%), l'albada (11,72%) i el crepuscle (11,90%). Contràriament, la rata negra



és una espècie eminentment nocturna (82,17%) i crepuscular (13,86%), amb escassa activitat durant l'albada (3,01%), i una pràcticament nul·la activitat durant les hores diürnes (0,96%). Aquests patrons semblen mantenir-se tant en les zones compartides com en les no compartides (taula 1).

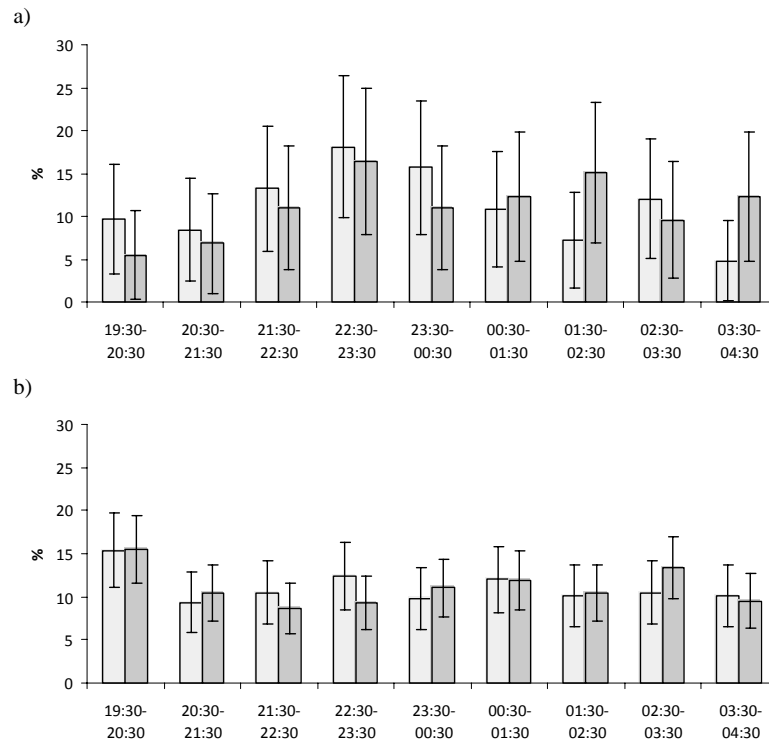
**Taula 1.** Patrons d'activitat d'*A. sapidus* i *R. rattus*, expressats en forma de percentatge de contactes, segons les diferents categories horàries d'activitat: albada, diürna, crepuscular i nocturna, en zones no compartides (A, R), compartides (AR), i global.

	<i>Arvicola sapidus</i>			<i>Rattus rattus</i>		
	total	zona A	zona AR	total	zona R	zona AR
<b>Albada</b>	<b>11,72</b>	8,83	14,83	<b>3,01</b>	3,60	2,49
<b>Diürna</b>	<b>46,52</b>	49,82	42,97	<b>0,96</b>	0,51	1,36
<b>Crepuscular</b>	<b>11,90</b>	12,01	11,79	<b>13,86</b>	7,71	19,27
<b>Nocturna</b>	<b>29,85</b>	29,33	30,42	<b>82,17</b>	88,17	76,87

El solapament dels intervals de confiança corresponents als indicadors de nocturnitat ampliada mostra que no s'ha produït desplaçament significatiu de l'activitat entre franges horàries (de diürnit cap a horari d'ús compartit, o a l'inrevés) en cap de les dues espècies, per efecte de la interacció entre elles. Per a *A. sapidus*,  $I_{NA,A} = 42,87\%$  (IC: 37,14–48,75) i  $I_{NA,AR} = 48,83\%$  (IC: 42,77–54,98). Per a *R. rattus*,  $I_{NA,R} = 99,32\%$  (IC: 98,27–100,00) i  $I_{NA,AR} = 98,12\%$  (IC: 96,50–99,39). Pel que fa a la distribució de l'activitat en horari nocturn compartit, el test  $\chi^2$  ens mostra que tampoc s'ha produït modificació significativa en el patró d'activitat a ambdues espècies per efecte d'interacció interespecífica. Per a *A. sapidus*,  $\chi^2 = 6,97$  i  $p = 0,5393$  (figura 2a), i per *R. rattus*,  $\chi^2 = 3,42$  i  $p = 0,9052$  (figura 2b).

Per a la rata d'aigua meridional, en horari nocturn ampliat, la mitjana de contactes per hora a la zona no compartida és de 0,02958 (IC: 0,02479 – 0,03459) i la mitjana de contactes per hora a la zona compartida és de 0,03367 (IC: 0,02851 – 0,03929). Per a la rata negra, la mitjana de contactes per hora a la zona no compartida és de 0,07100 (IC: 0,06402 – 0,07797) i la mitjana de contactes per hora a la zona compartida és de 0,09767 (IC: 0,08868 – 0,10687).





**Figura 2.** Patró d'activitat horària anual durant el període compartit estrictament nocturn (19:30-04:30 h): a) *A.sapidus* i b) *R.rattus*. Zona no compartida, gris clar; zona compartida, gris fosc.

El patró d'activitat derivat de les fases lunars, no difereix en zones compartides i no compartides, per a cap de les dues espècies. Són més actives durant el noviluni i amb percentatges de superfície de lluna il·luminada menors del 50% (per a *A. sapidus*, 73,24% dels contactes en zona A i 74,67% dels contactes en zona AR; per a *R. rattus*, 81,91% dels contactes en zona R i 74,25% dels contactes en zona AR), i menys actives durant la resta del cicle (per a *A. sapidus*, 26,76% dels contactes en zona A i 25,33% dels contactes en zona AR; per a *R. rattus*, 18,09% dels contactes en zona R i 25,75% dels contactes en zona AR).

Per a ambdues espècies, el percentatge de dies de pluja en zones compartides i no compartides és similar (*A. sapidus*: 18,18% dels dies en zona compartida i 18,62% en zona no compartida; *R. rattus*: 17,55% dels dies en zona compartida i 18,25% en zona no compartida), i, en conseqüència, sembla que la pluviometria ha d'afectar els dos rosegadors d'igual manera. En ambdós casos, el reduït nombre de registres en dies plujosos (0,92% del total de contactes per a *A.sapidus*, i 0,72% per a *R.rattus*), posa de manifest una menor activitat en dies de pluja. Respecte de la temperatura, durant els períodes de temperatures extremes (estiu i hivern), en zona no compartida, els indicadors de nocturnitat ampliada no han variat significativament (*A. sapidus*,  $I_{NA,E}=43,06\%$ , IC: 34,87–51,30 a l'estiu, i



$I_{NA,H}=52,67\%$ , IC: 39,09–68,63, a l'hivern; *R. rattus*,  $I_{NA,E}=97,26\%$ , IC: 90,66–100,00 a l'estiu, i  $I_{NA,H}=99,14\%$ , IC: 97,22–100,00, a l'hivern). Igualment, els indicadors no han variat en les zones compartides (*A. sapidus*,  $I_{NA,E}=48,48\%$ , IC: 38,02–59,23 a l'estiu, i  $I_{NA,H}=50,34\%$ , IC: 39,26–68,79, a l'hivern; *R. rattus*,  $I_{NA,E}=97,72\%$ , IC: 95,25–99,47 a l'estiu, i  $I_{NA,H}=98,77\%$ , IC: 96,04–100,00, a l'hivern).

Pel que fa a possibles interaccions agressives, les càmeres no les han recollides. Malgrat tot, en les imatges captades on són presents ambdues espècies simultàniament, la seqüència temporal ens mostra que és la rata negra qui marxa quan apareix la rata d'aigua meridional, tot i que torna al poc temps a l'escenari, quan l'arvicolí ja ha desaparegut.

#### 4.3.4. Discussió

En la serra de Montsant, la rata d'aigua meridional es comporta com una espècie catemeral amb un patró d'activitat polifàsic. Aquest comportament és concordant amb l'observat per a l'espècie en d'altres indrets de la seva àrea de distribució (Gosàlbez 1987, Le Louarn i Quéré 2003, Pita *et al.* 2011). A banda de considerar aquest patró d'activitat com una adaptació dels arvicolins a una dieta herbívora d'alt contingut en cel·lulosa i relativament baixa qualitat (Halle 2006, Ylönen i Brown 2007), la catemeralitat ha estat interpretada per molts autors com una estratègia desenvolupada per minvar el risc de depredació, però també per evitar la competència interespecífica i reduir l'exposició a condicions de temperatura desfavorables (Curtis i Rasmussen 2006, Halle 2006). Contràriament a la rata d'aigua meridional, la rata negra té una dieta amb alt contingut energètic que li permet seguir el patró monofàsic ancestral dels mamífers, comportant-se com una espècie eminentment nocturna i crepuscular (Kronfeld-Schor i Dayan 2008, Butet i Delettre 2011).

En el riu Montsant, el contrast de l'activitat en zones compartides i no compartides ens indica que la rata d'aigua meridional no es veu afectada significativament per la presència de la rata negra. No s'han observat desplaçament en l'horari, ni variacions en el patró d'activitat. La presència de la rata d'aigua meridional tampoc ha desplaçat l'activitat de la rata negra, ni ha modificat el seu patró d'activitat. La coexistència entre espècies simpàtriques s'explica, en general, per una separació del nínxol en l'espai, en el temps, o en l'ús dels diferents recursos (Amarasekare 2003).

Pel que fa a la dimensió espacial, l'efecte no significatiu de la interacció en l'activitat en el cas d'ocupació conjunta el podrien explicar: l'estratificació, observada en d'altres estudis



(p.ex., Foster 2010, entre *R. rattus* i *R. norvegicus*), la separació parcial dels espais vitals (Grant 1972), o la baixa densitat d'ambdues espècies (Lobos *et al.* 2005). La preferència d'*A. sapidus* per zones d'helòfits o herbassars megafòrbics, amb una presència arbustiu-arbòria reduïda (Mate *et al.* 2013) i la de *R. rattus* per zones arbustives i arbòries (Faus i Vericad 1981, Cox *et al.* 2000), podria relacionar-se amb les seves diferències morfològiques (Yabe *et al.* 1998). Quan ambdues espècies conviuen en simpatria, la capacitat grimpadora permetria a *R. rattus* utilitzar l'estrat més elevat. Per contra, les capacitats excavadora i nedadora, afavoreixen que *A. sapidus* ocupi els estrats inferiors (sòl, subsòl). A més, en àmbits riparis, la rata d'aigua meridional ocupa la linealitat del curs de l'aigua (Román 2010, Mate *et al.* 2015b), mentre que la rata negra ocupa zones que poden incloure una part de la riba i terrenys més enllà del riu (Whisson *et al.* 2007). Pel que fa als indrets de recer, la rata d'aigua meridional ubica principalment els seus caus en galeries excavades en les ribes i construeix nius en superfície sostinguts entre els helòfits (Román 2010), mentre que la rata negra nia preferentment entre el brançam dels arbres o dins dels arbusts, encara que també pot excavar nius als peus dels arbres, aprofitant el sistema radicular (Faus i Vericad 1981, Tobin *et al.* 1996, Cox *et al.* 2000). A l'àrea d'estudi, la diferenciació en l'ús de l'espai no seria l'única dimensió que explicaria la coexistència. En general, aquesta es veu afavorida quan la densitat de les poblacions és baixa (Lobos *et al.* 2005). Al riu Montsant, la coexistència es pot veure afavorida per la baixa densitat de les poblacions d'ambdós rosegadors. Les densitats estimades a partir dels valors de referència suggereixen aquesta possibilitat, l'escàs nombre de contactes per dia-càmera reforça la hipòtesi, i les condicions d'entorn també la suporten, ja que, en ambients riparis, els recursos són esparsament distribuïts i molt fluctuants (Berdoy i Drickamer 2007).

L'efecte no significatiu de la interacció d'ambdues espècies en el patró d'activitat, s'explicaria també pel comportament diferencial en l'ús del temps i dels recursos alimentaris. La separació observada en més del 50% de l'activitat en la dimensió temporal, ajudaria a evitar episodis de conflicte (Kronfeld-Schor i Dayan 2003). Pel que fa a l'alimentació, la rata d'aigua meridional es mostra com una espècie herbívora estenòfaga (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Román 2007), mentre que la rata negra és principalment frugívora i granívora, incorporant una petita proporció de matèria animal en la dieta (Yabe 1979, Clark 1982). Aquest fet diversificaria l'ús dels recursos alimentaris disponibles per a ambdues espècies, que no entrarien en competència directa.



En el riu Montsant, la pluja i la temperatura no han exercit un efecte diferenciador en el contrast de l'activitat d'ambdues espècies entre zones compartides i no compartides. Pel que fa al registre pluviomètric, amb un percentatge equivalent de dies de pluja en ambdues zones, s'ha observat que el nombre de contactes obtinguts durant episodis de pluja ha estat molt escàs per a tots dos rosegadors. La manca d'afectació de la temperatura sobre l'activitat en l'entorn que ens ocupa podria ser deguda al microclima creat per la vegetació de ribera, que suavitzaria les condicions extremes (Richardson *et al.* 2007). Pel que fa a les fases lunars, l'increment de l'activitat durant el noviluni, ha estat relacionat amb una conducta adaptativa per minimitzar el risc de depredació (Lockard i Owings 1974, Halle 1995, Topping *et al.* 1999, Daly *et al.* 2000), i amb les variacions en els nivells d'hormones, com ara la melatonina i la corticosterona (seguint cicles de llum-foscor) que, en vertebrats, tenen un important paper en el control de l'activitat locomotora, el comportament de farratgeix, el metabolisme i la reproducció (Bartness i Albers 2000, Tarlow *et al.* 2003).

En el riu Montsant, la coexistència d'ambdues espècies es pot explicar en gran mesura per la separació del nínxol en els tres eixos principals, i per la baixa densitat que caracteritza a les poblacions de la rata d'aigua meridional en l'àrea de distribució. Per contra, la pretesa major agressivitat de la rata negra, que li inferiria una major superioritat, no ha estat observada. Així, la superioritat de *R. norvegicus* sobre *A. amphibius* en interaccions agressives (Ashby *et al.* 1969, Knight 1975, Strachan 1997), no permet inferir la superioritat de *R. rattus* sobre *A. sapidus*, malgrat la seva semblança ecològica i morfològica. En confrontacions entre *R. rattus* i *R. norvegicus*, la rata negra s'ha mostrat sempre com l'espècie menys combativa (Foster 2010). A més, la rata negra sembla ser un pobre competidor amb espècies de similars dimensions corporals (Banks i Hughes 2012).

El coneixement de les relacions interespecífiques de la rata d'aigua amb possibles competidors i/o depredadors, així com la seva relació amb l'entorn, constitueixen eines molt útils alhora de dissenyar actuacions destinades a la conservació i recuperació de l'espècie. En estudis previs s'ha posat de manifest que: (a) en ambients riparis de muntanya mediterrània, la rata d'aigua meridional mostra preferència per zones amb alta cobertura d'herbàcies (principalment d'helòfits) i una cobertura arbustiva i arbòria reduïda (Mate *et al.* 2013); (b) malgrat ser present en la dieta de molts depredadors, la rata d'aigua meridional no és espècie-objectiu de cap d'ells tot i que pot esdevenir una presa substitutiva quan les preses preferents escassegen (Mate *et al.* 2015a). En l'estudi pilot realitzat a la Serra de Montsant, l'efecte no significatiu de les interferències amb possibles competidors (la rata



negra) ha posat de manifest la coexistència d'ambdues espècies en zones subòptimes per a l'arvicolí. Els resultats de tots aquests estudis mostren que els hàbitats preferits per la rata d'aigua meridional són els més favorables per al manteniment de l'espècie. En ells, el rosegador minimitza les interaccions amb d'altres espècies competidores, i aconsegueix aliment i recer, reduint l'exposició al risc de depredació. Es confirma així la importància de la conservació de l'hàbitat en la recuperació i preservació de les poblacions de rata d'aigua meridional en el riu Montsant. En vista dels resultats obtinguts, resultaria escaient estendre aquesta mena d'estudis prospectius a d'altres indrets de l'àrea de distribució de la rata d'aigua meridional, com a pas previ a qualsevol actuació orientada a la recuperació dels hàbitats que li són propicis o a l'alliberament d'individus en reintroduccions o translocacions.

#### **4.3.5. Agraïments**

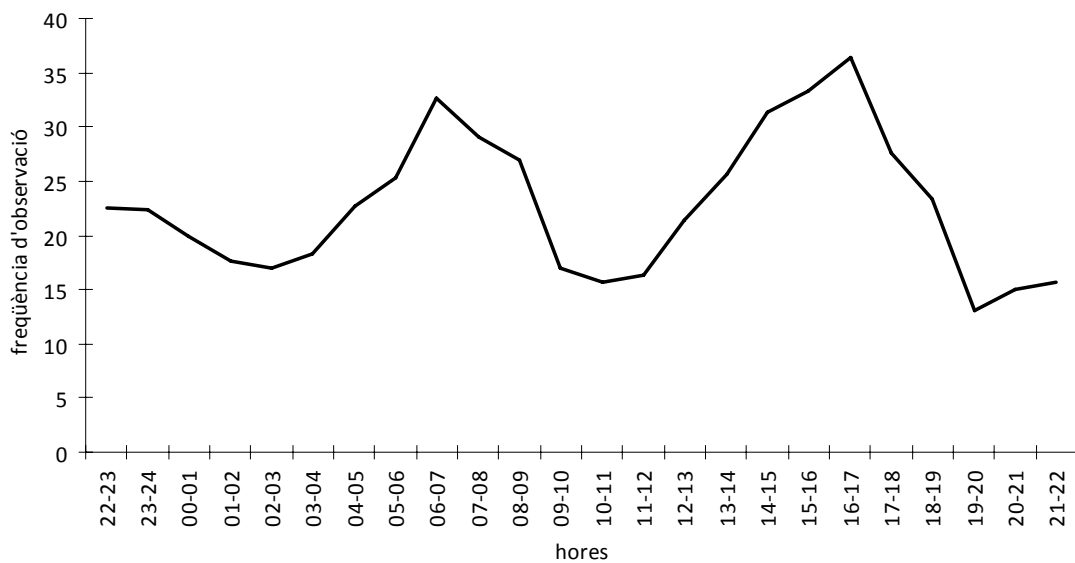
Els autors volen agrair a J. Palet la seva inestimable ajuda en la feina de camp. El treball ha estat recolzat, en part, pel projecte de recerca 2014 SGR 1241, del Departament d'Economia i Coneixement de la Generalitat de Catalunya. El treball de camp s'ha dut a terme seguint les prescripcions de la normativa catalana sobre regulació d'activitats fotogràfiques que afecten a les espècies de fauna salvatge (Decret 148/1992, DOGC n. 1618).





### 4.3.6. Material suplementari

El patró d'activitat diària (anual) d'*Arvicola sapidus* va ser obtingut a partir de les dades de parany fotogràfic, considerant la freqüència relativa d'observació de l'espècie/hora i calculant la mitjana mòbil (amb  $h=3$  i centrada) per tal de suavitzar l'efecte de valors atípics en la mostra (Figura 3). En concret, el valor d'activitat en l'hora  $i$  s'ha estimat en:  $(fr_{i-1}+fr_i+fr_{i+1})/3$ , essent  $fr_i$  la freqüència d'observació en l'hora  $i$ .



**Figura 3.** Patró d'activitat d'*Arvicola sapidus* (mitjana mòbil de les freqüències d'observació) en horari U.T.C.

En el treball de Pita *et al.* (2011), la rata d'aigua meridional va mostrar un patró d'activitat bimodal durant tot l'any, amb pics d'activitat a l'albada i al capvespre. Aquests pics eren més pròxims o més llunyans, i més o menys marcats, en funció de l'estació de l'any i d'acord amb els canvis en el fotoperíode. El patró d'activitat obtingut a partir de les dades de parany fotogràfic, va mostrar també un comportament bimodal, amb pics a l'albada i al capvespre. El decalatge en l'interval horari (d'aproximadament 2h) respecte al treball de Pita *et al.* (2011) és degut al fet que els registres provinents del parany fotogràfic en la Serra de Montsant s'han definit en U.T.C., mentre que Pita *et al.* han considerat l'horari civil (+2h). La compatibilitat de tots dos estudis reforça la confiança en la fiabilitat de la informació obtinguda mitjançant ambdós mètodes.



### 4.3.7. Referències

- Amarasekare P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology Letters*, 6 (12): 1109–1122. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x.
- Ashby K.R., Harling J., Whiles D. 1969. Observations on the distribution and activity of water voles (*Arvicola amphibius amphibius*) in Old Durham Beck, Durham. *Journal of Zoology*, 158: 209-214. (Notes from the Mammal Society – No. 18). doi: 10.1111/j.1469-7998.1969.tb02138.x.
- Atkinson I.A.E. 1973. Spread of the ship rat (*Rattus r. rattus* L.) in New Zealand. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 3 (3): 457-472. doi: 10.1080/03036758.1973.10421869.
- Banks P.B., Hughes N.K. 2012. A review of the evidence for potential impacts of black rats (*Rattus rattus*) on wildlife and humans in Australia. *Wildlife Research*, 39 (1): 78-88. doi: 10.1071/WR1108.
- Barrull J., Mate I. 2007. *Fauna Vertebrada del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Diputació de Tarragona, Tarragona. 278 pp.
- Bartness T.J., Albers H.E. 2000. Activity patterns and the biological clock in mammals. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 23-47. Ecological Studies, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_3.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1996. *Ecology: Individuals, populations and communities*. 3rd ed. Blackwell Science Ltd., Oxford. 1068 pp.
- Berdoy M., Drickamer L.C. 2007. Comparative social organization and life history of *Rattus* and us. A: Wolff J.O., Sherman P.W. (eds.), *Rodent societies. An ecological and evolutionary perspective*: 380-392. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Bridges A.S., Noss A.J. 2011. Behavior and activity patterns. A: O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth, K.U. (eds.), *Camera traps in animal ecology. Methods and analyses*: 57-69. Springer, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-4-431-99495-4\_5.
- Butet A., Delettre Y.R. 2011. Diet differentiation between European arvicoline and murine rodents. *Acta Theriologica*, 56 (4): 297-304. doi: 10.1007/s13364-011-0049-6.
- Clark D.A. 1982. Foraging behavior of a vertebrate omnivore (*Rattus rattus*): meal structure, sampling, and diet breadth. *Ecology*, 63 (3): 763-772.
- Cox M.P., Dickman C.R., Cox W.G. 2000. Use of habitat by the black rat (*Rattus rattus*) at North Head, New South Wales: an observational and experimental study. *Austral Ecology*, 25 (4): 375-385. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01050.x.
- Curtis D.J., Rasmussen M.A. 2006. The evolution of cathemerality in Primates and other mammals: A comparative and chronoecological approach. *Folia Primatologica (Basel)*, 77 (1-2): 178-193. doi: 10.1159/000089703.
- Cutler T.L., Swann D.E. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: A review. *Wildlife Society Bulletin*, 27 (3): 571-581.
- Daly M., Behrends P.R., Wilson M.I. 2000. Activity patterns of kangaroo rats – Granivores in a desert habitat. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 145-158. Ecological Studies, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_10.
- Díaz M., Torre I., Peris A., Tena L. 2005. Foraging behavior of wood mice as related to presence and activity of



- genets. *Journal of Mammalogy*, 86 (6): 1178-1185. doi: 10.1644/04-MAMM-A-127R1.1.
- Falkenberg J.C., Clarke J.A. 1998. Microhabitat use of deer mice: effects of interspecific interaction risks. *Journal of Mammalogy*, 79 (2): 558-565. doi: 10.2307/1382986.
- Faus F.V., Vericad J.R.. 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5 (5): 67-96.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9 (1): 12-19.
- Foster S.P. 2010. *Interspecific competitive interactions between Rattus norvegicus and R. rattus*. Tesi de Grau de Màster en Ciències Biològiques. University of Waikato, Hamilton. 128 pp.
- Garde J.M. 1992. *Biología de la rata de agua Arvicola sapidus Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España)*. Tesi doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona. 496 pp.
- Garde J.M., Escala M.C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia Zoologica*, 49 (4): 287-293.
- Garrote G., Gil-Sánchez J.M., McCain E.B., de Lillo S., Tellería J.L., Simón M.A. 2012. The effect of attractant lures in camera trapping: a case study of population estimates for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research*, 58 (5): 881-884. doi: 10.1007/s10344-012-0658-7.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i Catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona. 241 pp.
- Grant P.R. 1972. Interspecific competition among rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 79-106.
- Greenwood P.J. 1978. Timing of activity of the bank vole *Clethrionomys glareolus* and the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a deciduous woodland. *Oikos*, 31 (1): 123-127. doi: 10.2307/3543393.
- Halle S. 1995. Effect of extrinsic factors on activity of root voles, *Microtus oeconomus*. *Journal of Mammalogy*, 76 (1): 88-99. doi: 10.2307/1382318.
- Halle S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica (Basel)*, 77 (1-2): 15-26. doi: 10.1159/000089693.
- Halle S., Stenseth N.C. 2000. Introduction. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 3-17. Ecological Studies, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_1.
- Halle S., Weinert D. 2000. Measuring and analysing activity of small mammals in the laboratory and in the field. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 285-312. Ecological Studies, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_18.
- Harper G.A., Cabrera L.F. 2010. Response of mice (*Mus musculus*) to the removal of black rats (*Rattus rattus*) in arid forest on Santa Cruz Island, Galápagos. *Biological Invasions*, 12 (6): 1449-1452. doi: 10.1007/s10530-009-9560-y.
- Harris D.B., Macdonald D.W. 2007. Interference competition between introduced black rats and endemic Galápagos rice rats. *Ecology*, 88 (9): 2330-2344. doi: 10.1890/06-1701.1.
- Harris D.B., Gregory S.D., Macdonald D.W. 2006. Space invaders? A search for patterns underlying the coexistence of



- alien black rats and Galápagos rice rats. *Oecologia*, 149 (2): 276–288. doi: 10.1007/s00442-006-0447-7.
- Hicks N.G., Menzel M.A., Laerm J. 1998. Bias in the determination of temporal activity patterns of syntopic *Peromyscus* in the Southern Appalachians. *Journal of Mammalogy*, 79 (3): 1016-1020. doi: 10.2307/1383110.
- Hwang M.H., Garshelis D.L. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology, London*, 271 (2): 203–209. doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00203.x.
- Jordan M., Netherton C. 1999. The ecology of lowland river water vole (*Arvicola terrestris*) populations and key considerations for conducting mitigation works. A: Keeble V., Chase Grey J. (eds.), *Proceedings of the Water Vole Conference, 16th October 1999*: 26–31. People's Trust for Endangered Species, London.
- Kelly M.J., Holub E.L. 2008. Camera trapping of Carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15 (2): 249-262. doi: 10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2.
- Knight D.A. 1975. *Some aspects of activity of the water vole Arvicola terrestris Linn. and the brown rat Rattus norvegicus Linn.* Dissertació de Grau de Màster en Ciència. University of Durham, Durham. 111 pp.
- Kronfeld-Schor N., Dayan T. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 153–181. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435.
- Kronfeld-Schor N., Dayan T. 2008. Activity patterns of rodents: the physiological ecology of biological rhythms. *Biological Rhythm Research*, 39 (3): 193-211. doi: 10.1080/09291010701683268.
- Larrucea E.S., Brussard P.F. 2009. Diel and seasonal activity patterns of pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*). *Journal of Mammalogy*, 90 (5): 1176-1183. doi: 10.1644/08-MAMM-A-272.1.
- Le Louarn H., Quéré J.P. 2003. *Les rongeurs de France. Faunistique et biologie*. 2e ed. INRA Éditions, Paris. 256 pp.
- Lobos G., Ferres M., Palma R.E. 2005. Presencia de los géneros invasores *Mus* y *Rattus* en áreas naturales de Chile: un riesgo ambiental y epidemiológico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78 (1): 113–124. doi: 10.4067/S0716-078X2005000100008.
- Lockard R.B., Owings D.H. 1974. Moon-related surface activity of bannertail (*Dipodomys spectabilis*) and fresno (*D. nitratoides*) kangaroo rats. *Animal Behaviour*, 22 (1): 262-273. doi: 10.1016/S0003-3472(74)80078-3.
- Lucherini M., Reppucci J.I., Walker S., Villalba M.L., Wursten A., Gallardo G., Iriarte A., Villalobos R., Perovic P. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy*, 90 (6): 1404-1409. doi: 10.1644/09-MAMM-A-002R.1.
- Mate I., Barrull J., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015a. The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of predators: A review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40. doi: 10.1111/mam.12030.
- Mate I., Barrull J., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J., Salicrú M. 2015b. Spatial organisation and intraspecific relationships of the Southern water vole *Arvicola sapidus* in a Mediterranean mountain river. What is the role of habitat quality? (en revisió).
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-



37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Meek P.D., Zewe F., Falzon G. 2012. Temporal activity patterns of the swamp rat (*Rattus lutreolus*) and other rodents in north-eastern New South Wales, Australia. *Australian Mammalogy*, 34 (2): 223-233. doi: 10.1071/AM11032.
- Neyland P., Guest D., Hipkin C., Forman D. 2010. Monitoring wetland mammals: An ecological case study. A: Hurford C., Schneider M., Cowx I. (eds.), *Conservation monitoring in freshwater habitats: a practical guide and case studies*: 291-305. Springer Science +Business Media B.V., Dordrecht-Heidelberg-London-New York. doi: 10.1007/978-1-4020-9278-7\_26.
- O'Farrell M.J. 1974. Seasonal activity patterns of rodents in a sagebrush community. *Journal of Mammalogy*, 55 (4): 809-823. doi: 10.2307/1379409.
- Ovadia O., zu Dohna H. 2003. The effect of intra- and interspecific aggression on patch residence time in Negev Desert gerbils: a competing risk analysis. *Behavioral Ecology*, 14 (4): 583-591. doi: 10.1093/beheco/arg031.
- Pascual R. 2007. *Flora de la serra de Montsant. Vol 1*. Rafael Dalmau editor, Barcelona. 671 pp.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Animal Behaviour*, 85 (1): 1023-1030. doi: 10.1016/j.anbehav.2011.02.007.
- Pye T., Swain R., Seppelt R.D. 1999. Distribution and habitat use of the feral black rat (*Rattus rattus*) on subantarctic Macquarie Island. *Journal of Zoology, London*, 247 (4): 429-438. doi: 10.1111/j.1469-7998.1999.tb01006.x.
- Richardson D.M., Holmes P.M., Esler K.J., Galatowitsch S.M., Stromberg J.C., Kirkman S.P., Pyšek P., Hobbs R.J. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13 (3): 126-139. doi: 10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 25/05/2013.
- Roll U., Dayan T., Kronfeld-Schor N. 2006. On the role of phylogeny in determining activity patterns of rodents. *Evolutionary Ecology*, 20: 479-490. doi: 10.1007/s10682-006-0015-y.
- Román J. 2007. *Historia natural de la rata de agua Arvicola sapidus en Doñana*. Tesi doctoral. Universidad Autònoma de Madrid, Madrid. 194 pp.
- Román J. 2010. *Manual de campo para un sondeo de rata de agua (Arvicola sapidus)*. Colección Manuales de Mastozoología. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga. 36 pp.
- Ryder S.R. 1962. *Water voles*. Animals of Britain series, No. 4. The Sunday Times, London. 24 pp.
- Saint-Girons M.-C. 1973. *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin, Paris. 481 pp.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Strachan R. 1997. *Water voles*. Whittet Books Ltd., London. 96 pp.
- Stroud D.C. 1982. Population dynamics of *Rattus rattus* and *R. norvegicus* in a riparian habitat. *Journal of Mammalogy*, 63 (1): 151-154. doi: 10.2307/1380682.



- Tarlow E.M., Hau M., Anderson D.J., Wikelski M. 2003. Diel changes in plasma melatonin and corticosterone concentrations in tropical Nazca boobies (*Sula granti*) in relation to moon phase and age. *General and Comparative Endocrinology*, 133 (3): 297-304. doi: 10.1016/S0016-6480(03)00192-8.
- Tobin M.E., Sugihara R.T., Koehler A.E., Ueunten G.R. 1996. Seasonal activity and movements of *Rattus rattus* (Rodentia, Muridae) in a Hawaiian macadamia orchard. *Mammalia*, 60 (1): 3-13. doi: 10.1515/mamm.1996.60.1.3.
- Topping M.G., Millar J.S., Goddard J.A. 1999. The effects of moonlight on nocturnal activity in bushy-tailed wood rats (*Neotoma cinerea*). *Canadian Journal of Zoology*, 77 (3): 480-485. doi: 10.1139/z99-006.
- Torre I., Peris A., Tena Ll. 2005. Estimating the relative abundance and temporal activity patterns of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) by remote photography in Mediterranean post-fire habitats. *Galemys*, 17 (n.e.): 41-52.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ventura J., Gosàlbez J., López-Fuster M.J. 1989. Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zoologischer Anzeiger*, 223 (5-6): 283-290.
- Vickery W.L., Bider J.R. 1981. The influence of weather on rodent activity. *Journal of Mammalogy*, 62 (1): 140-145. doi: 10.2307/1380484.
- Whisson D.A., Quinn J.H., Collins K.C. 2007. Home range and movements of roof rats (*Rattus rattus*) in an old-growth riparian forest, California. *Journal of Mammalogy*, 88 (3): 589-594. doi: 10.1644/06-MAMM-A-239R1.1.
- Woodroffe G.L., Lawton J.H., Davidson W.L. 1990. Patterns in the production of latrines by water voles (*Arvicola terrestris*) and their use as indices of abundance in population surveys. *Journal of Zoology*, 220 (3): 439-445. doi: 10.1111/j.1469-7998.1990.tb04317.x.
- Yabe T. 1979. The relation of food habits to the ecological distributions of the Norway rat (*Rattus norvegicus*) and the roof rat (*R. rattus*). *Japanese Journal of Ecology*, 29 (3): 235-244.
- Yabe T., Boonsong P., Hongnark S. 1998. The structure of the pawpad lamellae of four *Rattus* species. *Mammal Study*, 23 (2): 129-133. doi:10.3106/mammalstudy.23.129.
- Yasuda M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29 (1): 37-46. doi:10.3106/mammalstudy.29.37.
- Ylönen H., Brown J.S. 2007. Fear and the foraging, breeding and sociality of Rodents. A: Wolff J.O., Sherman P.W. (eds.), *Rodent Societies. An ecological and evolutionary perspective*: 328-341. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Zamorano E., Palomo L.J. 2007. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). Rata negra. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 455-457. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ziv Y., Abramsky Z., Kotler B.P., Subach A. 1993. Interference competition and temporal and habitat partitioning in two gerbil species. *Oikos*, 66 (2): 237-246. doi: 10.2307/3544810.



*“Le dijo el viejo sin volver la vista, sin mover un solo músculo de la cara:*

*– Esta tarde, antes de acostarme, quise oír el viento en los plumeros de las espadañas, como cuando mozo. Me tumbé junto al arroyo y aguardé, pero el viento no sonaba igual. Todo se va; nada se repite en la vida, hijo.”*

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**

**Cap. 8**



**Activitat en la rata d'aigua meridional  
(*Arvicola sapidus*) durant l'estiu**





## Capítol 4.4

### **Activitat en la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus* Miller, 1908) durant l'estiu**

#### **Activity timing of southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller, 1908) in summer**

Isabel Mate\*<sup>1</sup>, Joan Barrull<sup>1</sup>, Joaquim Gosàlbez<sup>1</sup>, Jordi Ruiz-Olmo<sup>2</sup>, Miquel Salicrú<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Departament de Biologia Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 643, 08028 Barcelona.*

<sup>2</sup> *Direcció General de Medi Natural i Biodiversitat, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural, Generalitat de Catalunya, Doctor Roux 80, 08017 Barcelona.*

<sup>3</sup> *Departament d'Estadística, Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 643, 08028 Barcelona.*

Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015. Activity timing of southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller, 1908) in summer.

[sota revisió: *Galemys*, *Spanish Journal of Mammalogy*]



### 4.4.1. Introducció

La rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*, Miller 1908, Rodentia, Cricetidae) és un arvicolí endèmic de la península Ibèrica i de França (Saucy 1999). Està lligada principalment a la presència de cursos o masses d'aigua estable, amb un abundant recobriment de vegetació herbàcia i marges tous susceptibles de ser excavats (Ventura 2007, Mate *et al.* 2013). Aquesta espècie mostra un ritme d'activitat catemeral (és activa de dia i de nit) amb un patró d'activitat bimodal (Pita *et al.* 2011).

Els dos comportaments bàsics en la vida de qualsevol animal són l'activitat i el descans. Durant l'activitat, associada al desplaçament, l'individu porta a terme tot un seguit de tasques vitals essencials per a garantir la seva eficàcia biològica, com ara la recerca d'aliment, l'exploració, la recerca de parella o companys, o la patrulla i defensa del territori (Halle 2006). El descans, associat al no desplaçament de l'animal, no significa simplement "manca d'activitat", donat que és llavors quan es produeixen importants interaccions socials a més de la recuperació. Durant els períodes de descans, els animals realitzen principalment el que s'anomena comportament de confort, com ara menjar, dormir, rentar-se, jugar, alletar i tenir cura del petits, o establir relacions amb altres membres del grup (Halle i Stenseth 2000a).

El coneixement de les alternances entre activitat/descans és important per comprendre la manera en què les espècies interaccionen amb el medi, així com els factors que afecten la seva història vital (Bunnell i Harestad 1990, Larrucea i Brussard 2009), i, a la vegada, pot proporcionar eines per desenvolupar mesures de conservació adequades (Hwang i Garselis 2007). Factors com ara les necessitats energètiques, la termoregulació, l'estrès o la resposta a competidors o a depredadors poden modificar els temps d'activitat (Halle 2000). Els patrons d'activitat tenen, al seu torn, influència sobre comportaments bàsics de l'animal, com ara les interaccions socials o la cura de les cries. Quan es tracta d'espècies amenaçades, aquesta informació és important per saber quan es produeix l'alimentació, o quan el risc de depredació és més gran, i també quan les prospeccions dels investigadors poden ser més efectives (Larrucea i Brussard 2009).

Els coneixements sobre aquesta alternança d'activitat i repòs durant cicles de 24 h en rata d'aigua meridional, són escassos. El present estudi té com a objectiu contribuir al coneixement dels patrons d'activitat/repòs hora a hora, mitjançant la quantificació de les



distàncies recorregudes (associades a l'activitat) per a diferents individus d'*Arvicola sapidus* en un tram del riu Montsant, i emprant la tècnica del radioseguiment.

#### 4.2.2. Material i mètodes

El riu Montsant (41°10'-41°18' N i 0°45'-0°53' E, província de Tarragona) presenta un règim torrencial típicament mediterrani, amb fortes oscil·lacions de cabal que provoquen grans canvis estacionals. Al llarg del curs del riu podem trobar comunitats d'herbàcies que s'alternen amb comunitats forestals de ribera força fragmentades. Per a una completa descripció de l'àrea d'estudi veure Mate *et al.* (2013).

Quatre exemplars adults van ser capturats amb ratera catalana (30x15x14cm). Dos individus, A<sub>1</sub> ♀ 235 g i A<sub>2</sub> ♂ 240 g, ocupaven un hàbitat òptim (UTM: 31T 313552 4574455), preferencial per l'establiment de l'arvicolí; i dos més, A<sub>3</sub> ♀ 217 g i A<sub>4</sub> ♂ 275 g, ocupaven un hàbitat subòptim (UTM: 31T 313396 4574432), d'acord amb els criteris amb els que s'han caracteritzat de forma quantitativa les zones òptimes, subòptimes i hostils, a partir de la relació entre les característiques del curs d'aigua, de la riba i de la vegetació de ribera (Mate *et al.* 2013). Els indrets més propicis (òptims) per a la rata d'aigua es caracteritzen per presentar un cabal lent o estanyat, amb amplada i fondària moderada, i ribes de suau pendent i substrat tou, amb abundant vegetació herbàcia (principalment helòfits) i de moderats a baixos nivells de cobertura arbòria i arbustiva. Les zones subòptimes corresponen a indrets on alguna d'aquestes condicions no és òptima (Mate *et al.* 2013). Un collaret amb radioemissor (Pip Ag393, Biotrack Ltd., Wareham, Dorset, UK) va ser col·locat als animals, prèvia sedació amb isoflurà (IsoFlo®, Esteve Veterinaria, Barcelona). L'anestèsia es va dur a terme mitjançant l'ús d'una màquina anestèsica portàtil (McKinley, Everest Tecnologia Veterinaria Mèdica, Molins de Rei), i el protocol va ser supervisat pel veterinari del Servei de Fauna de la Generalitat de Catalunya. Els espècimens van ser localitzats emprant un receptor Sika (S/N701 W, Biotrack, Wareham, Dorset, UK) i una antena manual Yagi (Lintec Antennas, Goring-by-Sea, West Sussex, UK). Les localitzacions es van dur a terme triangulant la posició de l'observador amb el curs del riu, ja que les rates d'aigua es mouen habitualment al llarg del corrent. En cada localització, el punt de posició (UTM) va ser mesurat mitjançant un GPS Garmin eTrex® (Garmin, Romsey, Hampshire, UK). Les captures i el radioseguiment es van dur a terme durant l'estiu de 2011. El seguiment es va realitzar durant 24 h, hora a hora, al llarg de 5 dies (A<sub>1</sub>, A<sub>2</sub>: 19 – 23 juliol i A<sub>3</sub>, A<sub>4</sub>: 25 – 29 juliol). La feina de camp es va dur a terme amb les pertinents autoritzacions del Servei de Protecció de la Fauna, Flora i Animals de Companyia de la Generalitat de Catalunya.



Els registres es van agrupar en quatre períodes de temps: albada (d'una hora abans a una hora després de la sortida del sol), diürn (entre l'albada i el crepuscle), crepuscle (d'una hora abans a una hora després de la posta del sol) i nocturn (entre el crepuscle i l'albada) (Lucherini *et al.* 2009), d'acord amb horari U.T.C. Per a cada individu, l'activitat en els intervals d'una hora s'ha posat de manifest quan la distància corresponent a dues hores consecutives ha estat superior a l'error de localització del GPS (5 m). La freqüència relativa en intervals d'una hora amb activitat detectada, ha servit per estimar l'activitat mitjana de cada període/individu. La precisió d'aquesta estimació s'ha obtingut emprant el interval de confiança corresponent a la distribució de percentatges (binomial). Per altre part, la mitjana ( $\bar{D}$ ) i la desviació standard ( $s$ ) de les distàncies corresponents a intervals d'una hora amb activitat detectada han permès estimar la distància mitjana de desplaçament per cada període/individu i la seva precisió ( $\bar{D} \pm 1.96 \cdot s / \sqrt{n}$ , on  $n$  és la grandària de la mostra en el període considerat). Amb una grandària de mostra petita durant al crepuscle i l'albada, i donat que la rata d'aigua sembla mostrar pics d'activitat durant aquests períodes (Saint Girons 1973, Pita *et al.* 2011), també s'han agrupat els registres d'albada, crepuscle i nit com a 'nocturnitat ampliada'.

### 4.4.3. Resultats i discussió

Un total de 119 registres es va aconseguir per a cada individu. Les distàncies mitjanes recorregudes i les freqüències d'activitat van ser similars entre franges horàries (Taula 1). En el riu Montsant, la rata d'aigua meridional es comporta com una espècie catemeral. Tot i amb les cauteles que cal considerar en els estudis de caràcter prospectiu, el nivell similar d'activitat per franja horària observat en cada animal comporta que la nocturnitat i la diürnitat de l'arvicolí depenguin en bona mesura de les variacions en el nombre d'hores de llum (al riu Montsant: desembre 38,5% i juny 63,0%) i de fosc (al riu Montsant: juny 37,0% i desembre 61,5%). Atès que la relació anual d'hores de llum i fosc s'aproxima a 1:1, és d'esperar que el percentatge mitjà d'activitat observat durant les hores de llum sigui el 50% de l'activitat total del dia. En termes relatius, l'activitat en cada franja horària, en relació a la suma d'activitats de la franja horària considerada i de la franja complementària, s'aproxima també al 50% pels mateixos motius (49,6% crepuscle; 49,3% nit; 52,6% albada; 50,4% nocturnitat ampliada; i 49,6 diürnitat). L'adaptació de la rata d'aigua meridional a ser activa durant totes les hores del dia i de la nit és concordant amb l'observat en altres indrets (Saint Girons 1973, Gosálbez 1987, Pita *et al.* 2011), amb períodes curts d'activitat i de descans alterns, durant un cicle de 24 hores (Ashby 1972, Daan i Slopsema 1978,



Madison 1985, Halle i Stenseth 2000b, Ylönen i Brown 2007). Aquest comportament s'explicaria perquè la dieta de la rata d'aigua meridional segueix un patró alimentari herbívor ric en cel·lulosa i de baix contingut energètic (Gębczyński 2006, Halle 2006, Ylönen i Brown 2007). Per altre part, la distribució de l'activitat en el temps es relaciona també amb estratègies per reduir el risc de depredació i la competència interespecífica (Halle 2006).

**Taula 1.** Recorreguts mitjans (m) i freqüència d'activitat (%) per individu segons franja horària. reg: nombre total de registres; mov: nombre de registres on s'ha observat moviment.

	♀ A1				♂ A2			
	reg	mov	recorregut (m)	activitat (%)	reg	mov	recorregut (m)	activitat (%)
nocturnitat ampliada	56	41	22,3 ± 5,2	73,2 ± 11,6	55	46	15,1 ± 2,2	83,6 ± 9,8
crepuscle	9	6	28,9 ± 13,8	66,7 ± 30,8	9	6	15,5 ± 4,8	66,7 ± 30,8
nit	35	24	22,6 ± 7,6	68,6 ± 15,4	35	29	14,1 ± 2,7	82,9 ± 12,5
albada	12	11	18,2 ± 7,0	91,7 ± 15,6	11	11	17,5 ± 5,0	100,00
diürnitat	63	43	22,4 ± 5,1	68,3 ± 11,5	64	49	16,7 ± 2,4	78,6 ± 10,4
TOTAL	119	84	22,4 ± 3,6	70,6 ± 8,2	119	95	15,9 ± 1,6	79,8 ± 7,2

	♀ A3				♂ A4			
	reg	mov	recorregut (m)	activitat (%)	reg	mov	recorregut (m)	activitat (%)
nocturnitat ampliada	56	51	32,0 ± 8,9	91,1 ± 7,5	55	46	29,1 ± 7,4	83,6 ± 9,8
crepuscle	11	10	27,8 ± 14,9	91,0 ± 17,0	8	8	21,9 ± 8,2	100,0
nit	36	32	32,8 ± 12,5	88,9 ± 10,3	38	32	31,0 ± 10,0	84,2 ± 1,6
albada	9	9	33,9 ± 19,0	100,0	9	6	28,5 ± 16,9	66,7 ± 0,8
diürnitat	63	59	35,4 ± 6,8	93,7 ± 6,0	64	56	31,0 ± 6,7	87,5 ± 8,1
TOTAL	119	110	33,8 ± 5,5	92,4 ± 4,8	119	102	30,1 ± 5,0	85,7 ± 6,3

Els desplaçaments observats en els individus de rata d'aigua meridional són d'una longitud similar en cadascun dels períodes d'activitat considerats. Aquest comportament s'ha relacionat amb l'eficiència en la realització de les activitats diàries bàsiques: alimentar-se, empolainar-se, patrullar i marcar el territori, i mantenir i/o netejar carrerans i nius (Ashby *et al.* 1969, Halle i Stenseth 2000a). Els rosegadors adapten el seu comportament per tal de minimitzar la despesa energètica i el risc de depredació, i maximitzar el temps disponible per a la cerca d'aliment i el descans (Sibly 2000, Halle 2006, Ylönen i Brown 2007). La realització combinada de diferents d'activitats en qualsevol hora del dia o de la nit és compatible amb la pseudo-aleatorietat en les rutes de mobilitat (Jamon 1987, Benhamou



1990) i és concordant amb els desplaçaments de longitud similar observats en aquest estudi prospectiu.

Els resultats obtinguts mostren que, en totes les franges horàries, la distància recorreguda mitjana i l'activitat dels individus  $A_3$  i  $A_4$  han estat superiors a les dels individus  $A_1$  i  $A_2$ . Els comportaments descrits s'expliquen per la mida i les característiques dels espais vitals, que són més grans i de menor qualitat en zones subòptimes (Andrzejewski 2002). Per altre part, els resultats observats es relacionen amb la despesa energètica de l'arvicolí i amb el risc de depredació. La major part de l'energia diària consumida pels arvicolins és metabolitzada per a mantenir el funcionament del cos. La temperatura ambiental i la proporció del temps que emprà l'animal durant el desplaçament modifiquen les taxes metabòliques i influeixen en el nivell de pèrdua de calor per respiració (Delany 1981). La seva dieta, de baixos contingut energètic i digestibilitat, requereix d'una activitat d'alimentació més o menys permanent, el que, a la vegada, resulta en una permanent exposició als depredadors (Halle 2006). Així, quan els recursos tròfics es trobin dispersos o siguin escassos (hàbitats menys òptims), l'animal haurà de cobrir majors distàncies en la cerca diària d'aliment, tindrà una major despesa energètica, i assumirà un major risc de depredació. És per aquests motius que la fragmentació i destrucció de l'hàbitat es configuren com els principals causants de la regressió de la rata d'aigua meridional (Román 2007, Rigaux *et al.* 2008), i en molts treballs es destaca la importància de la conservació de l'hàbitat per afavorir el manteniment de l'espècie (Rushton *et al.* 2000, Román 2007, Mate *et al.* 2013, Pita *et al.* 2013).



#### 4.4.4. Referències

- Andrzejewski R. 2002. The home-range concept in rodents revised. *Acta Theriologica*, 47 (1) Suppl.: 81-101. doi: 10.1007/BF03192481.
- Ashby K.R., Harling J., Whiles D. 1969. Observations on the distribution and activity of water voles (*Arvicola amphibius amphibius*) in Old Durham Beck, Durham. *Journal of Zoology*, 158 (2): 209-214. doi: 10.1111/j.1469-7998.1969.tb02138.x.
- Ashby K.R. 1972. Patterns of daily activity in mammals. *Mammal Review*, 1 (7-8): 171-185. doi: 10.1111/j.1365-2907.1972.tb00088.x.
- Benhamou S. 1990. An analysis of movements of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in its home range. *Behavioural Processes*, 22 (3): 235-250. doi: 10.1016/0376-6357(91)90097-J.
- Bunnell F.L., Harestad A.S. 1990. Activity budgets and body weight in mammals. How sloppy can mammals be? A: Genoways H.H. (ed.) *Current Mammalogy*, Vol. 2: 245-305. Plenum Press, New York.
- Daan S., Slopsema S. 1978. Short-term rhythms in foraging behaviour of the common vole, *Microtus arvalis*. *Journal of Comparative Physiology A*, 127 (3): 215-227. doi: 10.1007/BF01350112.
- Delany M.J. 1981. *Ecología de los micromamíferos*. Omega, Barcelona. 64 pp.
- Gębczyński A.K. 2006. Patterns of ultradian rhythms of activity and metabolic rate in relation to average daily energy expenditure in root voles. *Acta Theriologica*, 51 (4): 345-352. doi: 10.1007/BF03195181.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i Catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona. 241 pp.
- Halle S. 2000. Ecological relevance of daily activity patterns. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 67–
90. *Ecological Studies*, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_5.
- Halle S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica*, 77 (1-2): 15–26. doi: 10.1159/000089693.
- Halle S., Stenseth N.C. 2000a. Introduction. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 3–17. *Ecological Studies*, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_1.
- Halle S., Stenseth N.C. 2000b. Voles – Small graminivores with polyphasic patterns. A: Halle S., Stenseth N.C. (eds.), *Activity patterns in small mammals – An ecological approach*: 191-215. *Ecological Studies*, 141, Section III. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8\_13.
- Hwang M.H., Garshelis D.L. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology, London*, 271: 203–209. doi: 10.1111/j.1469-7998.2006.00203.x.
- Jamon M. 1987. Effectiveness and limitation of random search in homing behaviour. A: Ellen P., Thinus-Blanc C. (eds.), *Cognitive processes and spatial orientation in animal and man. Volume I. Experimental animal psychology and ethology*: 284-294. NATO ASI Series D, Vol. 36. Springer, Dordrecht. doi: 10.1007/978-94-009-3531-0\_23.
- Larrucea E.S., Brussard P.F. 2009. Diel and seasonal activity patterns of pygmy rabbits (*Brachylagus idahoensis*). *Journal of Mammalogy*, 90 (5): 1176-1183. doi: 10.1644/08-MAMM-A-272.1.
- Lucherini M., Reppucci J.I., Walker S., Villalba M.L., Wurstten A., Gallardo G., Iriarte A., Villalobos R., Perovic P. 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the High Andes. *Journal of Mammalogy*, 90 (6): 1404-1409. doi: 10.1644/09-MAMM-A-002R.1.
- Maddison D.M. 1985. Activity rhythms and spacing. A: Tamarin R.H. (ed). *Biology of*



- New World Microtus*: 373–419. Special Publication no. 8. American Society of Mammalogists.
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Animal Behaviour*, 81 (5): 1023-1030. doi: 10.1016/j.anbehav.2011.02.007.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2013. Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: the case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PLoS ONE*, 8(7): e69976. doi: 10.1371/journal.pone.0069976.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 26/03/2011.
- Román J. 2007. Rata de agua, *Arvicola sapidus*, Miller 1908. Ficha Libro Rojo. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 408-409. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Rushton S.P., Barreto G.W., Cormack R.M., Macdonald D.W., Fuller R. 2000. Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. *Journal of Applied Ecology*, 37 (3): 475–490. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00504.x.
- Saint Girons M.-C. 1973. *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin. Paris. 481 pp.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Sibly R.M. 2000. Foreword. A: S. Halle, Stenseth N.C. (eds). *Activity Patterns in Small Mammals – an Ecological Approach*, Ecological Studies, 141, Section III: VII-IX. Springer, Berlin. doi: 10.1007/978-3-642-18264-8.
- Ylönen H., Brown J.S. 2007. Fear and the foraging, breeding and sociality of Rodents. A: Wolff J.O., Sherman P.W. (eds), *Rodent Societies. An ecological and evolutionary perspective*: 328-341. The University of Chicago Press, Chicago and London.





*“El Nini cavó una cueva anidada y llamó la atención del Ratero:*

*– Mire – dijo.*

*Entre las pajas se movían dos minúsculos cuerpos sonrosados. Tenían aún los ojos cerrados pero, en cambio, abrían unas bocas desproporcionadas.*

*– Ya ve, dos crías – añadió el niño –. Nadie tiene la culpa.*

*De ordinario, las camadas de las ratas eran de cinco a ocho.*

*Dijo el Ratero, luego de observarlas atentamente:*

*– Son de esta noche.*

*El niño cubrió el nido, cuidando de no aplastarlas. Insistió:*

*– Es año bisiesto. Nadie tiene la culpa.”*

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**

Cap. 10



**Organització espacial i relacions  
intraespecífiques de la rata d'aigua  
meridional (*Arvicola sapidus*), en un riu  
de muntanya mediterrània: quin és el  
paper de la qualitat de l'hàbitat?**



## Capítol 4.5

### **Organització espacial i relacions intraespecífiques de la rata d'aigua meridional (*Arvicola sapidus*), en un riu de muntanya mediterrània: quin és el paper de la qualitat de l'hàbitat?**

**Spatial organisation and intra-specific relationships of the Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in a Mediterranean mountain river. What is the role of habitat quality?**

Isabel Mate\*<sup>1</sup>, Joan Barrull<sup>1</sup>, Jordi Ruiz-Olmo<sup>2</sup>, Joaquim Gosàlbez<sup>1</sup>, Miquel Salicrú<sup>3</sup>

<sup>1</sup> *Universitat de Barcelona, Departament de Biologia Animal, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.*

<sup>2</sup> *Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Biodiversitat, Doctor Roux 80, 08017 Barcelona.*

<sup>3</sup> *Universitat de Barcelona, Departament de Estadística, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.*

Mate I., Barrull J., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J., Salicrú M. 2015. Spatial organisation and intra-specific relationships of the Southern water vole *Arvicola sapidus* in a Mediterranean mountain river. What is the role of habitat quality?

[sota revisió: *Mammal Research*]



#### 4.5.0. Resum

El coneixement dels patrons d'ocupació i d'ús de l'espai, així com de la dispersió, és important per entendre la dinàmica poblacional, especialment en espècies amenaçades que presenten estructures de metapoblació, com ara *Arvicola sapidus*. En aquest estudi (emprant radioseguiment), es descriuen per primera vegada les relacions amb el medi i entre individus de rata d'aigua meridional en un ambient ripari de muntanya mediterrània. En el riu Montsant, la qualitat de l'hàbitat s'ha relacionat amb la superfície i la longitud de l'espai vital, la distància mitjana diària recorreguda, l'ús dels espais vitals, i la densitat poblacional. En trams amb millor qualitat d'hàbitat, la mida dels espais vitals i les distàncies recorregudes van ser inferiors a les dels trams ocupats amb menor qualitat d'hàbitat. Per contra, les densitats de població van ser majors en trams amb millor qualitat d'hàbitat. Les interaccions (estàtiques i dinàmiques) entre individus van mostrar una baixa sociabilitat, especialment entre grups. Dins del grup, els mascles adults no van interactuar, i les interaccions entre les parelles d'individus adults de cada grup es van intensificar durant el cicle reproductor. Els espais vitals dels individus s'han modificat amb l'aparició de nous espais buits i en resposta a les necessitats de la reproducció. El seguiment de la dispersió d'un mascle subadult ha permès constatar una trajectòria en passes. Els resultats obtinguts en el present estudi, i en estudis previs del autors, mostren la importància de la conservació de la qualitat i l'estructura de l'hàbitat per a afavorir la viabilitat de la rata d'aigua meridional.

**Paraules clau:** ambients riparis mediterranis, *Arvicola sapidus*, espai vital, qualitat de l'hàbitat, relacions intraespecífiques.



### 4.5.1. Introducció

La distribució de les espècies en el medi s'explica per les interaccions entre l'estructura espacial del paisatge i els processos etològics derivats de decisions individuals: establiment de l'espai vital, territorialitat, dispersió, estratègia d'aparellament i reproducció, sistema social, comportament alimentari, resposta davant de competidors i depredadors, i història vital, entre d'altres (Rushton *et al.* 2000). El coneixement dels patrons d'ocupació i d'ús de l'espai és especialment important per precisar els requeriments espacials dels individus, determinar l'escala dels moviments en la realització de les activitats habituals, i avaluar el grau de sociabilitat. La dispersió es relaciona amb la connectivitat entre grups i amb la capacitat per respondre a la pèrdua i la fragmentació de l'hàbitat (Schooley i Branch 2006), i, en conseqüència, és d'especial importància per a les espècies que mostren estructures de metapoblació (Sutherland 1998, Woodroffe 2003). La conducta social (incloent territorialitat, aparellament, inhibició de la reproducció, infanticidi) és una altra component important de la dinàmica de poblacions, donat l'efecte que té sobre la variació en les taxes de natalitat i mortalitat, la limitació de la mida de la població reproductora i el control sobre el període de maduració sexual, i sobre la dispersió dels individus (Krebs *et al.* 2007). El repartiment de l'espai ve condicionat pel grau de territorialitat manifestat davant dels coespecífics, i aquest presenta una alta variabilitat, donat que la raó entre el cost i el benefici de mantenir un territori pot variar segons la disponibilitat i abundància de recursos (aliment, recer, parella, llocs de cria) que ofereixi el medi (Ostfeld 1985, 1990, Ims 1987).

La rata d'aigua meridional *Arvicola sapidus*, és un arvicolí de mida mitjana endèmic de la Península Ibèrica i França (Saucy 1999). La seva presència es troba lligada a les immediacions de l'aigua corrent o estancada (també en prats humits i zones d'inundació estacional; Román 2007, Pita *et al.* 2013), sempre que les ribes siguin cobertes d'abundant vegetació herbàcia, principalment helòfits, i la terra dels marges sigui apta per a poder excavar-hi galeries i caus (Ventura 2007, Mate *et al.* 2013). En la major part de la seva àrea de distribució ocupa hàbitats lineals, seguint el curs dels corrents, que són molt sensibles a les alteracions especialment si són d'origen antropogènic. Les seves poblacions presenten dinàmiques de metapoblació (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007, Pita *et al.* 2013), amb fenòmens naturals d'extinció i recolonització (mercè a l'efecte rescat dels individus dispersants), que fan que les seves densitats siguin, en general, baixes (Telfer *et al.* 2001). Això, juntament amb la seva limitada distribució geogràfica, fa que aquesta espècie sigui molt susceptible de patir davallades poblacionals davant de perturbacions inesperades



(Araújo *et al.* 2011). La rata d'aigua meridional és un herbívor estrictament (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000), i, a causa dels severos estiatges mediterranis, l'estacionalitat en la disponibilitat d'aliment és considerada com un factor clau que influeix en la dinàmica demogràfica i en els patrons de reproducció de l'espècie (Román 2007). Localment, pot presentar un sistema d'aparellament poligínic o monògam, en funció de la qualitat de l'hàbitat i la densitat poblacional (Román 2007, Pita *et al.* 2010). Tot i que alguns aspectes de la seva ecologia han estat ben estudiats (p.ex., Ventura i Gosàlbez 1987, 1992, Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 1996a,b, 2000, Fedriani *et al.* 2002, Román 2007, Pita *et al.* 2011, Mate *et al.* 2013, 2015a), la informació sobre la seva ecologia espacial, és encara escassa (Pita *et al.* 2010), i, no es coneixen estudis d'aquesta mena en ambients riparis de muntanya mitjana mediterrània.

Per a *Arvicola sapidus*, la selecció de l'hàbitat i les relacions interespecífiques ja han estat prèviament estudiades pels autors en ambients de muntanya mediterrània (Mate *et al.* 2013, 2015a,b). La manca d'estudis sobre l'ocupació i l'ús de l'espai vital per la rata d'aigua meridional en un ambient ripari mediterrani ha motivat la realització d'aquest treball, emprant la tècnica del radioseguiment per a la consecució de dades. En el riu Montsant, ens hem fixat els següents objectius: (a) determinar les mides dels espais vitals ocupats i utilitzats per les rates d'aigua meridionals en un tram de riu presentant un mosaic de diferents condicions d'hàbitat; (b) relacionar les mides de l'espai vital (superfície i longitud) amb la distància mitjana diària recorreguda (despesa energètica) i amb la densitat de població (capacitat de càrrega); (c) relacionar la qualitat de hàbitat amb l'espai ocupat; i (d) observar i descriure el comportament social que s'estableix entre individus, dins d'un grup i entre grups. La hipòtesi de treball és que la qualitat i l'estructura de l'hàbitat condicionen en gran mesura la selecció, l'ocupació i l'ús del espai, i també influeixen, en part, en les interaccions entre els individus. Aquest coneixement pot esdevenir útil alhora d'establir accions adreçades a la conservació dels efectius poblacionals i a afavorir la viabilitat de l'espècie.

## 4.5.2. Material i mètodes

### 4.5.2.1. Àrea d'estudi

L'estudi es va dur a terme en el marc del riu Montsant (41°10'-41°18' N i 0°45'-0°53' E, NE de la Península Ibèrica), un afluent secundari del riu Ebre, que travessa de NE a SO el massís càrstic de la Serra de Montsant (alçada màxima: 1163 m). Presenta un règim típicament

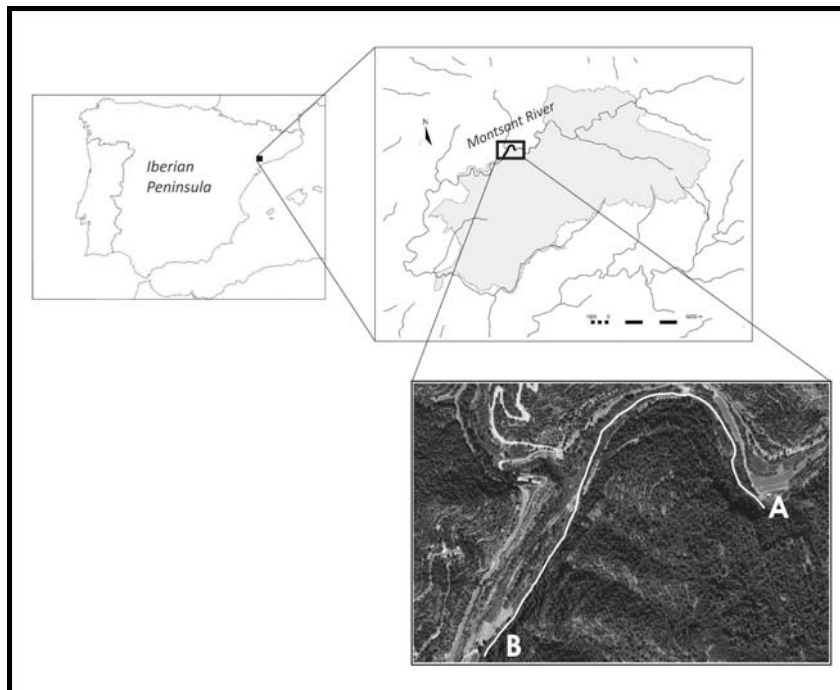


mediterrani, amb fortes oscil·lacions de cabal que provoquen grans canvis estacionals, patint un sever estiatge en molts trams al llarg del seu recorregut durant l'estiu, i sobtades avingudes durant la primavera i la tardor. Els embassaments de Margalef i la Vilella Baixa en regulen el cabal i actuen com a barreres físiques per a determinades espècies de vertebrats (Orta i Ruiz-Olmo 1987). Predomina el clima mediterrani (Pascual 2007), amb una temperatura mitjana anual de 11<sup>o</sup>-14<sup>o</sup> C i una precipitació mitjana anual de 450-600 mm. Durant el període d'estudi (juliol-agost 2011), la temperatura mitjana va ser de 23,9<sup>o</sup>C (mín. 14,0<sup>o</sup>C, màx. 40,0<sup>o</sup>C), i la precipitació mitjana diària va ser de 0,12 mm. Els ambients riparis de les valls del Montsant alternen fragments de conreu (horta, oliveres, vinya, avellaners, presseguers) amb faixes de bosc de ribera, erms, prats secs, brolles i escassos fragments de bosc mediterrani. Al llarg del curs del riu podem trobar comunitats d'hidròfits (*Potamogeton* spp), creixenars (*Apium nodiflorum*, *Rorippa nasturtium-aquaticum*), herbassars megafòrbics (*Epilobium hirsutum*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Dorycnium rectum*, *Mentha* spp), canyissars (*Typha* spp, *Phragmites australis*), jonqueres (espècies de *Juncus*, *Carex*, *Scirpus*, *Schoenus*), i canyars (*Arundo donax*). Aquestes comunitats d'herbàcies alternen amb comunitats forestals de ribera força fragmentades, representades per alberedes (*Populus* spp), salzedes i gatelledes (*Salix* spp), i algunes clapes arbustives de tamarigar (*Tamarix* spp) (Pascual 2007). La regió acull, igualment, una important comunitat faunística, amb una gran diversitat d'espècies (Barrull i Mate 2007). Entre aquelles susceptibles d'establir relacions interespecífiques amb la rata d'aigua, podem destacar-ne depredadors com ara la geneta (*Genetta genetta*), la fagina (*Martes foina*), la guineu (*Vulpes vulpes*), el gat fer (*Felis silvestris*), el bernat pescaire (*Ardea cinerea*), l'àliga cuabarrada (*Aquila fasciata*), el duc (*Bubo bubo*), el gamarús (*Strix aluco*) o l'òliba (*Tyto alba*), entre d'altres, o possibles competidors com ara la rata negra (*Rattus rattus*).

El tram de riu on es va efectuar la captura i el radioseguiment (Figura 1) s'estén al llarg de 825 m, entre el Molí del Vilar i el Molí del Mig (terme municipal de Margalef), en el vessant occidental de la serra de Montsant, i a uns 2 km aigües avall de la presa de Margalef. L'indret va ser triat per tres raons: (1) era coneguda la presència habitual de rata d'aigua, com a mínim, durant els darrers cinc anys; (2) presentava un mosaic de zones de diferent condició d'hàbitat: òptimes, subòptimes i hostils (segons categorització en Mate *et al.* 2013); i (3) la bona accessibilitat en paral·lel al riu (per camins i senderalls) permetia interferir mínimament en l'activitat de l'arvicolí. El tram incloïa una sèrie de subtrams o clapes de característiques diferents: zones de parets rocoses on el riu roman engorjat, amb nul·la vegetació herbàcia i alguns arbres, força ombrívols i on les temperatures a nivell de



riu són més baixes; zones on predominen arbres (*Salix* spp, *Populus nigra*, *Fraxinus angustifolia*) i arbustos (*Coriaria myrtifolia*, *Rubus ulmifolius*, *Rosa* spp, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Viburnum tinus*, *Clemmatis* spp, *Hedera helix*), de vegades esquitxades amb petites clapes d'herbassars megafòrbics (*Lythrum salicaria*, *Mentha* spp, *Dorycnium rectum*, *Epilobium hirsutum*, *Lysimachia vulgaris*, *Humulus lupulus*); i zones on predominen els canyissars i les jonqueres (*Phragmites australis*, *Typha* spp, *Scirpus holoschoenus*, *Juncus* spp, *Arundo donax*), de vegades acompanyades de clapes de creixenars (*Apium nodiflorum*).



**Figura 1.** Tram d'estudi de l'ecologia espacial de rata d'aigua meridional en el riu Montsant, entre el Molí del Vilar (A) i el Molí del Mig (B) (terme municipal de Margalef). En el mapa, la zona ombrejada en gris correspon als límits del Parc Natural de la Serra de Montsant.

#### 4.5.2.2. Treball de camp

##### 4.5.2.2.1. Captura i recaptura

L'ocupació i l'ús de l'espai de les rates d'aigua meridionals van ser analitzats a partir de les dades recollides mitjançant el radioseguiment dels animals capturats, proveïts d'emissors i posteriorment alliberats. Les captures i el radioseguiment es van dur a terme durant l'estiu de 2011, amb les pertinents autoritzacions del Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya. La presència dels individus en el tram va ser





confirmada a partir de prospeccions prèvies, en les quals es van cercar sistemàticament els típics signes de presència de l'espècie (excrements, latrines, menjadors i carreranyes entre la vegetació) (p.ex., Fedriani *et al.* 2002, Román 2003, Pita *et al.* 2010). El tram triat es va començar a engranallar amb poma trinxada, cada 10-20 m de riba, tres setmanes abans de començar el període de captures; l'esquer es revisava cada 4-5 dies, comprovant el grau de consum o desaparició en cada punt escollit, i afegint poma allà on havia desaparegut (Román 2007, Pita *et al.* 2010). La setmana anterior a l'inici del període de captures, es van instal·lar alguns paranys oberts en els punts d'engranallament per tal d'assegurar-ne la capturabilitat. Els animals s'acostumen a aquests punts d'avituallament i perden la desconfiança, en no tenir experiències negatives durant el període de habituació (Gurnell 1980, Román 2007).

Per a les captures de viu, es va fer servir un total de 30 paranys de reixa amb entrada única i porta basculant (20 paranys de 30x15x14cm; 10 paranys de 60x15x15cm). Els paranys van ser engranallats abundantment amb poma i boves, i coberts amb vegetació. Les gàbies van ser instal·lades cada 10-15 m, en els llocs més visitats per la rata d'aigua durant la fase d'habitució, així com en cruïlles de carreranyes o punts amb latrines fresques i/o menjadors. Aquesta distància és suficient, ja que, segons Román (2007), els desplaçaments habituals dels individus adults oscil·larien entre 15-26 m. Cada gàbia es va deixar 2 dies en el mateix lloc, ja que, després del primer dia, el nombre de noves captures acostuma a reduir-se i s'incrementa el nombre de recaptures (Garde 1992, Román 2007). Per tal de minimitzar el destorb als animals, les revisions dels paranys es van realitzar cada 12 hores (09:30 i 21:30): dues revisions diàries és el nombre mínim recomanable (Barnett i Dutton 1995, Strachan 1997). El període de captures es va estendre durant 8 dies, amb un esforç final de 208 nits/parany, i abastant en total uns 570 m de riu (incloent ambdues ribes). Els individus de les espècies no objectiu van ser immediatament alliberats en el punt de captura. Acabat el període de radioseguiment, es van recapturar els animals per alliberar-los dels collars emissors. En aquest procés es va tenir especial cura amb les femelles lactants, provant d'escurçar el període de recuperació tot el possible i de retornar-les al punt de captura com més aviat millor.

#### 4.5.2.2.2. Anestèsia i col·locació dels collarets emissors

Per a la col·locació del collaret emissor, els animals van ser sedats amb isoflurà (IsoFlo®, Esteve Veterinaria-Abbott Laboratories, Barcelona), un agent inhalant que permet controlar millor la inducció i la profunditat de l'anestèsia, s'elimina per via respiratòria i te menys



efectes secundaris que d'altres agents (Laredo *et al.* 2001, Breck i Gaynor 2003). L'anestèsic redueix l'estrès durant la manipulació i en minimitza el record traumàtic (Prout i King 2006, Parker *et al.* 2008), facilitant així la recaptura dels individus per al posterior alliberament dels emissors. La dosi (inicial: 5,0% IFL+5,0 l/min O<sub>2</sub>; manteniment amb mascareta auxiliar: 1,5% IFL+0,6 l/min O<sub>2</sub>) va ser subministrada mitjançant un equip anestèsic portàtil (McKinley type 2 anaesthetic machine, Everest Tecnología Veterinaria Médica, Molins de Rei). El protocol anestèsic va ser supervisat per un veterinari del Servei de Biodiversitat i Protecció dels Animals de la Generalitat de Catalunya, i durant l'anestèsia i la manipulació dels animals es van seguir les recomanacions de n'Olfert *et al.* (1993) i Sikes *et al.* (2011).

Un collaret amb un radioemissor (Pip Ag393 de 3g, Biotrack Ltd., Wareham, Dorset; 150.0-150.9 MHz) va ser col·locat a tots els individus de pes superior a 100 g, i per als quals la relació pes del collar vs pes corporal fos inferior al 5%, per tal de no afegir-los una despesa energètica addicional (Wilson *et al.* 1996, Sikes *et al.* 2011). Als juvenils de pes inferior a 100 g se'ls va adherir l'emissor directament sobre el pelatge dorsal mitjançant un adhesiu tissular (n-butil cianoacrilat, VetBond® de 3M, St. Paul, Minnesota) (Kirk *et al.* 2000, Lumsden *et al.* 2002), donat que el collaret els podria escanyar o impedir menjar quan creixen (Sikes *et al.* 2011). Cada individu capturat va ser sexat, pesat, i se li van prendre les mesures biomètriques estàndard (Gosàlbez 1987). Els adults es van distingir dels joves a partir del pes corporal (> 180 g), i es va determinar l'estat reproductiu (actiu o inactiu) (Garde i Escala 1996a, Román 2007). Les femelles prenyades van ser identificades mitjançant palpació abdominal (Barnett i Dutton 1995). El temps mitjà de col·locació o extracció del collaret i presa de mesures biomètriques ( $\bar{x} \pm e.s.$ , n=20) va ser de 7,3 ± 0,65 minuts. Un cop acabada la manipulació dels animals, se'ls va deixar reposar dins de la mateixa gàbia en la qual havien estat capturats (on disposaven d'un llit de boves, aigua i menjar *ad libitum*), en un lloc tranquil i coberts amb una manta, controlant la seva tornada a la consciència. Una vegada recuperat, l'animal es va retornar al mateix punt de captura.

#### 4.5.2.2.3. Radioseguiment

El radioseguiment inicial es va simultaniejar amb les captures, per tal de tenir localitzats els animals i detectar possibles problemes de funcionament dels emissors. Finalitzat aquest període, en intervals de 3 hores, el radioseguiment efectiu va cobrir el cicle complet de 24 h (en U.T.C.: 05:30, 08:30, 11:30, 14:30, 17:30, 20:30, 23:30, i 02:30 hores). L'interval de 3 hores permet disposar d'un nombre significatiu de localitzacions per individu i dia, i minimitzar l'autocorrelació entre localitzacions consecutives. Cada sessió de



radioseguiment va consistir en enregistrar la localització de cadascun dels individus, amb un total de 8 punts diaris per individu. Les rates d'aigua meridionals van ser localitzades emprant un receptor Sika (model S/N 701 W, Biotrack Ltd., Wareham, Dorset) i una antena manual Yagi de tres elements rígids (Lintec Antennas, Goring-by-Sea, West Sussex). Les localitzacions es van dur a terme triangulant la posició de l'observador amb el curs del riu, ja que les rates d'aigua es mouen habitualment al llarg del corrent. En cada localització, el punt de posició (U.T.M.) va ser mesurat mitjançant un GPS manual Garmin eTrex® (Garmin, Romsey, Hampshire). El GPS produeix de manera característica un error de  $\pm 5$  m, el qual es va considerar suficientment precís, ja que l'espai vital ocupat per les rates d'aigua cobreix alguns centenars de metres quadrats (Pita *et al.* 2010).

#### 4.5.2.3. Anàlisi de dades

Les dades emprades en les anàlisis corresponen a les localitzacions realitzades entre els dies 9 de juliol i 24 d'agost. No es van tenir en consideració les localitzacions obtingudes al llarg del període de captures ja que durant aquests dies l'animal s'acostuma al collaret, pot mostrar comportaments anòmals, i, en ocasions, redueix l'activitat habitual (Leuze 1976, Korpimäki *et al.* 1996, Shahrul 1998, Benge 2004). També es van desestimar les localitzacions corresponents als dies de recaptures de finals d'agost. Les anàlisis de dades i els gràfics i figures es van dur a terme amb els programaris RANGES 8 v.2.18 (Anatrack Ltd., Dorset) i MiraMon v.7.0 (CREAF, Bellaterra).

##### 4.5.2.3.1. Estimació dels espais vitals

Els espais vitals individuals van ser estimats emprant el mètode del mínim polígon convex (MCP, Mohr 1947) i el mètode del kernel fix (FK, Worton 1989). La manca d'un mètode adient per estimar els espais vitals en hàbitats lineals, fa que la combinació d'ambdós mètodes hagi estat recomanada (Boyle *et al.* 2009) per contraposar les estimacions per excés i per defecte (Blundell *et al.* 2001, Knight *et al.* 2009). El mètode del MCP és robust quan es disposa de dades autocorrelades (Harris *et al.* 1990) però l'àrea delimitada està fortament influenciada pels punts perifèrics, que sovint només representen indrets visitats ocasionalment pels individus, duent a una sobreestimació (White i Garrott 1990, Kenward 2001). Els mètodes kernel estan poc afectats pels valors perifèrics (Kenward 2001) i poden subestimar l'àrea utilitzada quan es donen múltiples localitzacions en un sol lloc (Pattishall i Cundall 2001), però proporcionen més informació sobre l'ocupació i la intensitat d'ús de l'espai per part dels individus (Seaman i Powell 1996). Per a aquest mètode, el paràmetre suavitzador  $h$  es va fixar en el valor 1, atès a que l'estimació creuada per mínims quadrats



(LSCV) proporciona espais vitals que menystenen les zones de pas entre els nuclis ocupats més habitualment pels animals (Blundell *et al.* 2001, Pattishall i Cundall 2001, Knight *et al.* 2009).

Els espais vitals basats en MCP van ser estimats considerant el 100% de les localitzacions (MCP100), i es va comprovar que el nombre de localitzacions era suficient per a estabilitzar el gràfic d'observacions/àrea. Mitjançant la tècnica del kernel fix es van estimar els espais vitals basats en la isopleta del 95% (FK95, l'àrea on els animals passen el 95% del seu temps) i es va considerar com a àrea principal (*core area*) l'àrea delimitada per la isopleta del 50% (FK50, l'àrea on els animals passen el 50% del seu temps). La fiabilitat en l'estimació dels paràmetres es va aconseguir considerant un nombre de localitzacions suficient i garantint que la autocorrelació entre localitzacions consecutives tingui poca influència. Per a cada condició experimental es van emprar més de 50 localitzacions (nombre aconsellable) i, excepcionalment, es van considerar entre 30 i 50 localitzacions, que és el nombre mínim admissible (Seaman *et al.* 1999, Millspaugh *et al.* 2004). També es va comprovar que l'interval de 3 hores emprat en el seguiment dels animals al riu Montsant era superior a l'interval de temps de mostratge mínim que assegura una baixa autocorrelació de les dades (Schoener 1981, Swihart i Slade 1985). Donat que, a l'àrea d'estudi, l'arvicolí ocupa principalment franges de riu estretes i de longitud variable (Mate *et al.* 2013), les àrees vitals obtingudes sense restriccions (MCP100, FK50 i FK95) es van ajustar (*clipping*) per adaptar-les a la morfologia i a l'ocupació del riu (MCP100<sub>clip</sub>, FK50<sub>clip</sub> i FK95<sub>clip</sub>). Les dades sobre la superfície del riu-ribes del tram estudiat per dur a terme aquest ajustament provenien de la seva delimitació a partir del mapa de Catalunya (fulls 255-130 i 256-130) mitjançant l'aplicació Vissir de l'Institut Cartogràfic de Catalunya (<http://www.icc.cat/vissir3/>). Emprant l'aplicació 'Habitat analysis' de RANGES 8, es van excloure aquelles àrees fora dels marges del riu i la riba que els animals no visiten (Kenward *et al.* 2008). La concordança de les estimacions (MCP100<sub>clip</sub> i FK95<sub>clip</sub>) es va comprovar mitjançant la prova dels rangs amb signe de Wilcoxon. De forma complementària, també va ser avaluada la longitud de tram de riu ocupat per cada individu (*lineal range length*, LRL<sub>màx</sub>) i es va estimar la densitat lineal de població en base a la mida dels espais vitals, durant el període en què tots els individus hi eren presents. La distància diària recorreguda es va obtenir com la suma de les distàncies entre les localitzacions consecutives. Per a relacionar aquestes variables amb la mida de l'espai vital total (FK95<sub>clip</sub>) es va calcular el coeficient de correlació ajustat a la grandària de la mostra.



#### 4.5.2.3.2. Sociabilitat: interaccions estàtiques i dinàmiques

Per determinar la sociabilitat entre els individus es van avaluar les interaccions estàtiques (superposició dels espais vitals) i les interaccions dinàmiques (ús simultani del mateix espai) (Macdonald *et al.* 1980). Per estimar les interaccions estàtiques es va calcular la superposició d'espais vitals ( $FK95_{clip}$ ) corresponent a cada parell d'individus (en un mateix període de temps):

$$Superposició = \frac{AB}{A+B-AB} \times 100$$

on A= àrea ocupada per l'individu 1, B= àrea ocupada per l'individu 2, i AB= àrea ocupada simultàniament pels individus 1 i 2. Igualment, es va determinar la proporció de l'àrea ocupada per cada individu dins de l'espai vital de l'altre ( $S_{A \text{ en } B}$  (%) i  $S_{B \text{ en } A}$  (%)). Per a estimar les interaccions dinàmiques es va emprar el *coeficient de sociabilitat*  $S_C$  (Kenward *et al.* 1993), una variant de l'índex de Jacobs (Jacobs 1974). Per a cada parella d'animals, el coeficient s'expressa com a:

$$S_C = \frac{d_E - d_O}{d_E + d_O}$$

on  $d_E$  és la distància mitjana entre localitzacions (500 localitzacions a l'atzar per cada animal) i  $d_O$  és la distància mitjana observada entre localitzacions obtingudes en temps simultani. El coeficient pren valors entre -1 i +1: -1, els animals s'eviten; 0, els animals es mouen amb independència; i +1, els animals s'atrauen. El lliard de temps en què hom considera les localitzacions de dos individus com a simultànies va ser establert en 15 minuts, ja que aquest és el temps mitjà esmerçat entre localitzacions successives de dos individus durant el radioseguiment.

#### 4.5.2.3.3. Dispersió i moviments no dispersants

Per a la detecció de la dispersió, es va calcular el grau de superposició de les àrees ocupades pels individus ( $FK95_{clip}$ ) al llarg del temps (en intervals setmanals, aproximadament). Quan hi ha dispersió, la proporció d'espai vital conservada (respecte a la de l'espai vital del període de referència  $S1$ ,  $PRS_{S1}$ ) es redueix en el temps, i tendeix a ser nul·la quan es consideren períodes temporals extrems. Per contra, no es produeix dispersió quan les àrees vitals de períodes consecutius mantenen una àmplia superposició i no s'observa manca de superposició entre àrees de períodes extrems. L'existència de dispersió es va determinar per als individus subadults, ja que, entre les espècies poliginiques i promíscues, aquests individus són els més susceptibles de ser dispersants (Dobson 1982, Brandt 1992).



#### 4.5.2.3.4. Anàlisi de l'hàbitat en els espais vitals

Per relacionar la mida de l'àrea vital total amb la qualitat de l'hàbitat ocupat, es va calcular el coeficient de correlació ajustat entre ambdues variables. La qualitat de l'hàbitat va ser determinada a partir de la informació proporcionada per 33 punts de mostratge distribuïts en el tram lineal de radioseguiment (un cada 25 metres). El mètode emprat va ser el següent: a) per a cada individu es van identificar els punts de mostratge inclosos en cada isopleta kernel; b) cada punt es va categoritzar com a òptim, subòptim i hostil d'acord amb el criteri descrit a Mate *et al.* (2013), i va ser ponderat pels valors: 100 (òptim), 50 (subòptim) i 0 (hostil); i c) la qualitat de l'hàbitat es va definir com la mitjana dels valors de ponderació dels punts inclosos en cada kernel. Només les dades dels individus adults i subadults no dispersants van ser incloses en les anàlisis. Els individus dispersants no mostren espais vitals estables en el temps, i, sovint, durant la dispersió (*transeünts*), són abocats a ocupar temporalment espais de condicions subòptimes o hostils (Lindstedt *et al.* 1986, Tedesco 2010, Mate *et al.* 2013). D'altra banda, els individus de molt curta edat ocupen espais vitals petits degut als seus menors requeriments energètics (Lindstedt *et al.* 1986), i es troben molt vinculats al lloc de naixement, prop del territori matern (Myllymäki 1977, Lambin *et al.* 1992).

### 4.5.3. Resultats

#### 4.5.3.1. Individus capturats

Un total de 9 exemplars de rata d'aigua meridional, van ser capturats al llarg del tram d'estudi (5 adults: 3 mascles i 2 femelles, 3 subadults: 2 mascles i una femella, i un mascle jove). L'elevada taxa de recaptures ( $\bar{x} = 3$ , rang: 0-7), probablement degut a la manca de record negatiu de la captura i la manipulació (Ryder 1962, Prout i King 2006), juntament amb les baixes densitats poblacionals en l'àrea d'estudi (Mate i Barrull 2008, Mate *et al.* 2013), semblen assegurar que es recollís la totalitat d'individus residents. Els animals van ser capturats en dos subtrams que estaven físicament separats per una resclosa agrícola (assut) d'uns 3 m d'alçada amb una cascada d'aigua en el marge nord, però que no constituïa un obstacle insalvable per als rosegadors. En cada subtram es va capturar un grup d'individus que es va mostrar aparentment cohesionat. El grup 1 (G1) constava de 4 mascles (2 adults: M2 i M3, un subadult dispersant: M5, i un jove: M4) i una femella adulta (F1). El grup 2 (G2) constava de 2 mascles (un adult, M7, i un subadult, M6), i 2 femelles (una adulta, F8, i una subadulta, F9) (Taula 1). G2 va ocupar la zona aigües amunt de la



resclosa agrícola (subtram 2, Toll del Molí del Vilar), i G1 la zona aigües avall (subtram 1, Plana del Molí del Vilar). El subtram 1 estava format per una successió de clapes d'hàbitat de diferents característiques: zones amb ribes de roca plana sense vegetació en un marge i amb arbres en l'altre, zones de canyissar esponerós amb petits fragments de bovar, i zones ombrívols on dominaven arbres i arbustos. El subtram 2 es caracteritzava per presentar una tolla d'aigua gairebé estanyolada d'uns 2.5 m de fondària, envoltada per un marge amb una gruixuda capa de sediments on s'assentava una franja de vegetació ampla (principalment de canyissar-bovar), que era limitada exteriorment per alguns arbustos i peus d'arbres. Durant el període de radioseguiment, dos individus van desaparèixer, probablement depredats: el mascle M3, el 20 de juliol, i el mascle dispersant M5, el 16 d'agost. La femella F1 va gestar i parir una bessonada, que va ser trobada en un niu extern el 26 d'agost, i a la que se li va estimar una edat de 10 dies (encara no tenien els ulls oberts). La femella F8 va mostrar signes d'estar en avançat estat de gestació quan va ser recapturada el 25 d'agost. El pes mitjà dels individus adults va ser de 267 g (240-286 g, n=3) per als mascles, i 226 g (217-235 g, n=2) per a les femelles. Per al conjunt de subadults, els mascles van pesar en mitjana 153 g (143-163 g, n=2), i la femella va pesar 164 g. El mascle jove va pesar 77 g. Finalitzat el radioseguiment, els individus alliberats del collaret emissor presentaven una bona condició física.

#### 4.5.3.2. Espais vitals

Durant el període efectiu de radioseguiment (47 dies), es va aconseguir un total de 2.727 localitzacions ( $\bar{x} \pm$  e.s.:  $303 \pm 38$  localitzacions/individu); Taula 1). L'estimació dels  $MCP100_{clip}$ , va proporcionar una mida mitjana ( $\bar{x} \pm$  e.s.) de l'espai vital de  $2668,3 \pm 503,6$  m<sup>2</sup> (rang: 1169,1-5164,7 m<sup>2</sup>), per als individus amb espai vital estable (n=8). L'individu M5, dispersant, va mostrar un espai vital total de 6374,5 m<sup>2</sup>. Aquestes estimacions no van ser significativament diferents ( $W= 0,35$ ,  $p= 0,7223$ ) de les obtingudes pel mètode kernel,  $FK95_{clip}$ :  $2615,0 \pm 806,1$  m<sup>2</sup> per als individus amb espai vital estable (rang: 549,9-6284,6 m<sup>2</sup>), i 7192,7 m<sup>2</sup> per a M5. Els individus del G1 van presentar espais vitals quatre vegades més grans ( $4176,4 \pm 1169,5$  m<sup>2</sup>, rang: 928,6-6284,6 m<sup>2</sup>) que els dels individus del G2 ( $1053,7 \pm 199,0$  m<sup>2</sup>, rang: 549,9-1426,5 m<sup>2</sup>).

Pel que fa a les àrees principals dels individus amb espais vitals estables, l'estimació del  $FK50_{clip}$  va donar una mida mitjana ( $\bar{x} \pm$  e.s.) de  $888,8 \pm 289,2$  m<sup>2</sup> (rang: 215,5-2349,6 m<sup>2</sup>), mentre que per a l'individu M5, la mida estimada va ser de 2043,0 m<sup>2</sup>. Els individus del G1 també van presentar àrees principals més grans ( $1413,4 \pm 450,8$  m<sup>2</sup>, rang: 221,2-2349,6 m<sup>2</sup>)



que les àrees dels individus del G2 ( $364,3 \pm 61,1 \text{ m}^2$ , rang: 215,5-508,6  $\text{m}^2$ ). Les àrees principals van suposar, en mitjana, el 33,1% (rang: 23,8% - 43,8%) de l'espai vital total.

Per al conjunt d'individus amb espais vitals estables, el temps per a aconseguir independència entre localitzacions va ser estimat en 2 hores. La fiabilitat en l'estimació de l'espai vital pel mètode kernel va ser assegurada amb l'establiment d'un interval de 3 hores entre localitzacions enregistrades i amb la utilització de més de 50 localitzacions per animal (mínim en l'estudi: 91 localitzacions). Per altre part, el nombre de localitzacions necessàries per a establir els espais vitals estimats pel mètode del mínim polígon convex va ser avaluat en menys de 200 localitzacions per a F1, M2, M5 i F8, menys de 150 localitzacions per a M7 i F9, i menys de 90 localitzacions per a M3, M4 i M6.

**Taula 1.** Resum de dades obtingudes a partir de la captura i radioseguiment durant dos mesos, de 9 individus de rata d'aigua meridional en el riu Montsant. *Ind*: codi individual, *sexe*: mascle (M), femella (F), *edat*: edat estimada de l'individu (A: adult, J: juvenil), *pes<sub>i</sub>* (g): pes en el moment de la captura, *locs*: nombre de localitzacions per individu, *MCP100<sub>clip</sub>* ( $\text{m}^2$ ): estimació de l'àrea de l'espai vital segons el mètode de mínim polígon convex, *FK95<sub>clip</sub>* ( $\text{m}^2$ ) i *FK50<sub>clip</sub>* ( $\text{m}^2$ ): estimacions de l'àrea total de l'espai vital i de l'àrea principal, respectivament, segons el mètode kernel fix, *LRL<sub>màx</sub>*(m): longitud màxima de l'espai vital, *Rec<sub>dia±s.e.</sub>* (m): distància mitjana recorreguda diàriament, *VH50*: valor estimat de la qualitat de l'hàbitat de l'àrea principal, *VH95*: valor estimat de la qualitat de l'hàbitat de l'àrea total de l'espai vital.

ind	sexe	edat	pes <sub>i</sub>	locs	MCP100 <sub>clip</sub>	FK95 <sub>clip</sub>	FK50 <sub>clip</sub>	LRL <sub>màx</sub>	Rec <sub>dia±s.e.</sub>	VH50	VH95
F1	F	A	217	357	5164,7	6284,6	1774,3	312,6	298,0 ± 25,4	100,0	87,5
M2	M	A	275	371	3276,6	4125,8	1308,3	198,6	284,1 ± 22,5	87,5	85,7
M3	M	A	286	91	4256,2	5366,6	2349,6	276,3	451,2 ± 53,4	100,0	78,6
M4	M	J	77	123	1510,0	928,6	221,2	114,7	140,3 ± 12,8	75,0	66,7
M5	M	J	143	297	6374,5	7192,7	2043,0	413,6	249,1 ± 24,7	83,3	40,9
M6	M	J	163	372	1169,1	549,9	215,5	75,2	87,9 ± 5,9	100,0	100,0
M7	M	A	240	372	2051,5	927,0	336,4	113,8	126,6 ± 8,2	100,0	100,0
F8	F	A	235	372	1731,9	1311,5	508,6	98,1	158,7 ± 9,2	100,0	100,0
F9	F	J	164	372	2186,7	1426,5	396,5	143,4	157,5 ± 12,5	100,0	100,0

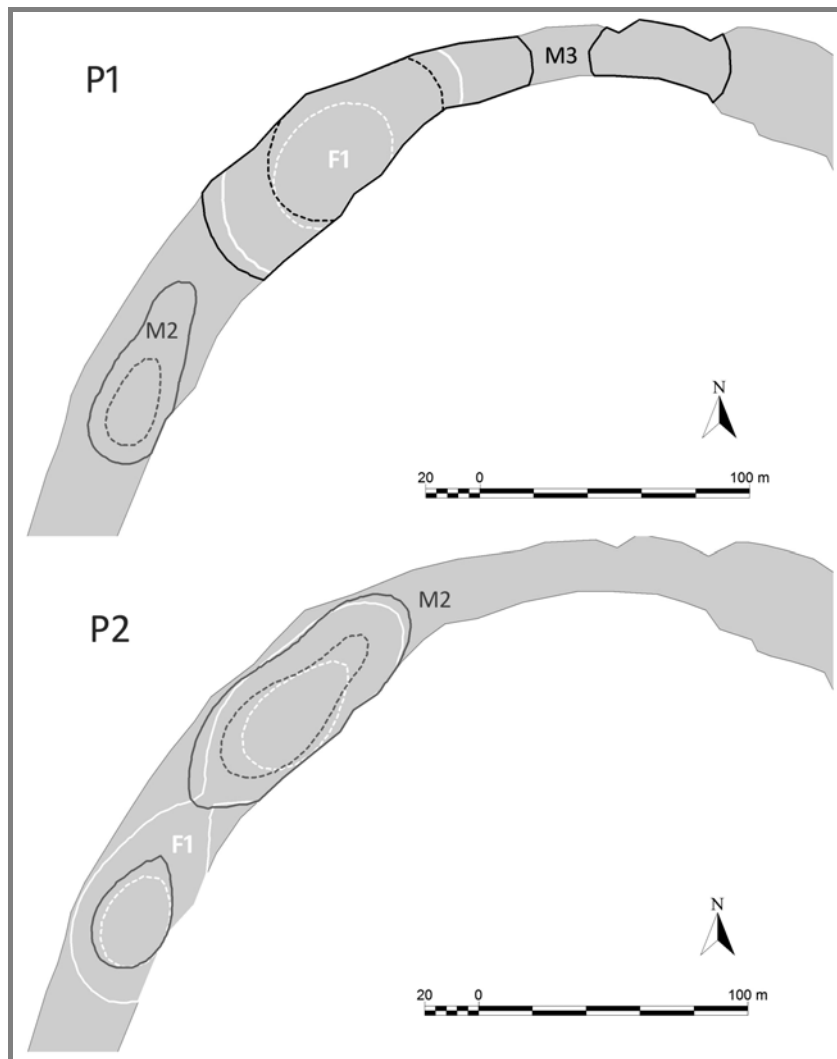
#### 4.5.3.2.1. Reorganització de l'espai en absència d'un individu

La baixa del mascle M3 en el G1 va permetre posar de manifest la reorganització dels espais vitals. En concret, en absència de M3 (P2: 21 juliol-24 agost), es va observar un considerable increment tant de l'àrea total com de l'àrea principal dels individus adults del grup: +52,6%





en  $FK95_{clip}$  i +16,3% en  $FK50_{clip}$  per a F1; +178,0% en  $FK95_{clip}$  i +197,7% en  $FK50_{clip}$  per a M2 (Taula 2), així com un desplaçament de les àrees vitals (Figura 2). F1 va deixar de freqüentar part de l'espai ocupat mentre M3 era viu (P1: 9-20 juliol) i es va moure riu avall, cap a la zona més habitual de M2. D'altra banda, M2 va incrementar considerablement la mida de l'espai vital, ocupant part de l'espai buit deixat per M3 riu amunt (un 56,3% de l'espai vital total de M3, les zones més òptimes).



**Figura 2.** Evolució dels espais vitals ( $FK95_{clip}$ : línia contínua, i  $FK50_{clip}$ : línia discontinua) de la femella F1, i els mascles M2 i M3 (grup G1). P1: 9-20 juliol (presència de M3); P2: 21 juliol-24 d'agost (reorganització dels espais després de la desaparició de M3). F1, línia blanca; M2, línia gris; M3, línia negra.

**Taula 2.** Espais vitals [ $FK95_{clip}$  i  $FK50_{clip}$  ( $m^2$ )], longitud màxima de l'espai vital [ $LRL_{m\grave{a}x}$  (m)] i distància mitjana diària recorreguda [ $Rec_{dia}$  (m)], per a la femella F1 i el mascle M2, segons presència (P1) o absència (P2) del mascle M3.

ind	P1: 9-20 juliol				P2: 21 juliol-24 agost			
	$FK95_{clip}$	$FK50_{clip}$	$LRL_{m\grave{a}x}$	$Rec_{dia}$	$FK95_{clip}$	$FK50_{clip}$	$LRL_{m\grave{a}x}$	$Rec_{dia}$
F1	3504,3	1432,9	270,9	216,1	5346,5	1666,9	257,4	325,2
M2	1507,3	455,9	160,0	199,5	4190,2	1357,2	198,6	312,0

#### 4.5.3.2.2. Ús diferencial de l'espai en funció del cicle reproductor

La troballa d'un niu amb dues cries, pertanyent a la femella F1 (G1), va oferir l'oportunitat d'observar l'ocupació i l'ús diferencial de l'espai en funció del seu cicle reproductor. Així, l'evolució setmanal de l'espai vital (S1: 09/07-14/07, S2: 15/07-20/07, S3: 21/07-26/07, S4: 27/07-01/08, S5: 02/08-07/08, S6: 08/08-13/08, S7: 14/08-19/08, S8: 20/08-24/08) va posar de manifest l'increment puntual de la mida de l'espai ocupat en un dels períodes (S4, 15-19 dies previs al dia estimat per al part) i l'ús dinàmic de l'espai en el temps (Taula 3, Figura 3).

**Taula 3.** Espai vital ( $FK95_{clip}$  i  $FK50_{clip}$ ) ( $m^2$ ) en períodes de sis dies per a la femella F1, després de la desaparició del mascle M3 [<sup>(A)</sup>setmana estimada d'aparellament amb el mascle M2 i <sup>(P)</sup>setmana estimada del part].

setmana	període	$FK50_{clip}$	$FK95_{clip}$
S3	21/07-26/07	1197,5	3018,0
<b>S4<sup>(A)</sup></b>	<b>27/07-01/08</b>	<b>1823,1</b>	<b>6283,9</b>
S5	02/08-07/08	1254,1	3525,5
S6	08/08-13/08	1095,4	4815,0
<b>S7<sup>(P)</sup></b>	<b>14/08-19/08</b>	<b>1226,4</b>	<b>4382,5</b>
S8	20/08- 24/08	1220,6	3109,5
Global	09/07-24/08	1774,3	6284,6



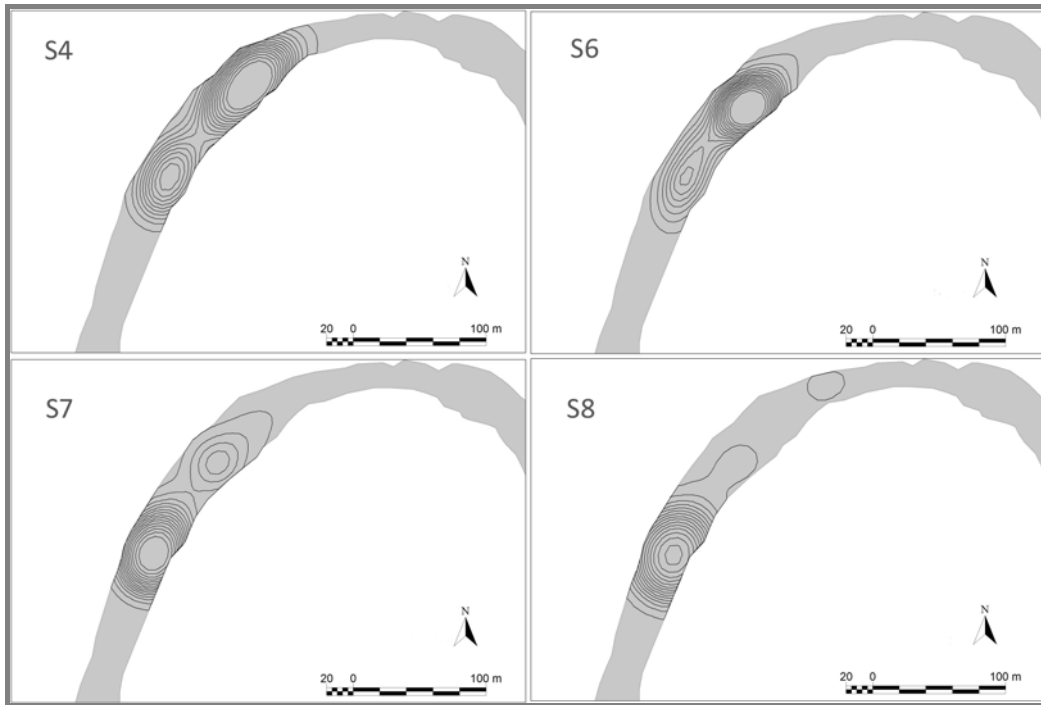


Figura 3. Ocupació diferencial de l'espai de la femella F1 (FK30-99<sub>clip</sub>) en funció del cicle reproductor, al llarg dels períodes setmanals.

#### 4.5.3.2.3. Ús de l'espai durant la dispersió

El mascle M5, va mostrar al llarg del temps distensions i contraccions en la mida de l'espai vital així com una disminució en el grau de superposició de les àrees ocupades (conservació de l'espai ocupat respecte de la setmana S1) (Taula 4), que són concordants amb un comportament dispersant (Lambin *et al.* 2012).

Taula 4. Evolució de la mida de l'espai vital (FK95<sub>clip</sub> i FK50<sub>clip</sub> en m<sup>2</sup>) del mascle dispersant M5, i percentatge de l'espai vital conservat respecte de la mida de l'espai vital en la setmana de referència S1 (HRP<sub>S1</sub>).

setmana	període	FK50 <sub>clip</sub>	FK95 <sub>clip</sub>	HRP <sub>S1</sub>
S1	09/07-14/07	601,2	3214,8	-
S2	15/07-20/07	723,9	3368,8	82,8
<b>S3</b>	<b>21/07-26/07</b>	<b>1934,5</b>	<b>5558,8</b>	57,8
<b>S4</b>	<b>27/07-01/08</b>	<b>1930,6</b>	<b>3795,7</b>	4,9
S5	02/08-07/08	518,9	1274,2	0,0
S6	08/08-13/08	633,3	1799,2	0,0
S7	14/08-16/08*	214,1	636,0	0,0
Global	09/07-16/08	2043,0	7192,7	-



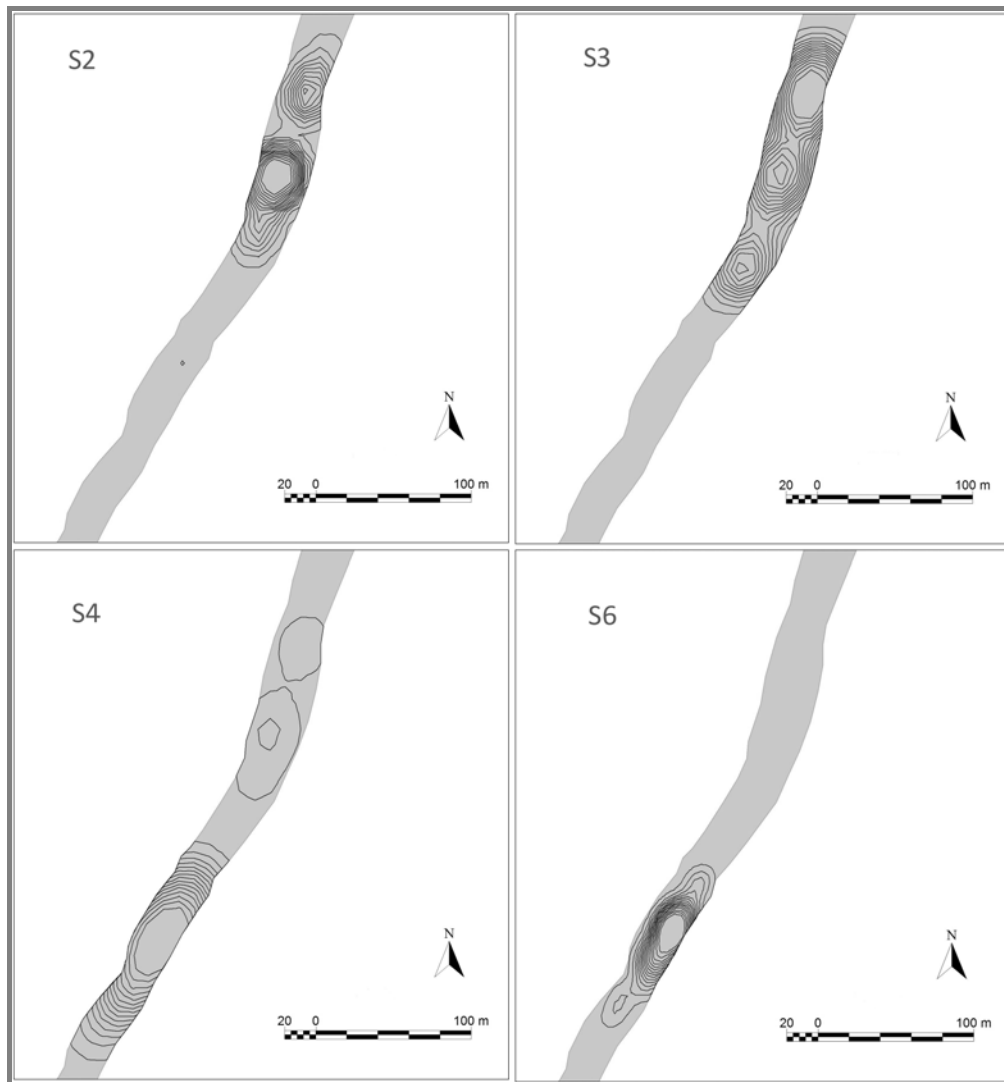


Figura 4. Evolució setmanal del espai vital (FK30-99<sub>clip</sub>) del mascle M5 en comportament dispersant.

M5 va abandonar progressivament la zona natal, fent excursions cada vegada més llargues. Durant les setmanes del 21 al 26 de juliol i del 27 de juliol a l'1 d'agost es van produir moviments de llarg recorregut que van coincidir amb la travessa d'un tram de riu engorjat, de penya-segats gairebé verticals i amb escassa vegetació (generalment arbustiva i/o arbòria), clarament hostil per a l'assentament. De forma gràfica, el comportament dispersant es mostra a la Figura 4. Contràriament, aquest comportament no s'ha observat en els altres individus subadults (M6 i F9).

#### 4.5.3.3. Variables relacionades amb la mida de l'espai vital

La longitud lineal dels espais vitals i la distància recorreguda diàriament pels animals estan fortament correlacionades amb la mida de l'espai vital. En concret, la correlació entre la mida del FK95<sub>clip</sub> i la longitud lineal de l'espai es va estimar en  $r= 0,94$  ( $r= 0,88$  per a FK50<sub>clip</sub>).



Per al conjunt dels individus amb àrees estables la longitud mitjana de tram ocupada ( $\bar{x} \pm$  e.s.) va ser de  $166,6 \pm 30,8$  m (rang: 75,2-312,6 m). Per als individus del G1, la longitud mitjana de tram ocupada va ser de 225,5 m (rang: 114,7-312,6 m), i per als individus del G2 va ser de 107,6 m (rang: 75,2-143,4 m).

Per altre part, la correlació entre la mida de l'espai vital  $FK95_{clip}$  i el recorregut diari mitjà s'ha estimat en  $r= 0,93$  ( $r= 0,94$  per a  $FK50_{clip}$ ). Per al conjunt dels individus amb àrees estables el recorregut diari mitjà ( $\bar{x} \pm$  e.s.) va ser de  $213,0 \pm 43,0$  m (rang: 87,9-451,2 m). Per als individus del G1, el recorregut diari mitjà va ser de 293,4 m (rang: 140,3-451,2 m), i per als individus del G2 va ser de 132,7 m (rang: 87,9-158,7 m).

#### 4.5.3.4. Qualitat de l'hàbitat, espai vital i densitat de població

Per a tots els individus, les àrees principals es van ubicar en les zones més òptimes de l'espai vital. El valor mitjà de la qualitat de l'hàbitat de les àrees principals ocupades pels individus del G1 va ser de 90,6 (rang: 75,0-100,0), i el valor mitjà de les àrees principals ocupades pel G2 va ser de 100,0. Pel que fa als espais vitals totals ( $FK95_{clip}$ ), els individus del G1 (excepte M5, dispersant) van ocupar clapes de característiques desiguals (7 òptimes, 3 subòptimes i 2 hostils). El valor global de la qualitat de l'hàbitat del subtram 1 va ser de 70,8, i el valor mitjà de la qualitat de l'hàbitat de l'espai ocupat va ser de 79,6 (rang: 66,7-87,5). Els individus del grup G2 van ocupar 4 clapes de qualitat òptima, essent 100 el valor mitjà de la qualitat de l'hàbitat de l'espai ocupat. Pel que fa a M5, durant la dispersió va ocupar un tram de riu amb una qualitat d'hàbitat global de 40,9 (2 clapes òptimes, 5 subòptimes i 4 hostils) (Taula 1).

Per al conjunt d'individus adults i subadults amb espai vital estable, la correlació entre la mida de  $FK95_{clip}$  i la qualitat de l'espai ocupat es va estimar en  $r= 0.88$ . La menor qualitat en l'hàbitat del subtram 1 (en relació al subtram 2) va ser compensada amb un increment del +230% en la mida de l'espai vital total. Amb una qualitat d'hàbitat subòptima (subtram 1), la densitat de població es va estimar en 0,9 ind/100 m, quan tots els individus del grup eren presents (5 individus ocupant 575 m de riu). Amb qualitat òptima d'hàbitat (subtram 2), la densitat de població es va estimar en 2,4 ind/100 m (4 individus ocupant 167 m de riu).

#### 4.5.3.5. Interaccions

L'estimació de les interaccions (estàtiques: superposició dels espais vitals  $FK95_{clip}$ , i dinàmiques:  $S_C$ ) entre parells d'individus va posar de manifest la gairebé nul·la interacció



entre els grups G1 i G2; el mascle M3 del G1 va ser l'únic que va interactuar amb els individus del G2 (valor mitjà de la superposició: 1,1%, rang: 0,2%-1,3%; valor mitjà de  $S_C$ : -0,01, rang: -0,02-0,02). Dins del grup G1, es van observar interaccions entre les parelles d'adults (F1-M3 durant el període P1, i F1-M2 durant el període P2), i entre M2 i M4 (mascle adult i juvenil). No es va produir cap interacció entre els dos mascles adults (M2 i M3). Per als parells d'individus del G1 amb superposició d'espai vital, les mitjanes de la interacció estàtica i del coeficient de sociabilitat van ser estimades en 66,2% (rang: 65,2%-68,0%) i 0,24 (rang: 0,16-0,30), respectivament. Dins del grup G2, tots els individus van interactuar entre ells (Figura 5). Les mitjanes de la interacció estàtica i del coeficient de sociabilitat van ser estimades en 53,7% (rang: 32,0%-69,8%) i 0,12 (rang: 0,04-0,18), respectivament (Taula 5).

**Taula 5.** Interaccions entre parells d'individus (estàtiques: superposició d'espai vital; dinàmiques:  $S_C$ ). Superposició (%): àrea comuna per als individus A i B;  $S_{A \rightarrow B}$  (%): àrea ocupada per l'individu A dins de l'espai vital l'individu B;  $S_{B \rightarrow A}$  (%): àrea ocupada per l'individu B dins de l'espai vital de l'individu A.  $S_C$ : valor del coeficient de sociabilitat; M: mascles, F: femelles.

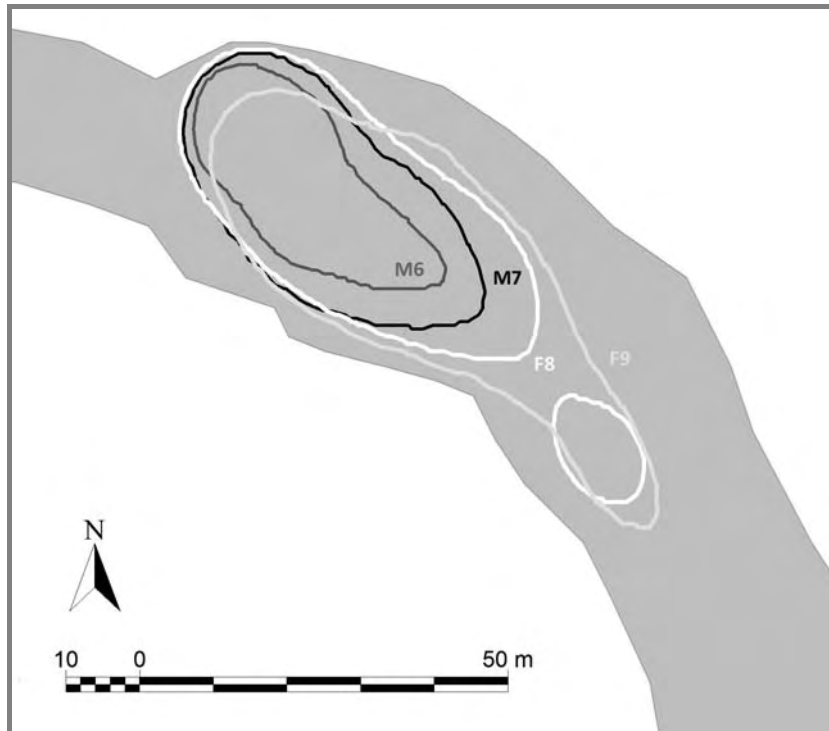
grup	individus	superposició	$S_{A \rightarrow B}$	$S_{B \rightarrow A}$	$S_C$
G1	F1-M3*	65,2	96,2	65,3	0,16
	F1-M2**	68,0	72,2	92,1	0,26
	M2-M4*	65,3	66,0	98,3	0,30
G2	M6-M7	59,3	100,0	59,3	0,16
	M6-F8	41,9	100,0	41,9	0,08
	M6-F9	32,0	87,1	33,6	0,09
	M7-F8	69,2	98,7	69,8	0,18
	M7-F9	49,8	84,4	54,9	0,15
	F8-F9	69,8	85,8	78,9	0,04

(\*) Període 09/07-20/07

(\*\*) Període 21/07-24/08

La resta, període 09/07-24/08





**Figura 5.** Espais vitals (FK95<sub>clip</sub>) del individus del grup G2 durant el període de radioseguiment. Mascles: M6, línia gris fosc; M7, línia negra; Femelles: F8, línia blanca; F9, línia gris clar.

#### 4.5.3.5.1. Interaccions en funció del cicle reproductor

La interacció entre els individus de la parella adulta del G1 va ser significativament més elevada durant el període reproductor (Taula 6). La superposició de l'espai vital ( $\bar{x} \pm e.s.$ ) va ser estimada en  $62,8\% \pm 7,4\%$  (setmanes S4-S7) i  $27,3\% \pm 26,1\%$  (setmanes S3 i S8), i el coeficient de sociabilitat ( $\bar{x} \pm e.s.$ ) va ser estimat en  $0,34 \pm 0,05$  (S4-S7) i  $-0,02 \pm 0,03$  (S3 i S8). Els valors més alts de la interacció dinàmica van coincidir amb la setmana estimada d'aparellament (S4) i amb les setmanes entorn a la data estimada del part (S6-S7). Semblant comportament va ser també observat en la parella F8-M7 del grup G2.

#### 4.5.3.5.2. Sistema d'aparellament

En l'àrea d'estudi, els individus adults d'ambdós grups es van mostrar com a monògams: un mascle defensava una única femella adulta. En el G1, el mascle dominant M3 va monopolitzar la femella F1 fins el 20/07 (data en què va desaparèixer) i a partir d'aquest moment, M2 va esdevenir el mascle dominant i es va aparellar amb F1 durant la resta del temps. En el G2, el mascle M7 i la femella F8 van constituir la parella dominant. La femella subadulta (F9) va romandre verge fins al final del període de seguiment.



**Taula 6.** Interaccions (estàtiques: superposició d'espai vital, dinàmiques: Sc) entre la femella F1 i el mascle M2 segons el cycle reproductor. Superposició (%): àrea comuna per als individus F1 i M2;  $S_{F1 \rightarrow M2}$  (%): àrea ocupada per F1 dins de l'espai vital de M2;  $S_{M2 \rightarrow F1}$  (%): àrea ocupada per M2 dins de l'espai vital de F1. Sc: valor del coeficient de sociabilitat.

setmana	període	superposició	$S_{F1 \rightarrow M2}$	$S_{M2 \rightarrow F1}$	Sc
S3	21/07-26/07	53,4	89,9	56,8	0,01
<b>S4<sup>(A)</sup></b>	27/07-01/08	66,9	69,0	95,7	<b>0,41</b>
S5	02/08-07/08	81,9	83,1	98,3	0,21
S6	08/08-13/08	54,4	54,4	100,0	<b>0,41</b>
<b>S7<sup>(P)</sup></b>	14/08-19/08	48,2	72,6	58,9	<b>0,33</b>
S8	20/08-24/08	1,3	2,8	2,2	-0,04

<sup>(A)</sup> setmana estimada de l'aparellament

<sup>(P)</sup> setmana estimada del part

#### 4.5.4. Discussió

En el riu Montsant, la dinàmica de les poblacions locals d'*Arvicola sapidus* s'ha explicat, en gran mesura, per les característiques de l'hàbitat que ocupen. Malgrat les limitacions que comporta la generalització de resultats obtinguts a partir de mostres de grandària petita, la qualitat de l'hàbitat s'ha relacionat amb l'àrea, la longitud, la distància mitjana diària recorreguda, la densitat lineal de la població, i l'ús dels espais vitals.

En els trams amb millor qualitat d'hàbitat (òptims, G2) l'àrea i la longitud dels espais vitals dels individus, així com les distàncies diàries recorregudes, van ser inferiors a les dels trams ocupats amb una menor qualitat d'hàbitat (subòptims, G1). La selecció i l'ús preferent dels hàbitats òptims s'explica perquè els arvicolins minimitzarien d'aquesta manera la despesa energètica i el risc de depredació (Owen-Smith 2003). En general, la mida dels espais vitals en els micromamífers està relacionada amb la productivitat de l'hàbitat i la distribució dels recursos, i amb els requeriments energètics i de recer dels individus (Harestad i Bunnell 1979, Fisher 2000). Així, la mida dels espais vitals decreix amb l'increment de la disponibilitat d'aliment i de cobertura (Fisher 2000, Briner *et al.* 2005), de manera que esdevé un bon indicador de la qualitat de l'hàbitat (Tufto *et al.* 1996). A més, com més recursos disponibles per unitat d'hàbitat, més petits seran els territoris a defensar (Fortier i Tamarin 1998). Una dieta herbívora rica en cel·lulosa i de baix contingut energètic fa que la productivitat de l'hàbitat sigui especialment important per a la rata d'aigua meridional





(Ostfeld 1985, Gębczyński 2006, Halle 2006). L'optimització en la satisfacció de les necessitats individuals explicaria la relació inversa entre la mida dels espais vitals i la qualitat de l'hàbitat ocupat (Briner *et al.* 2005). Això explicaria també per què les àrees principals es van ubicar en les zones de l'espai vital amb millor qualitat d'hàbitat. Si els recursos tròfics són propers i abundants, l'arvícolí haurà de cobrir distàncies més petites en la cerca diària d'aliment, tindrà una menor despesa energètica, i assumirà un menor risc de depredació. D'altra banda, les particulars característiques dels hàbitats lineals, justifiquen la forta correlació observada entre la superfície i la longitud dels espais vitals. Aquesta relació justifica que, en aquest tipus d'hàbitat, els estudis sobre ocupació de l'espai i densitats s'hagin relacionat amb la longitud de l'espai vital (p.ex., Le Louarn i Saint Girons 1977, Shahrul 1998, Moorhouse i Macdonald 2008, Fisher *et al.* 2009).

La densitat de població en el tram amb qualitat d'hàbitat subòptima (ocupat pel G1) va ser menor que la densitat de població trobada en el tram de qualitat òptima (ocupat pel G2). Aquest resultat és conseqüència de la diferència de requeriment pel que fa a la mida de l'espai vital (degut a la qualitat de l'hàbitat) per tal de cobrir les necessitats individuals. La densitat de població pot augmentar quan hi ha més disponibilitat d'aliment, ja que la capacitat de càrrega del medi és més gran (Turchin i Batzli 2001). La densitat de població en els trams estudiats del riu Montsant va ser inferior a les densitats esmentades tradicionalment per a hàbitats lineals (p.ex. 5 ind/100 m de riu, Le Louarn i Saint Girons 1977), però és concordant amb els resultats d'estudis més actuals (p.ex. 2 ind/100 m, Rigaux i Charruau 2009). Les menors densitats trobades en els estudis recents són indicatives d'una davallada de l'espècie des dels anys setanta, i s'explicarien per l'efecte sinèrgic de la destrucció i fragmentació de l'hàbitat, i per l'efecte de la depredació ocasionada per la invasió del visó americà (*Neovison vison*) (Melero *et al.* 2012, García-Díaz *et al.* 2013) i/o la competència amb d'altres espècies foranes (Rigaux i Charruau 2009). Resultats similars s'han observat a Gran Bretanya per a *A. amphibius*, espècie amb requeriments ecològics semblants a *A. sapidus* (4-16 ind/100 m, Strachan i Jefferies 1993; 0.3-3.3 ind/100 m, Strachan 1997; 0.5-3.5 ind/100 m, Neyland *et al.* 2010).

La superposició dels espais vitals i els coeficients de sociabilitat van posar de manifest les interaccions entre individus al tram de riu Montsant estudiat. Les interaccions entre individus de diferent grup van ser mínimes. Dins del mateix grup, la superposició dels espais vitals va ser elevada i, en general, la sociabilitat va ser baixa ( $|S_c| < 0,30$ ). Ambdós grups van mostrar un sistema d'aparellament monògam. La mínima interacció entre grups podria



interpretar-se com a indicatiu de territorialitat dels mascles dominants, tot defensant un recurs escàs: l'accés a l'única femella receptiva disponible. La tendència a evitar la superposició d'espais vitals entre els mascles també ha estat observada al SO de Portugal (Pita *et al.* 2010). El baix nivell de sociabilitat observat podria relacionar-se amb els desavantatges de la vida en grup en ambients poc productius o amb recursos dispersos. Les pressions selectives imposades per l'abundància i distribució dels recursos tròfics en l'espai i en el temps han estat, potser, el factor que més ha influenciat en l'evolució dels sistemes socials (Vaughan *et al.* 2011). Les interaccions entre les parelles d'individus adults (mascles-femelles) d'ambdós grups es van intensificar durant el cicle reproductor. La major interacció dinàmica (sociabilitat) observada en les parelles dominants coincidint amb determinades fases del cicle reproductor, és concordant amb una major proximitat dels individus durant els períodes d'aparellament i part (estre post-part; Ims 1987, Steinmann *et al.* 2005). D'altra banda, la manca d'interacció durant el període de lactància seria concordant amb l'escassa o nul·la participació del mascle en la cria de la mainada (Ostfeld 1985), un comportament característic de sistemes d'aparellament poligínic-promiscu (Wolff 2007).

Un altre aspecte a destacar respecte als límits dels espais vitals, ha estat que, en general, els individus van modificant-los al llarg del temps, afegint gradualment bocins de terreny en un extrem del seu espai vital i sostraint-los alhora d'un altre, sense abandonar completament l'àrea ocupada habitualment (Lidicker i Stenseth 1992, Moorhouse i Macdonald 2005). Aquest comportament es va posar de manifest amb l'aparició d'un espai vacant i durant el període reproductiu. L'aparició d'un nou espai buit d'igual o de millor qualitat, incentivaria la reorganització, més encara si en aquest espai hi ha un recurs sexual disponible (Moorhouse i Macdonald 2008). Durant el període de gestació, el desplaçament dels límits de l'espai vital i, especialment, de l'àrea principal es relacionaria amb la selecció de la millor àrea de cria i es justificaria per la importància de les boves (*Typha* sp.) com a font nutrícia (Mason i Bryant 1975, Neyland *et al.* 2010, Mate *et al.* 2013), especialment quan els requeriments energètics de les femelles són més elevats (Ostfeld 1985).

La dispersió observada en el mascle subadult M5 del G1 (allunyant-se de la seva àrea natal fins a una distància màxima de gairebé 390 m) ha permès posar de manifest els factors que condicionen la presa de decisions. L'abandó de l'àrea natal pot estar motivat per: (a) la manca d'oportunitats d'aparellament amb femelles no emparentades (evitació de la consanguinitat); (b) la necessitat de trobar espais on les condicions siguin més favorables



per assegurar-ne l'èxit biològic (dispersió voluntària); (c) la pressió dels altres membres del grup (dispersió involuntària) (Brandt 1992, Lidicker i Stenseth 1992). En el riu Montsant, la dispersió del subadult M5 es pot relacionar amb la baixa qualitat de l'hàbitat ocupat i amb la manca de possibilitats d'aparellament. En tot moviment dispersiu es diferencien tres fases: la de l'emigrant (l'individu marxa del lloc d'origen), la del transeünt (l'individu es desplaça al llarg d'indrets desconeguts durant un seguit de dies), i la de l'immigrant (l'individu arriba al nou lloc) (Ims i Yoccoz 1997). En el riu Montsant s'han pogut observar les dues primeres fases, atès a que abans d'esdevenir immigrant, l'animal va morir depredat. Això fa palès que la dispersió és un període d'alt risc, ja que els individus són forçats a travessar entorns desconeguts, amb hàbitats de menor qualitat i més exposats a la depredació. Mentre l'individu va ser transeünt, el desplaçament cap al nou espai es va produir seguint una trajectòria amb passes o escales (*'stepping stone' trajectory*, Fisher *et al.* 2009; o *'move and wait' strategy*, Lambin *et al.* 2012), aturant-se temporalment en petites clapes d'hàbitat de qualitat òptima o subòptima amb prou menjar i recer per a un sol individu. Aquestes escales servien per cercar altres residents (mascles o femelles receptives), per constatar la productivitat de l'hàbitat explorat, i per determinar les possibilitats de colonització (Fisher *et al.* 2009, Tedesco 2010), així com per alimentar-se i disminuir el risc de depredació (Lambin *et al.* 2012).

En la conservació i la recuperació d'espècies amenaçades resulta d'interès el coneixement dels factors que configuren la selecció de l'hàbitat, de l'ocupació de l'espai i de l'ús que se'n fa, de les relacions que s'estableixen entre coespecífics, així com de l'avaluació dels efectes causats per competidors i depredadors (relacions interespecífiques). Aquest coneixement pot permetre orientar millor les accions de protecció, conservació i recuperació (Primack i Ros 2002). Entendre la relació de l'espècie amb l'ambient que l'envolta, comprendre els mecanismes que condicionen la dispersió, i conèixer el seu efecte en la dinàmica de la població, resulta d'interès per predir la resposta de les poblacions davant els canvis ambientals (Bowler i Benton 2005). Per a *Arvicola sapidus*, la selecció de l'hàbitat i les relacions interespecífiques ja han estat prèviament estudiades pels autors en ambients riparis de muntanya mediterrània (Mate *et al.* 2013, Mate *et al.* 2015a,b). L'ocupació i l'ús de l'espai, i les interaccions entre els individus, presentats en aquest treball prospectiu completen el marc de relacions. Els resultats obtinguts en el present estudi, i en els estudis previs, presenten un denominador comú: la importància de la qualitat i l'estructura de l'hàbitat per a afavorir la viabilitat de la rata d'aigua meridional. La dinàmica regional de les poblacions de rata d'aigua presenta característiques de metapoblació (Fedriani *et al.* 2002,



Román 2007, Pita *et al.* 2013). La persistència de les poblacions locals depèn de la seva mida i de les taxes d'extinció i recolonització, molt influenciades per l'aïllament i la qualitat de l'hàbitat (Telfer 2000). La conservació d'hàbitats òptims i la recuperació d'hàbitats subòptims, millora la productivitat dels hàbitats, i, en conseqüència, afavoreix la supervivència i l'èxit reproductiu, i proporciona millor refugi envers els depredadors (qüestió especialment important durant la dispersió). D'altra banda, la recuperació d'hàbitats subòptims i hostils redueix la fragmentació de l'hàbitat, restablint la connectivitat entre clapes. La disminució del grau d'aïllament influeix fortament en la dispersió ja que els costos del moviment (despesa energètica i exposició a depredadors) s'incrementen amb la distància i el temps de desplaçament (Woodroffe 2003, Bowler i Benton 2005).

#### **4.5.5. Agraïments**

Els autors volen agrair a en J. Palet la seva inestimable ajuda en la feina de camp i les tasques de radioseguiment, i a l'A. Segrove la seva generositat en oferir-nos un racó de casa seva per desenvolupar les tasques d'anestèsia, col·locació de collars emissors i recuperació de les rates d'aigua, així com el seu suport en una bona part de la intendència diària. A M. Vilamala, per fer-nos un cop de mà amb les recaptures. A S. Mañas (Servei de Fauna, Generalitat de Catalunya), la supervisió dels protocols veterinaris. A R. Marsol i l'equip del Centre de Fauna de Pont de Suert, les facilitats per a accedir a l'equip anestèsic. A S. Palazón (Servei de Fauna, Generalitat de Catalunya) i a J. Maynou (Centre de Fauna de Torreferrussa), la cessió temporal d'una part de les gàbies per a les captures. A N. Casey (Anatrack Ltd.), la bona predisposició i eficiència en solucionar els problemes i dubtes relacionats amb RANGES 8. A C. Evans, la revisió de la versió anglesa del manuscrit.



#### 4.5.6. Referències

- Araújo M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo I., Calmaestra R. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.
- Barnett A., Dutton J. 1995. *Expedition field techniques: small mammals (excluding bats)*. Expedition Advisory Center, Royal Geographical Society with IBG, London. 131 pp.
- Barrull J., Mate I. 2007. *Fauna Vertebrada del Parc Natural de la Serra de Montsant*. Diputació de Tarragona, Tarragona. 278 pp.
- Benge J.M. 2004. *The ecology of the water vole (Arvicola terrestris L.) in Southern England*. Tesi doctoral. University of Hertfordshire, Hatfield. 260 pp.
- Blundell G.M., Maier J.A.K., Debevec E.M. 2001. Linear home ranges: effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. *Ecological Monographs* 71 (3): 469-489. doi:10.1890/0012-9615(2001)071[0469:LHREOS]2.0.CO;2.
- Boyle S.A., Lourenço W.C., da Silva L.R., Smith A.T. 2009. Home range estimates vary with sample size and methods. *Folia Primatologica*, 80 (1): 33-42. doi: 10.1159/000201092.
- Bowler D.E., Benton T.G. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* 80 (2): 205-225. doi: 10.1017/S1464793104006645.
- Brandt C.A. 1992. Social factors in immigration and emigration. A: Stenseth N.C., Lidicker Jr. W.Z. (eds.), *Animal dispersal. Small mammals as a model*: 96-141. Chapman & Hall, London.
- Breck S.W., Gaynor J.S. 2003. Comparison of isoflurane and sevoflurane for anesthesia in beaver. *Journal of Wildlife Diseases*, 39 (2): 387-392. doi: 10.7589/0090-3558-39.2.387.
- Briner T., Nentwig W., Airoldi J-P. 2005. Habitat quality of wildflower strips for common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105 (1-2): 173-179. doi: 10.1016/j.agee.2004.04.007.
- Dobson F.S. 1982. Competition for mates and predominant juvenile male dispersal in mammals. *Animal Behaviour*, 30 (4): 1183-1192. doi: 10.1016/S0003-3472(82)80209-1.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9 (1): 12-19.
- Fisher D.O. 2000. Effects of vegetation structure, food and shelter on the home range and habitat use of an endangered wallaby. *Journal of Applied Ecology*, 37 (4): 660-671. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00518.x.
- Fisher D.O., Lambin X., Yletyinen S.M. 2009. Experimental translocation of juvenile water voles in a Scottish lowland metapopulation. *Population Ecology*, 51 (2): 289-295. doi: 10.1007/s10144-008-0122-4.
- Fortier G.M., Tamarin R.H. 1998. Movement of meadow voles in response to food and density manipulations: a test of the food-defense and pup-defense hypotheses. *Journal of Mammalogy*, 79 (1): 337-345. doi: 10.2307/1382870.
- García-Díaz P., Arévalo V., Vicente R., Lizana M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (6): 823-831. doi: 10.1007/s10344-013-0736-5.



- Garde J.M. 1992. *Biología de la rata de agua Arvicola sapidus Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España)*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona. 496 pp.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996a. Reproductive cycle of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) from southern Navarra, Spain. *Acta Theriologica*, 41 (4): 353-365.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996b. Estructura poblacional de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 92 (1-4): 189-194.
- Garde J.M., Escala M.C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia Zoologica*, 49 (4): 287-293.
- Gębczyński A.K. 2006. Patterns of ultradian rhythms of activity and metabolic rate in relation to average daily energy expenditure in root voles. *Acta Theriologica*, 51 (4): 345-352. doi: 10.1007/BF03195181.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i Catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona. 241 pp.
- Gurnell J. 1980. The effects of prebaiting live traps on catching woodland rodents. *Acta Theriologica*, 25 (20): 255-264.
- Halle S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica*, 77 (1-2): 15-26. doi: 10.1159/000089693.
- Harestad A.S., Bunnell F.L. 1979. Home range and body weight - a reevaluation. *Ecology*, 60: 389-402. doi: 10.2307/1937667.
- Harris S., Cresswell W.J., Forde P.G., Trehwella W.J., Woollard T., Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data: A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review*, 20 (2-3): 97-123. doi: 10.1111/j.1365-2907.1990.tb00106.x.
- Ims R.A. 1987. Male spacing systems in Microtine rodents. *The American Naturalist*, 130 (4): 475-484.
- Ims R.A., Yoccoz N.G. 1997. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration and colonization. A: Hanski I.A., Gilpin M.E. (eds.), *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*: 247-266. Academic Press, San Diego.
- Jacobs J. 1974. Quantitative measurements of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, 14 (4): 413-417. doi: 10.1007/BF00384581.
- Kenward R.E. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, Dorset. 311 pp.
- Kenward R.E., Marcström V., Karlbom M. 1993. Post-nestling behaviour in goshawks, *Accipiter gentilis*: II. Sex differences in sociality and nests-switching. *Animal Behaviour*, 46 (2): 371-378. doi: 10.1006/anbe.1993.1199.
- Kenward R., Walls S., South A., Casey N. 2008. *Ranges 8: for the analysis of tracking and location data*. Anatrack Ltd., Wareham. 95 pp.
- Kirk J., Smith G.C., Agnew G., 2000. Trial radio-tracking of feathertail gliders *Acrobates pygmaeus*. *Australian Mammalogy*, 22 (2): 129-131. doi: 10.1071/AM00129.
- Knight C.M., Kenward R.E., Gozlan R.E., Hodder K.H., Walls S.S., Lucas M.C. 2009. Home-range estimation within complex restricted environments: importance of method selection in detecting seasonal change. *Wildlife Research*, 36 (3): 213-224. doi: 10.1071/WR08032.



- Korpimäki E., Koivunen V., Hakkarainen H. 1996. Do radio-collars increase the predation risk of small rodents? *Ethology, Ecology and Evolution*, 8 (4): 337-386. doi: 10.1080/08927014.1996.9522910.
- Krebs C.J., Lambin X., Wolff J.O. 2007. Social behavior and self-regulation in Murid rodents. A: Wolff J.O., Sherman P.W. (eds.), *Rodent societies: An ecological & evolutionary perspective*: 173-181. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Lambin X., Krebs C.J., Scott B. 1992. Spacing system of the tundra vole (*Microtus oeconomus*) during the breeding season in Canada's western Arctic. *Canadian Journal of Zoology*, 70 (10): 2068-2072. doi: 10.1139/z92-278.
- Lambin X., Le Bouille D., Oliver M.K., Sutherland C., Tedesco E., Douglas A. 2012. High connectivity despite high fragmentation: iterated dispersal in a vertebrate metapopulation. A: Clobert J., Baguette M., Benton T.G., Bullock J.M. (eds.), *Dispersal ecology and evolution*: 405-412. Oxford University Press, Oxford.
- Laredo F., Gómez-Villamandos R., Redondo J.I., Cruz J.I., Burzaco O. 2001. Anestesia inhalatoria: bases, drogas y equipamiento. *Consulta de Difusión Veterinaria*, 9 (77): 69-83.
- Le Louarn H., Saint-Girons M.-C. 1977. *Les rongeurs de France. Faunistique et Biologie*. Annales de Zoologie-Écologie Animale. Institut National de la Recherche Agronomique (I.N.R.A.), Paris. 164 pp.
- Leuze C.C.K. 1976. *Social behaviour and dispersion of the water vole, Arvicola terrestris, Lacépède*. Tesi doctoral, University of Aberdeen, Aberdeen. 243 pp.
- Lidicker Jr. W.Z., Stenseth N.C. 1992. To disperse or not to disperse: who does it and why? A: Stenseth N.C., Lidicker Jr. W.Z. (eds), *Animal dispersal. Small mammals as a model*: 21-36. Chapman & Hall, London.
- Lindstedt S.L., Miller B.J., Buskirk S.W. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*, 67 (2): 413-418. doi: 10.2307/1938584.
- Lumsden L.F., Bennett A.F., Silins J.E. 2002. Selection of roost sites by the lesser long-eared bat (*Nyctophilus geoffroyi*) and Gould's wattled bat (*Chalinolobus gouldii*) in south-eastern Australia. *Journal of Zoology, London*, 257 (2): 207-218. doi: 10.1017/S095283690200081X.
- Macdonald D.W., Ball F.G., Hough N.G. 1980. The evaluation of home range size and configuration using radio tracking data. A: Amlaner Jr. C.J., Macdonald D.W. (eds.), *A handbook on biotelemetry and radio tracking*: 21-36. Pergamon Press, Oxford.
- Mason C.F., Bryant R.J. 1975. Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. *Journal of Ecology*, 63 (1): 71-95. doi: 10.2307/2258843.
- Mate I., Barrull J. 2008. *La rata d'aigua, Arvicola sapidus, al Parc Natural de la Serra de Montsant. I. Distribució i estima poblacional*. Parc Natural de la Serra de Montsant, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 62 pp.
- Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015a. The role of the southern water vole *Arvicola sapidus* in the diet of predators: a review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40. doi: 10.1111/mam.12030.
- Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015b. Activity timing of southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller, 1908) in summer. (en revisió).
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean



- mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Melero Y., Plaza M., Santulli G., Saavedra D., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J, Palazón S. 2012. Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodiversity & Conservation*, 21 (7): 1975-1809. doi: 10.1007/s10531-012-0277-3.
- Millsbaugh J.J., Gitzen R.A., Kernohan B.J., Larson M.A., Clay C.L. 2004. Comparability of three analytical techniques to assess joint space use. *Wildlife Society Bulletin*, 32 (1): 148-157. doi:10.2193/0091-7648(2004)32[148:COTATT]2.0.CO;2.
- Mohr C.O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*, 37 (1): 223-249. doi: 10.2307/2421652.
- Moorhouse T.P., Macdonald D.W. 2005. Temporal patterns of range use in water voles: Do females' territories drift? *Journal of Mammalogy*, 86 (4): 655-661. doi:10.1644/1545-1542(2005)086[0655:TPORUI]2.0.CO;2.
- Moorhouse T.P., Macdonald D.W. 2008. What limits male range sizes at different population densities? Evidence from three populations of water voles. *Journal of Zoology*, 274 (4): 395-402. doi: 10.1111/j.1469-7998.2007.00399.x.
- Myllymäki A. 1977. Interactions between the field vole *Microtus agrestis* and its Microtine competitors in Central-Scandinavian populations. *Oikos*, 29 (3): 570-580. doi: 10.2307/3543595.
- Neyland P., Guest D., Hipkin C., Forman D. 2010. Monitoring wetland mammals: An ecological case study. A: Hurford C., Schneider M., Cowx I. (eds.), *Conservation monitoring in freshwater habitats: a practical guide and case studies*: 291-305. Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht-Heidelberg-London-New York. doi: 10.1007/978-1-4020-9278-7\_26.
- Olfert E.D., Cross B.M., McWilliam A.A. (eds.). 1993. *Guide to the care and use of experimental animals* (Vol. 1, No. 2). Canadian Council on Animal Care, Ottawa. 298 pp.
- Orta J., Ruiz-Olmo J. 1987. *Estudi sobre l'embassament de Margalef al riu Montsant. I. Estudi de l'impacte sobre els sistemes naturals*. Servei de Protecció e la Natura - Direcció General de Política Forestal - Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya, Barcelona. 55 pp.
- Ostfeld R.S. 1985. Limiting resources and territoriality in Microtine rodents. *The American Naturalist* 126 (1): 1-15.
- Ostfeld R.S. 1990. The ecology of territoriality in small mammals. *Trends in Ecology and Evolution*, 5 (12): 411-415. doi: 10.1016/0169-5347(90)90026-A.
- Owen-Smith N. 2003. Foraging behaviour, habitat suitability, and translocation success, with special reference to large mammalian herbivores. A: Festa-Bianchet M., Apollonio M. (eds.), *Animal Behaviour and Wildlife Conservation*: 93-109. Island Press, Washington.
- Parker W.T., Muller L.I., Gerhardt R.R., O'Rourke D.P., Ramsay E.C. 2008. Field use of isoflurane for safe squirrel and woodrat anesthesia. *Journal of Wildlife Management*, 72 (5): 1262-1266. doi: 10.2193/2007-141.
- Pascual R. 2007. *Flora de la Serra de Montsant. Vol 1*. Rafael Dalmau editor, Barcelona. 671 pp.
- Pattishall A., Cundall D. 2008. Spatial biology of northern watersnakes (*Nerodia sipedon*) living along an urban stream. *Copeia*, 2008 (4): 752-762. doi: 10.1643/CH-07-228.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola*





- sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 651–662. doi: 10.1007/s10344-009-0360-6.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2011. Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37 (2): 124–132. doi: 10.1016/j.actao.2011.01.006.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2013. Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: the case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PLoS ONE*, 8 (7): e69976. doi: 10.1371/journal.pone.0069976.
- Primack R.B., Ros J. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel, Barcelona. 375 pp.
- Prout D.M., King C.M. 2006. The effect of handling under anaesthetic on the recapture rate of wild ship rats (*Rattus rattus*). *Animal Welfare*, 15 (1): 63-66.
- Rigaux P., Charruau P. 2009. Éléments pour l'étude du campagnol amphibie (*Arvicola sapidus*) et des facteurs de sa répartition. Exemple du bassin versant de la Sioule (Allier, Puy-de-Dôme, Creuse). *Arvicola*, 19 (1): 21-25.
- Román J. 2003. Guía de indicios de los mamíferos. Rata de agua *Arvicola sapidus* Miller 1908. *Galemys*, 15 (2): 55-59.
- Román J. 2007. *Historia natural de la rata de agua Arvicola sapidus en Doñana*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 194 pp.
- Rushton S.P., Barreto G.W., Cormack R.M., Macdonald D.W., Fuller R. 2000. Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. *Journal of Applied Ecology*, 37 (3): 475–490. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00504.x.
- Ryder S.R. 1962. *Water voles*. Animals of Britain series, No. 4. The Sunday Times, London. 24 pp.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220-221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Schoener T.W. 1981. An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology*, 20 (3): 281-325. doi: 10.1016/0040-5809(81)90049-6.
- Schooley R.L., Branch L.C. 2006. Space use by round-tailed muskrats in isolated wetlands. *Journal of Mammalogy*, 87 (3): 495-500. doi: 10.1644/05-MAMM-A-249R1.1.
- Seaman D.E., Powell R.A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77 (7): 2075-2085. doi: 10.2307/2265701.
- Seaman D.E., Millspaugh J.J., Kernohan B.J., Brundige G.C., Raedeke K.J., Gitzen R.A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, 63 (2): 739-747. doi: 10.2307/3802664.
- Shahrul A.M.S. 1998. *Spacing pattern and matting system in water voles (Arvicola terrestris) in north-east Scotland*. Tesis doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 199 pp.
- Sikes R.S., Gannon W.L., The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy*, 92 (1): 235-253. doi: 10.1644/10-MAMM-F-355.1.
- Steinmann A.R. Priotto J.W., Castillo E.A., Polop J.J. 2005. Size and overlap of home



- range in *Calomys musculus* (Muridae: Sigmodontinae). *Acta Theriologica*, 50 (2): 197-206. doi: 10.1007/BF03194483.
- Strachan R. 1997. *Water voles*. Whittet Books Ltd., London. 96 pp.
- Strachan R., Jefferies D.J. 1993. *The water vole Arvicola terrestris in Britain 1989-1990: its distribution and changing status*. The Vincent Wildlife Trust, London. 136 pp.
- Sutherland W.J. 1998. The importance of behavioural studies in conservation biology. *Animal Behaviour*, 76 (4): 801-809. doi: 10.1006/anbe.1998.0896.
- Swihart R.K., Slade N.A. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology*, 66 (4): 1176-1184. doi: 10.2307/1939170.
- Tedesco E. 2010. *Dispersal in highly fragmented water vole populations*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 178 pp.
- Telfer S.E. 2000. *Dispersal and metapopulation dynamics in water vole populations*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 161 pp.
- Telfer S., Holt A., Donaldson R., Lambin X. 2001. Metapopulation processes and persistence in remnant water vole populations. *Oikos*, 95 (1): 31-42. doi: 10.1034/j.1600-0706.2001.950104.x.
- Tufto J., Andersen R., Linnell J. 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 65 (6): 715-724. doi: 10.2307/5670.
- Turchin P., Batzli G.O. 2001. Availability of food and the population dynamics of arvicoline rodents. *Ecology*, 82 (6): 1521-1534. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1521:AOFATP]2.0.CO;2.
- Vaughan T.A., Ryan J.M., Czaplewski N.J. 2011. *Mammalogy*. Fifth edition. Jones and Bartlett Publishers, Sudbury. 750 pp.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ventura J., Gosálbez J. 1987. Reproductive biology of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro delta (Spain). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 52 (6): 364-371.
- Ventura J., Gosálbez J. 1992. Datos sobre la estructura poblacional de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia: Arvicolidae) del Delta del Ebro. *Butlletí de la Institució Catalana Història Natural*, 60: 133-137.
- Ventura, J., Gosálbez, J., López-Fuster, M.J. 1989. Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zoologischer Anzeiger*, 223 (5/6): 283-290.
- White G.C., Garrott R.A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, London. 383 pp.
- Wilson D.E., Cole F.R., Nichols J.D., Rudran R., Foster M.S. (eds.). 1996. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington - London. 440 pp.
- Wolff J.O. 2007. Social biology of rodents. *Integrative Zoology*, 2 (4): 193-204 doi: 10.1111/j.1749-4877.2007.00062.x.
- Woodroffe R. 2003. Dispersal and conservation: a behavioural perspective on metapopulation persistence. A: Festa-Bianchet M., Apollonio M. (eds.), *Animal behaviour and wildlife conservation*: 33-48. Island Press, Washington.
- Worton B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70 (1): 164-168. doi: 10.2307/1938423.



*“Le dijo el Nini:*

*– Ya no deberías cazar.*

*– ¿Y eso?*

*– Destruyendo las camadas terminarás con las ratas.*

*El muchacho empinó la pincha de hierro y la sostuvo unos segundos en equilibrio sobre el dedo índice sin sujetarla.*

*Después retiró repentinamente la mano y la atrapó en el aire como quien atrapa una mosca. Se echó a reír:*

*– Y aunque así fuera, chaval – dijo –, ¿quién va a llorarlas?”*

**Las ratas. Miguel Delibes (1962)**

**Cap. 13**





## 5. Discussió general

La distribució de les espècies en el medi s'explica per les interaccions entre l'estructura espacial del paisatge, els processos ecològics, i els processos etològics derivats de decisions individuals: selecció de l'hàbitat, establiment de l'espai vital, comportament alimentari, relacions amb els coespecífics (conducta social), resposta davant de competidors i depredadors, fluctuacions, i història vital, entre d'altres (Rushton *et al.* 2000). La selecció dels indrets més propicis per ser ocupats ha estat tradicionalment relacionada amb l'alimentació, l'èxit reproductiu i la seguretat (disminució del risc de mortalitat). L'establiment de l'espai vital s'ha relacionat amb els requeriments espacials dels individus per satisfer les seves necessitats (aconseguir recursos), el grau de sociabilitat amb els coespecífics i l'equilibri cost/benefici per a mantenir-lo. La conducta social (incloent territorialitat, aparellament, inhibició de la reproducció, cura de la mainada, infanticidi, dispersió) és una altra component important en la dinàmica de poblacions, donat l'efecte que té sobre la variació en les taxes de natalitat i mortalitat, la limitació de la mida de la població reproductora i el control sobre el període de maduració sexual, i sobre la capacitat per respondre a la creació, la pèrdua o la fragmentació d'hàbitats (d'especial importància en les espècies que mostren estructures de metapoblació). La competència interespecífica té també un paper també important en l'estructuració de les comunitats animals: els individus d'una espècie poden patir una reducció de la fecunditat, la supervivència o el creixement com a resultat de l'explotació dels recursos o de la interferència per part dels individus d'una altra espècie. La pressió depredadora sobre les espècies-presa pot condicionar igualment llur desenvolupament. En aquest context, l'interès se centra en la identificació dels principals depredadors i en l'establiment de la importància quantitativa de l'espècie-presa en la dieta. En la conservació i la recuperació d'espècies amenaçades, el coneixement en tots aquests àmbits permet una més acurada planificació adreçada a afavorir-ne l'eficàcia biològica.

Els resultats obtinguts al riu Montsant suggereixen que, en aquest ambient, els condicionants en la selecció d'hàbitat per la rata d'aigua meridional es relacionen amb la vegetació de ribera (cobertura vegetal), les característiques de la riba (resistència a la penetrabilitat i pendent) i les característiques del curs d'aigua (amplada i fondària). Els indrets més propicis per a ser ocupats per l'espècie presenten: una alta cobertura d'herbàcies (principalment helòfits) i una cobertura d'arbres i arbustos de mitjana a baixa; ribes gens costerudes i de substrat tou; i presència d'aigua (amb cabal lent o, fins i tot,



estanyat), amb amplades i fondàries del curs de mitjanes a altes. De forma genèrica, aquests resultats són coherents amb les assumpcions perceptives de la majoria dels autors (Graells 1897, Cabrera 1914, Saint-Girons 1973, Gosàlbez 1987, Garde i Escala 1993, Saucy 1999, Ventura 2007).

La cobertura herbàcia i, en particular, la cobertura d'espècies nutrícies, s'ha relacionat amb l'alimentació, l'èxit reproductiu i la seguretat (refugi envers depredadors). La component nutrícia de la vegetació herbàcia s'ha mostrat com a element important a l'hora d'afavorir la presència del rosegador: principalment, els trams amb major cobertura de canyís (*Phragmites australis*) i boves (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*) van ser més propensos a ser ocupats. El canyís i les boves constitueixen una font d'aliment d'importància en la dieta, ja que són les espècies trobades majoritàriament en els menjadors, i és un fet que ja ha estat constatat per d'altres autors (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Neyland *et al.* 2010). L'estenofàgia d'aquesta espècie (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Román 2007) fa que el creixement i la reproducció es trobin condicionats per l'existència d'una vegetació herbàcia en creixement actiu. Per altre part, l'estacionalitat en la disponibilitat de l'aliment, deguda a l'eixut estival característic de les àrees mediterrànies, és considerada com un factor clau que influeix en la dinàmica demogràfica i en els patrons reproductius de l'espècie (Pita *et al.* 2010). Pel que fa a la protecció, la supervivència d'aquests petits mamífers està molt condicionada per la capacitat d'esquivar els depredadors, i això s'aconsegueix, bàsicament, evitant ser detectat (refugi), i, en cas contrari, minimitzant les conseqüències de ser detectat (fugida) (King 1985). La disponibilitat de refugi és un dels principals elements configuradors de l'hàbitat de la rata d'aigua meridional (Román 2007). La presència d'un abundant cobriment de vegetació herbàcia proporciona un amagatall adequat, i facilita la creació i manteniment d'una extensa xarxa de carreranyes que permet la fugida (Fedriani *et al.* 2002, Román 2003). En aquest sentit, els treballs de Barreto *et al.* (1998) i Carter i Bright (2003) emfasitzen la importància d'una bona cobertura de vegetació submergida i emergent actuant a manera de refugi, com el factor que permet la coexistència d'*Arvicola amphibius* amb el visó americà (*Neovison vison*), i d'altres depredadors.

Les característiques de la riba s'han relacionat amb la reproducció, la seguretat, i, de forma indirecta, amb l'alimentació. Els trams de riu amb ribes de poc pendent i de baixa resistència a la penetrabilitat han mostrat un grau més alt d'ocupació, no detectant-se la presència de rata d'aigua meridional en trams amb ribes dures i de talussos costeruts. Aquest fet estaria en concordança amb els hàbits excavadors de l'arvicolí, exhibint aquest



una certa preferència per substrats fàcilment excavables per a la construcció dels caus, que ajuden a la termorregulació i ofereixen refugi on amagar-se i passar desapercebut (Gromov i Polyakov 1992). El pendent i l'encaixonament del riu, s'han relacionat amb l'efecte de les avingudes estacionals, freqüents en àmbits riparis mediterranis. Les avingudes sobtades poden a ser fatals per als arvicolins, afectant-ne la supervivència (Gromov i Polyakov 1992): molts individus moren ofegats o per hipotèrmia, i la manca d'aliment i de refugi, els obliga a efectuar més desplaçaments sota condicions d'inseguretat. En els trams de riu poc encaixonats i amb ribes planes aquest efecte s'atenua, atès a que la làmina d'aigua es redistribueix en la plana al·luvial, i, en conseqüència, es dissipa molta de l'energia duta pel corrent (Sedell *et al.* 1990, Capreolus Wildlife Consultancy 2005). Finalment, cal esmentar la relació indirecta de les característiques de la riba amb l'alimentació, ja que les ribes amb materials tous afavoreixen l'assentament de la vegetació herbàcia. De forma quantitativa, aquest fet s'ha posat també de manifest en les correlacions entre les variables que conformen els dos factors explicatius.

Les característiques del curs d'aigua s'han relacionat amb la mobilitat, la seguretat i l'alimentació. Al riu Montsant, la rata d'aigua meridional, no s'ha trobat en trams sense aigua a l'abast. *Arvicola sapidus* és considerada una espècie estrictament dependent de l'aigua (Gosàlbez 1987, Garde 1992, Saucy 1999, Ventura 2007), malgrat que alguns autors també mencionen la seva presència en rius secs, llacunes o aiguamolls, lluny dels corrents permanents d'aigua (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007, Pita *et al.* 2010). La rata d'aigua ha ocupat majoritàriament indrets amb amplades i fondàries de mitjanes a grans (en relació a la magnitud d'aquest riu). L'aigua representa un suport important per als desplaçaments i per a la fugida dels atacs dels depredadors, nedant i capbussant-se. Això vindria facilitat pels trams de riu amb fondàries de mitjanes a grans, donat que en les aigües somes no li seria possible escapar capbussant-se (Woodall 1993, *A. amphibius*). L'amplada del curs d'aigua influeix en els nivells de radiació solar que arriben al sotabosc, proporcionant un trencament del cobricel del bosc de ribera per damunt del riu (Gregory *et al.* 1991, Waters *et al.* 2001). Així, com més ample sigui el corrent d'aigua, major serà el forat en el cobricel, més grans les zones adjacents a la riba on la radiació solar pot incidir en el sotabosc, i, en conseqüència, més favorable serà el desenvolupament de la vegetació, especialment herbàcia (que s'ha relacionat amb l'alimentació i amb la fugida en els atacs de depredadors). Pel que fa a la velocitat de l'aigua circulant, les dades obtingudes en aquest estudi durant el període considerat, no permeten avaluar la seva importància i efecte: en la majoria dels trams prospectats, la velocitat observada ha sigut lenta o molt lenta.



Els resultats proporcionats per l'anàlisi factorial i l'arbre de relacions, han posat de manifest que la presència o absència de la rata d'aigua en un indret determinat no pot explicar-se per una sola característica de l'hàbitat, sinó que és deguda a una combinació de condicionants ambientals interrelacionats. Les combinacions d'aquests condicionants ens han permès caracteritzar escenaris diversos: escenari òptim (preferent per a l'establiment de l'arvicolí), amb curs d'aigua, riba i vegetació en condicions bones o molt bones; escenari subòptim (acceptable per a l'establiment de l'arvicolí), amb combinació de característiques en condicions bones o molt bones i acceptables; i escenari hostil (no acceptable per a l'establiment de l'arvicolí) amb una o més característiques en condició inacceptable. L'ocupació de bona part dels subtrams amb condició òptima d'hàbitat i d'una part dels subtrams amb condició sub-òptima, suggereix la possible existència d'una dinàmica poblacional tipus font-embornal (*source-sink-like dynamic*), com l'esmentada per Bonesi *et al.* (2002) per a *Arvicola amphibius*: les zones amb condicions òptimes podrien actuar com a "fonts", derivant individus cap a zones menys òptimes quan la densitat fos més alta. En el riu Montsant, es desconeixen les causes concretes per les quals alguns subtrams amb condicions adequades d'hàbitat no es troben ocupats, si bé la pressió depredadora i/o la manca d'efectius (densitat) es perfilen com les explicacions més probables de la no recolonització. L'efecte aïllament (manca de connectivitat amb d'altres llocs ocupats per l'espècie), descrit per Lawton *et al.* (1991) i Bonesi *et al.* (2002), s'ha descartat atesa l'ocupació dels subtrams adjacents. Pel que fa als escenaris hostils, la presència ocasional de rastres s'ha relacionat amb l'efecte corredor d'aquests subtrams en enllaçar subtrams òptims o subòptims ocupats, que serien utilitzats pels animals durant els moviments habituals o dispersius.

Els resultats obtinguts en l'estudi sobre depredació han posat de manifest que la rata d'aigua meridional és present en la dieta d'un nombre elevat de depredadors. La mida que assoleix la rata d'aigua en els diferents estadis de desenvolupament juvenil (similar a la dels adults dels ratolins, talpons i musaranyes) i adult (similar a la dels juvenils dels lagomorfs) (Strachan i Moorhouse 2006), fa que el rang de depredadors amb capacitat per capturar-la sigui ampli (Román 2007). A més, els hàbits aquàtics de la rata d'aigua la posen a l'abast dels consumidors habituals de peixos i d'invertebrats, els quals poden capturar-la incidentalment.

Amb la cautela necessària en la interpretació dels resultats (degut a les limitacions dels treballs de revisió), l'efecte potencial de la pressió depredadora s'ha relacionat amb la intensitat en el consum de l'arvicolí i amb el nivell d'especialització del depredador. En





aplicació ponderada d'aquest doble criteri, *Ardea cinerea* i *Lutra lutra* són els depredadors en els que s'ha observat un major efecte potencial sobre les poblacions de l'arvicolí. *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Aquila fasciata* i *Hieraaetus pennatus* són els depredadors en els que s'ha observat un efecte potencial moderat.

La llúdriga *Lutra lutra*, s'alimenta, quasi exclusivament, de preses aquàtiques i semiaquàtiques, i en els sistemes riparis mediterranis depreda principalment sobre peixos, i també sobre amfibis, rèptils i crancs de riu, presentant un cert grau d'estenofàgia (Ruiz-Olmo i Palazón 1997). Aquesta preferència s'ha evidenciat en la pertinença al grup amb aquests hàbits alimentaris, on ha mostrat una diversitat tròfica intermèdia. Les característiques intrínseques dels rius mediterranis (amb grans fluctuacions estacionals en els nivells d'aigua, que fan minvar la disponibilitat de preses aquàtiques), i la reticència de la llúdriga a abandonar el territori en condicions adverses poden comportar, per deplecció, la substitució temporal de la presa bàsica (peixos) per d'altres recursos alimentaris que es troben al seu abast (Ruiz-Olmo i Jiménez 2008). Els resultats obtinguts han posat de manifest una alta variabilitat intraespecífica en el consum de l'arvicolí amb la substitució de la presa preferent en algunes de les localitats. El visó americà (*Neovison vison*) s'alimenta preferentment de preses aquàtiques i semiaquàtiques (peixos, ocells i invertebrats), tot i que mostra una gran capacitat d'adaptació en el seu espectre alimentari en funció del tipus d'hàbitat, la disponibilitat de les preses, i la presència d'espècies competidores, i això fa que sigui capaç de depredar, de manera important, preses terrestres (Bonesi *et al.* 2004). Aquesta capacitat adaptativa s'ha posat de manifest amb la pertinença a dos grups tròfics. Per altre part, els resultats obtinguts han mostrat la compensació del consum de biomassa entre les preses preferents, i un major consum de l'arvicolí quan el consum de preses preferents s'ha reduït. Tot i que els resultats observats indiquen un efecte moderat d'aquesta espècie sobre la rata d'aigua meridional, aquest efecte pot ser més important si el recurs tròfic preferent és limitat. La simpatria amb un competidor superior com la llúdriga, amb qui solapa una bona part de la dieta (peixos i crancs de riu), pot incrementar la pressió depredadora del visó americà sobre els ocells aquàtics i els micromamífers riparis (Melero *et al.* 2012). D'altra banda, la capacitat de capturar les rates d'aigua tant dins com fora de l'aigua i també dins dels caus, fa que les adaptacions antidepredadors d'aquests arvicolins esdevinguin ineficaces contra el mustèlid (Macdonald i Harrington 2003). El seu impacte negatiu s'ha posat de manifest en les poblacions d'*A. amphibius* a Gran Bretanya i



a Bielorússia (Macdonald *et al.* 2002, Macdonald i Harrington 2003) i s'està començant a avaluar també sobre les poblacions d'*A. sapidus* (Melero *et al.* 2012, García-Díaz *et al.* 2013). La geneta (*Genetta genetta*), la guineu (*Vulpes vulpes*) i la fagina (*Martes foina*) s'alimenten preferentment de micromamífers terrestres, lagomorfs, aus, matèria vegetal, i carronya/restes d'escombraries. La variabilitat en la dieta és el reflex de la disponibilitat d'aliment i de la diversitat de preses, i varia entre localitats i estacions de l'any (Jennings i Veron 2009, Larivière i Jennings 2009, Sillero-Zubiri 2009). La condició generalista i el caràcter de depredadors oportunistes, s'expliquen, en part, per la gran capacitat d'adaptació tròfica i pel nivell de competència interespecífica amb d'altres depredadors simpàtrics (Padial *et al.* 2002, Barrientos i Virgós 2006, Barrull *et al.* 2014). L'alta diversitat tròfica observada en aquestes espècies podria afavorir el relaxament de la pressió depredadora sobre *A. sapidus* quan aquesta es trobi en baixes densitats, sempre que hi hagi disponibilitat d'altres preses alternatives que requereixin un menor esforç de captura. La substitució parcial de la presa preferent per rata d'aigua explica en bona mesura la variabilitat intraespecífica (entre localitats) en el consum de l'arvicolí. El gat fer, *Felis silvestris*, s'alimenta preferentment de lagomorfs, micromamífers i aus. La classificació del gat fer en dos grups tròfics i l'alta variabilitat intraespecífica en el consum de lagomorfs i de micromamífers ha mostrat la seva capacitat adaptativa. La majoria dels estudis suggereixen que *F. silvestris* és un especialista tròfic en el consum de micromamífers terrestres, i que hi mostra una marcada preferència, independentment de la disponibilitat o de la vulnerabilitat de la presa (Piñeiro i Barja 2011). D'altres treballs, però, mostren que el consum de micromamífers es redueix en zones on el conill *Oryctolagus cuniculus* (presa òptima en termes energètics) és present, i que la diversitat de la dieta presenta importants variacions estacionals, suggerint una especialització facultativa segons la disponibilitat de les preses (Moleón i Gil-Sánchez 2003, Malo *et al.* 2004). Els elevats consums de rata d'aigua, s'han observat en localitats situades per damunt dels 1.500 m d'altitud, on els lagomorfs són escassos o absents (Palomo i Gisbert 2002). El felí pot esdevenir un especialista en la captura de rates d'aigua, si ocupa territoris prop dels cursos d'aigua i l'arvicolí hi és present i és abundant (p.ex. Moleón i Gil-Sánchez 2003).

El bernat pescaire, *Ardea cinerea*, depreda sobre preses aquàtiques i semiaquàtiques, principalment peixos, encara que la dieta pot variar en funció de l'hàbitat, la disponibilitat de preses, i l'estacionalitat, tot i incloent sovint una fracció important de preses terrestres (Martínez-Vilalta i Motis 1992, Jakubas i Mioduszevska 2005). Aquesta preferència tròfica, que s'ha posat de manifest amb la pertinença al grup amb aquests hàbits alimentaris,



s'explica perquè el berrat pescaire limita la cerca d'aliment a les aigües poc pregones (somes) i a la riba de les masses d'aigua (Martínez-Vilalta i Motis 1992). L'efecte potencial d'aquest depredador es justifica per l'ocupació de l'hàbitat freqüentat per la rata d'aigua meridional, la fidelitat als llocs d'alimentació (Martínez-Vilalta i Motis 1992), i el consum observat de l'arvicolí (presa constant en la dieta a les localitats estudiades) (Forman 2005). La cigonya blanca, *Ciconia ciconia*, depreda majoritàriament sobre invertebrats, micromamífers, amfibis, rèptils, aus i peixos (Elliott 1992). És una espècie oportunista que acostuma a caçar, generalment, en terrenys amb aigües somes o en prats secs. Els resultats obtinguts en l'estudi han mostrat que la cigonya depreda principalment sobre invertebrats i micromamífers, i també sobre aus i rèptils. Aquest resultat és concordant amb els obtinguts en altres indrets d'Europa, on, en general, els invertebrats (principalment insectes) constitueixen el percentatge més elevat de la dieta en termes quantitius, mentre que els micromamífers conformen sovint el percentatge més elevat en termes de biomassa ingerida (Antczak *et al.* 2002, Tsachalidis i Goutner 2002). El fet d'emprar sovint els hàbitats freqüentats per la rata d'aigua meridional com a terreny de cacera, fa que la captura de l'arvicolí com a presa constant en la dieta pugui tenir un impacte rellevant, especialment en àrees on el cicònid ha esdevingut sedentari i molt abundant.

L'àliga cuabarrada, *Aquila fasciata*, i l'àliga calçada, *Hieraaetus pennatus*, són dos rapinyaires que s'alimenten bàsicament de lagomorfs i d'aus, i que tenen els micromamífers i els rèptils com a presa constant en la dieta. El seu impacte sobre els micromamífers s'ha relacionat amb la davallada de les poblacions de conill i la impossibilitat de substitució d'aquest per d'altres preses alternatives, en particular aus (Veiga 1986, Moleón *et al.* 2009). A les localitats estudiades, la compensació entre lagomorfs i aus s'ha pogut evidenciar per a *Aquila fasciata* (un únic estudi no ha permès, però, mostrar si succeeix el mateix per a *Hieraaetus pennatus*). Aquests rapinyaires capturen mamífers de pesos que corresponen a la mida de catxaps i conills joves. En conseqüència, en absència de preses preferents, la rata d'aigua, amb un pes dins del rang de captures d'aquests rapinyaires, podria esdevenir una presa alternativa.

Pel que fa a la resta de depredadors, la rata d'aigua meridional constitueix una presa suplementària o ocasional en la dieta, a les localitats estudiades. La majoria d'aquestes espècies han presentat uns índexs de diversitat tròfica mitjans o alts, i han focalitzat la seva preferència cap a altres tipus de presa. Això podria ser conseqüència de: a) limitacions en les quantitats d'ingesta dels depredadors de mida petita (p.ex. *Natrix maura*, *Vipera latastei*, *Athene noctua*) o de les majors necessitats energètiques en les espècies de mida gran (p.ex.



*Aquila adalberti*, *Canis lupus*), b) el seu comportament específic de recerca d'aliment i/o la tipologia preferent de les àrees de cacera (p.ex. *Meles meles*, *Herpestes ichneumon*, *Accipiter gentilis*, *Buteo buteo*, *Milvus* spp.), c) les baixes densitats inherents a les poblacions de rata d'aigua (p.ex., rapinyaires nocturns consumidors de micromamífers com a preses bàsiques o constants: *Strix aluco*, *Asio flammeus*, *Asio otus*, *Tyto alba*, *Bubo bubo*), d) l'abundància d'altres preses preferents i/o alternatives en l'hàbitat de la rata d'aigua (p.ex. *Mustela putorius*, *Circus aeruginosus*), o e) la baixa freqüentació dels hàbitats ocupats per la rata d'aigua (p.ex. *Martes martes*) (Thiollay 1994, Marks *et al.* 1999, Arnold 2002, Jennings i Veron 2009, Larivière i Jennings 2009, Sillero-Zubiri 2009, Sunquist i Sunquist 2009, Mikkola 2011). Per als rapinyaires nocturns amb un gran nombre de treballs disponibles, com ara *Bubo bubo* i *Tyto alba*, la variabilitat intraespecífica en el consum de l'arvicolí s'ha relacionat amb la substitució puntual de les preses preferents (lagomorfs i rosegadors) per ocells i rata d'aigua, en algunes localitats. L'absència de rata d'aigua meridional en la dieta d'altres potencials depredadors no inclosos en les anàlisis, s'explicaria per raons diverses, com ara la mida del depredador, les preferències alimentàries més especialitzades, l'ocupació d'hàbitats no coincidents amb els de la rata d'aigua, l'escassa informació disponible sobre l'alimentació en l'àrea d'estudi, o per combinació de les anteriors.

En l'estudi pilot realitzat amb parany fotogràfic, s'ha comprovat que la rata d'aigua meridional es comporta com una espècie catemeral amb un patró d'activitat polifàsic. El contrast entre zones compartides i no compartides ha posat de manifest que l'activitat de l'arvicolí no es veu afectada significativament per la presència de la rata negra, única espècie susceptible, *a priori*, d'establir relacions de competència amb l'arvicolí al riu Montsant. No s'han observat desplaçament en l'horari o variacions en el patró d'activitat. La presència de la rata d'aigua meridional tampoc ha promogut el desplaçament l'activitat de la rata negra (majoritàriament nocturna), ni la modificació del seu patró d'activitat. La coexistència entre espècies simpàtriques s'explica, en general, per una separació del nínxol en l'espai, en el temps, o en l'ús dels diferents recursos (Amarasekare 2003).

La no significació de la interacció en l'ús de l'espai de rata d'aigua i rata negra s'explicaria per l'estratificació en l'ocupació (Foster 2010), la separació parcial dels espais vitals (Grant 1972), o la baixa densitat poblacional d'ambdues espècies (Lobos *et al.* 2005). La preferència d'*A. sapidus* per zones d'helòfits o herbassars megafòrbics, amb una presència arbustiu-arbòria reduïda (Mate *et al.* 2013), i la de *R. rattus* per zones arbustives i arbòries (Faus i Vericad 1981, Cox *et al.* 2000) podria relacionar-se amb les seves diferències



morfològiques (Yabe *et al.* 1998). Quan ambdues espècies conviuen en simpatria, la capacitat grimpadora permetria a *R. rattus* utilitzar l'estrat més elevat. Per contra, les capacitats excavadora i nedadora, afavoreixen que *A. sapidus* ocupi els estrats inferiors (sòl, subsòl). A més, en àmbits riparis, la rata d'aigua meridional ocupa la linealitat del curs de l'aigua (Román 2010, Mate *et al.* 2015c), mentre que la rata negra ocupa zones que poden incloure una part de la riba i terrenys més enllà del riu (Whisson *et al.* 2007). Pel que fa als indrets de recer, la rata d'aigua meridional ubica principalment els seus caus en galeries excavades en les ribes i construeix nius en superfície sostinguts entre els helòfits (Román 2010), mentre que la rata negra nia preferentment entre el brançam dels arbres o dins dels arbusts, encara que també pot excavar nius al peu dels arbres, aprofitant el sistema radicular (Faus i Vericad 1981, Tobin *et al.* 1996, Cox *et al.* 2000). D'altra banda, en general, la coexistència es veu afavorida quan la densitat de les poblacions és baixa (Lobos *et al.* 2005). Al riu Montsant, les densitats estimades per a ambdós rosegadors a partir dels valors de referència suggereixen aquesta possibilitat, l'escàs nombre de contactes per dia-càmera reforça la hipòtesi, i les condicions d'entorn també la suporten, ja que, en ambients riparis, els recursos són esparsament distribuïts i molt fluctuants (Berdoy i Drickamer 2007).

L'efecte no significatiu de la interacció en el patró d'activitat en el cas d'ocupació conjunta, s'explicaria també pel comportament diferencial en l'ús del temps i dels recursos alimentaris. La separació observada en més del 50% de l'activitat en la dimensió temporal, ajudaria a evitar episodis de conflicte (Kronfeld-Schor i Dayan 2003). Pel que fa a l'alimentació, la rata d'aigua meridional es mostra com una espècie herbívora estenòfaga (Ventura *et al.* 1989, Garde i Escala 2000, Román 2007), mentre que la rata negra és principalment frugívora i granívora, incorporant una petita proporció de matèria animal en la dieta (Yabe 1979, Clark 1982). Aquest fet diversificaria l'ús dels recursos alimentaris disponibles per a ambdues espècies, que no entrarien en competència directa.

En el riu Montsant, la dinàmica de les poblacions locals de la rata d'aigua meridional s'ha explicat, en gran mesura, per les característiques de l'hàbitat que ocupen. Malgrat les limitacions que comporta la generalització de resultats obtinguts a partir de mostres de grandària petita, la qualitat de l'hàbitat s'ha relacionat amb la mida (àrea i longitud), la distància mitjana diària recorreguda, la densitat lineal de la població, i l'ús dels espais vitals.

En els trams amb millor qualitat d'hàbitat (òptims) la mida dels espais vitals va ser quatre vegades inferior a les dels trams ocupats amb una menor qualitat d'hàbitat (subòptims). La selecció i l'ús preferent dels hàbitats òptims s'explica perquè els arvicolins minimitzarien d'aquesta manera la despesa energètica i el risc de depredació (Owen-Smith 2003). En



general, la mida dels espais vitals en els micromamífers està relacionada amb la productivitat de l'hàbitat i la distribució dels recursos, i amb els requeriments energètics i de recer dels individus (Harestad i Bunnell 1979, Fisher 2000). Així, la mida dels espais vitals decreix amb l'increment de la disponibilitat d'aliment i de cobertura (Fisher 2000, Briner *et al.* 2005), de manera que esdevé un bon indicador de la qualitat de l'hàbitat (Tufto *et al.* 1996). A més, com més recursos disponibles per unitat d'hàbitat, més petits seran els territoris a defensar (Fortier i Tamarin 1998). Una dieta herbívora rica en cel·lulosa i de baix contingut energètic fa que la productivitat de l'hàbitat sigui especialment important per a la rata d'aigua meridional (Ostfeld 1985, Gębczyński 2006, Halle 2006). L'optimització en la satisfacció de les necessitats individuals explicaria la relació inversa entre la mida dels espais vitals i la qualitat de l'hàbitat ocupat (Briner *et al.* 2005). Això explicaria també per què les àrees principals es van ubicar en les zones de l'espai vital amb millor qualitat d'hàbitat. Si els recursos tròfics són propers i abundants, l'arvicolí haurà de cobrir distàncies més petites en la cerca diària d'aliment, tindrà una menor despesa energètica, els seus requeriments seran menors, i assumirà un menor risc de depredació. En el riu Montsant, la manca de significació en la diferència entre les mides (superfície, longitud) dels espais vitals entre els mascles i les femelles adults dins de cada grup, podria explicar-se per l'ocupació de zones amb la mateixa qualitat d'hàbitat i pel seu comportament monògam. La densitat de població en el tram amb qualitat d'hàbitat subòptima va ser menor que la densitat de població trobada en el tram de qualitat òptima. Aquest resultat és conseqüència del requeriment diferencial en la mida de l'espai vital (degut a la qualitat de l'hàbitat) per tal de cobrir les necessitats individuals. La densitat de població pot augmentar quan hi ha més disponibilitat d'aliment, ja que la capacitat de càrrega del medi és més gran (Turchin i Batzli 2001).

La superposició dels espais vitals i els coeficients de sociabilitat han mostrat les relacions intraespecífiques al riu Montsant. Les interaccions entre individus de diferent grup van ser mínimes. Les interaccions entre les parelles d'individus adults (mascles-femelles) de cada grup es van intensificar durant el cicle reproductor. En el grup ocupant un tram subòptim, els mascles adults no van interactuar ni van sobreposar el seu espai vital quan ambdós eren presents. Aquesta manca d'interacció s'ha interpretat com a indicatiu de territorialitat, tot defensant un recurs escàs: l'accés a l'única femella receptiva disponible. El mascle amb major mida corporal i espai vital més gran, va monopolitzar l'única femella del grup, actuant com a dominant (Shahrul 1998). D'altra banda, la mínima interacció entre els dos grups seria indicativa del comportament territorial dels mascles adults dominants,



defensant la femella receptiva del grup respectiu. En ambdós grups, les parelles adultes van mostrar un sistema d'aparellament monògam (presumiblement monogàmia facultativa, Boonstra *et al.* 1993). La monogàmia és poc freqüent en la rata d'aigua meridional, si bé ha estat documentada en petites clapes d'hàbitat amb baixa probabilitat de ser ocupades per més d'una parella reproductora (Pita *et al.* 2010, Mate *et al.* 2015c). La major interacció dinàmica (sociabilitat) observada en les parelles dominants coincidint amb determinades fases del cicle reproductor, és concordant amb una major proximitat dels individus durant els períodes d'aparellament i part (estre post-part; Ims 1987, Steinmann *et al.* 2005). D'altra banda, la manca d'interacció durant el període de lactància seria concordant amb l'escassa o nul·la participació del mascle en la cria de la mainada (Ostfeld 1985), un comportament característic de sistemes d'aparellament poligínic-promiscu (Wolff 2007). Aquestes observacions mostren l'existència d'una certa plasticitat en el sistema d'aparellament d'acord amb les característiques de l'hàbitat ocupat, tal com suggereixen d'altres estudis (Pita *et al.* 2010).

Un altre aspecte a destacar respecte als límits dels espais vitals, és que han estat modificats al llarg del temps: amb l'aparició d'un espai vacant (després de la desaparició del mascle dominant en un dels grups), i durant el període reproductiu (gestació i part de la femella). Els individus modifiquen els espais vitals en el temps, afegint gradualment bocins de terreny en un extrem i sostraient-los alhora d'un altre, sense abandonar del tot l'àrea ocupada habitualment (Jeppsson 1986, Lidicker i Stenseth 1992, Moorhouse i Macdonald 2005). L'aparició d'un nou espai buit d'igual o de millor qualitat, incentivaria la reorganització, més encara si en aquest espai hi ha un recurs sexual disponible (Moorhouse i Macdonald 2008). Durant el període de gestació, el desplaçament dels límits de l'espai vital de les femelles i, especialment, de l'àrea principal, es relacionaria amb la selecció de la millor zona de cria i es justificaria per la importància de les boves (*Typha* sp.) com a font nutrícia (Mason i Bryant 1975, Neyland *et al.* 2010, Mate *et al.* 2013), especialment quan els requeriments energètics de les femelles són més elevats (Ostfeld 1985). La modificació de l'espai vital del mascle durant la gestació i el part, que es manifesta amb una gran superposició de les àrees ocupades per ambdós individus, es relacionaria amb l'existència d'un estre post-part en la femella (Jeppsson 1986, Ims 1987), ja que una nova còpula incrementaria el seu èxit reproductiu.

La dispersió observada en el mascle subadult del grup del tram subòptim ha permès posar de manifest els factors que condicionen la presa de decisions. L'abandó de l'àrea natal pot estar motivat per: (a) la manca d'oportunitats d'aparellament amb femelles no



emparentades (evitació de la consanguinitat); (b) la necessitat de trobar espais on les condicions siguin més favorables per assegurar-ne l'èxit biològic (dispersió voluntària); (c) la pressió dels altres membres del grup (dispersió involuntària) (Brandt 1992, Lidicker i Stenseth 1992). En el riu Montsant, la dispersió del subadult es pot relacionar amb la baixa qualitat de l'hàbitat ocupat i amb la manca de possibilitats d'aparellament. En tot moviment dispersiu es diferencien tres fases: la de l'emigrant (l'individu marxa del lloc d'origen), la del transeünt (l'individu es desplaça al llarg d'indrets desconeguts durant un seguit de dies), i la de l'immigrant (l'individu arriba al nou lloc) (Ims i Yoccoz 1997). En el riu Montsant s'han pogut observar les dues primeres fases, atès a que, abans d'esdevenir immigrant, l'animal va morir depredat. Això fa palès que la dispersió és un període d'alt risc, ja que els individus són forçats a travessar entorns desconeguts, amb hàbitats de menor qualitat i més exposats a la depredació. Mentre l'individu va ser transeünt, el desplaçament cap al nou espai es va produir seguint una trajectòria amb passes o escales (*'stepping stone' trajectory*, Fisher *et al.* 2009; o *'move and wait' strategy*, Lambin *et al.* 2012), aturant-se temporalment en petites clapes d'hàbitat de qualitat òptima o subòptima amb prou menjar i recer per a un sol individu. Aquestes escales servirien per cercar altres residents (mascles o femelles receptives), per constatar la productivitat de l'hàbitat explorat, i per determinar les possibilitats de colonització (Fisher *et al.* 2009, Tedesco 2010), així com per alimentar-se i disminuir el risc de depredació (Lambin *et al.* 2012). En el riu Montsant, la dispersió juvenil diferencial en ambdós grups s'ha relacionat amb la qualitat de l'hàbitat. Malgrat tenir edats similars (determinada en relació amb el pes dels animals; Garde i Escala 1996, Ventura 1988, Ventura i Gosàlbez 1992, Román 2007), i sense possibilitats d'aparellament amb individus no emparentats en ambdós casos, els subadults del grup ocupant el subtram d'hàbitat òptim es van mantenir en l'àrea natal quan el subadult del grup ocupant el subtram d'hàbitat subòptim ja havia iniciat la dispersió. La bona qualitat de l'hàbitat disminueix la propensió dels individus a dispersar (Lin *et al.* 2006). A més, la qualitat de l'hàbitat pot desenvolupar un paper important en l'èxit a la dispersió. Els individus nascuts en hàbitats de bona qualitat adquireixen millor condició física i major pes quan inicien la dispersió, i en conseqüència, poden tenir un avantatge competitiu en els enfrontaments territorials per aconseguir establir-se en hàbitats de millor qualitat (Rémy *et al.* 2011).

En la conservació i la recuperació d'espècies amenaçades resulta d'interès el coneixement dels factors configuren la selecció de l'hàbitat, de l'ocupació de l'espai i de l'ús que se'n fa, de les relacions que s'estableixen entre coespecífics, així com de l'avaluació dels efectes causats per competidors i depredadors (relacions interespecífiques). Aquest coneixement





permet orientar millor les accions de protecció, conservació i recuperació (Primack i Ros 2002). Entendre la relació de l'espècie amb l'ambient que l'envolta, comprendre els mecanismes que condicionen la dispersió i conèixer el seu efecte en la dinàmica de la població resulten d'interès per predir la resposta de les poblacions davant els canvis ambientals (Bowler i Benton 2005). Els resultats recollits en aquesta memòria (Mate *et al.* 2013, 2015a-d) presenten un denominador comú: la importància de la qualitat i l'estructura de l'hàbitat per a afavorir la viabilitat de la rata d'aigua meridional. La dinàmica regional de les poblacions de rata d'aigua presenta característiques de metapoblació (Fedriani *et al.* 2002, Román 2007, Pita *et al.* 2013). La persistència de les poblacions locals depèn de la seva mida i de les taxes d'extinció i recolonització, molt influenciades per l'aïllament i la qualitat de l'hàbitat (Telfer 2000). La conservació d'hàbitats òptims i la recuperació d'hàbitats subòptims, millora la productivitat dels hàbitats, i, en conseqüència, afavoreix la supervivència i l'èxit reproductiu (molt lligats a la presència i disponibilitat de recursos tròfics adequats), i proporciona millor refugi envers els depredadors. D'altra banda, la recuperació d'hàbitats subòptims i hostils redueix la fragmentació de l'hàbitat, restablint la connectivitat entre clapes. La disminució del grau d'aïllament influeix favorablement en la dispersió, ja que els costos (despesa energètica i exposició a depredadors) s'incrementen amb la distància i el temps emprat en el desplaçament (Woodroffe 2003, Bowler i Benton 2005). Pel que fa a les espècies competidores, en el cas del riu Montsant, s'ha vist que la conservació dels hàbitats òptims afavoreix el manteniment de la rata d'aigua i que la coexistència amb la rata negra es dona en les clapes d'hàbitat de condicions subòptimes, potser degut, en part, al diferent ús de l'espai, el temps i els recursos per ambdues espècies, així com per l'efecte de la densitat poblacional. En altres zones de la seva àrea de distribució, la presència d'altres espècies competidores d'hàbits i preferències d'hàbitat similars (rata comuna, rata almesquera, coipú), augura una gestió complexa de cara a la conservació de l'espècie. Seria recomanable la realització d'estudis adreçats a comprovar els efectes d'aquests rosegadors sobre les poblacions de rata d'aigua, per tal d'establir les mesures més adequades per minimitzar-los, així com canvis en la planificació de les estratègies actuals de control de totes tres espècies (captures massives, rodenticides) donat el risc de seriosos danys colaterals sobre l'arvicolí. Altres mesures addicionals adreçades a la conservació de l'espècie contemplen el desenvolupament de programes de cria en captivitat i l'eventual reintroducció en hàbitats idonis (Rigaux *et al.* 2008, Araújo *et al.* 2011), juntament amb translocacions destinades a protegir les poblacions afectades per impactes antropogènics.



### **... i a mode de reflexió final ...**

“La desaparición de las especies nos plantea un doble reto: informarnos de lo que ocurre y asumir la responsabilidad de intentar evitarlo.”

J.L. Tellería (2012)

La conservació de les poblacions de rata d'aigua meridional està indissolublement lligada a la conservació dels hàbitats que ocupa. La pèrdua de qualitat, la fragmentació o la desaparició d'aquests, degudes a causes d'origen antropogènic (canalització artificial i dragatge de lleres; roturació, desbrossament o crema de la vegetació de ribera; sobrepasturatge; contaminació o eutrofització de les aigües superficials; contaminació d'aigües subterrànies i sobreexplotació aqüífers; trencament de la connectivitat entre clapes d'hàbitat degut a grans infraestructures; variacions dràstiques en els nivells de l'aigua), s'apunten actualment com les amenaces més greus que planen sobre aquest rosegador endèmic (Rigaux *et al.* 2008). D'altra banda, en els ambients mediterranis, molt sotmesos a fluctuacions climàtiques i hidrològiques, s'hi afegeixen també els efectes, sovint dramàtics, produïts pels processos naturals, com ara les avingudes sobtades i les sequeres (Gasith i Resh 1999). Tot aquest conjunt d'afectacions sobre l'hàbitat actua, a més, de manera sinèrgica amb d'altres amenaces, facilitant, per exemple, l'accés als depredadors (autòctons o forans), i a d'altres espècies competidores més agressives (p. ex. la rata comuna). El cercle es completa amb la probable regressió deguda a l'arribada de rosegadors al·lòctons, d'hàbits similars i que ocupen els mateixos hàbitats, i amb les baixes col·laterals produïdes en la lluita contra les espècies invasores.

A la vista del que s'ha exposat fins ara, la conservació i manteniment de les poblacions de rata d'aigua (i bàsicament, dels seus hàbitats) requereix d'un seguit de mesures emmarcades en un Pla Integral d'Actuació que faci compatible la protecció del patrimoni natural amb el desenvolupament socioeconòmic del territori, sota la filosofia de la sostenibilitat (satisfacció dels requeriments de recursos actuals i futurs, amb el mínim impacte sobre la biodiversitat; Primack i Ros 2002). Aquest Pla hauria de fomentar la protecció del patrimoni natural com a un valor intrínsec del territori, de manera que les mesures i actuacions per a afavorir la recuperació i conservació de la rata d'aigua anessin adreçades a (Strachan i Moorhouse 2006, Mallarach *et al.* 2008):



- 1) la consecució d'una millor eficiència en les explotacions agrícoles i ramaderes (és en els ambients rurals i de muntanya on l'espècie te una presència més gran), reduint els efectes negatius de la contaminació de l'aigua (plaguicides, adobs químics, residus ramaders) i de la seva sobreexplotació (extracció d'aqüífers, rius, etc.);
- 2) la consecució de que tota activitat humana es pugui desenvolupar assegurant el manteniment del nivell de l'aigua en el riu, tot minimitzant la pèrdua de cabal (gestió no sostenible de l'aigua);
- 3) l'establiment d'un Pla de gestió de les avingudes que especifiqui una sèrie de mesures que compatibilitzin els riscos de les riuades i la perdurabilitat de les poblacions de rata d'aigua en el seu hàbitat, generant rutines amb pràctiques adequades en els treballs de manteniment habituals o d'emergència, molt especialment en l'àmbit dels espais protegits i d'aquells indrets que s'estimi que poden actuar de reservori per tal que es pugui assegurar la recuperació de l'espècie després d'aquestes pertorbacions;
- 4) l'evitació del sobrepasturatge del bestiar en les riberes;
- 5) la promoció d'incentius en el medi natural i en el món agropecuari, per tal de millorar els hàbitats riparis;
- 6) l'afavoriment d'una explotació forestal sostenible, que respecti la vegetació natural de ribera, i que, fins i tot, pugui ser utilitzada com a eina de gestió amb l'objectiu de millorar o conservar l'hàbitat a mig o llarg termini;
- 7) el foment d'una indústria que minimitzi el residu industrial, i, per tant la contaminació de l'aigua;
- 8) el disseny, la redacció i l'aplicació dels Plans d'Usos del territori legalment previstos;
- 9) la promoció d'un turisme rural i d'un esport de muntanya respectuosos amb l'entorn, de manera que es minimitzin les interferències amb les espècies vulnerables i l'alteració o destrucció del seu hàbitat, en els casos d'ús simultani de l'espai;
- 10) la promoció de campanyes d'educació ambiental, per a residents i visitants, que emfasitzin la necessitat i els beneficis de la conservació dels ambients entorn als corrents i les masses d'aigua.

En funció de la qualificació legal de l'estat d'amenaça de la rata d'aigua meridional, que pot variar en els diferents territoris que abasta la seva àrea de distribució, els Plans d'actuació haurien de tenir els formats de Pla de Recuperació o de Pla de Conservació, per tal d'aturar la seva regressió i, fins i tot, afavorir i aconseguir la seva recuperació. La implantació de qualsevol Pla d'actuació per a la protecció de les poblacions de rata d'aigua i els seus hàbitats requereix, però, conèixer on es troben i com d'abundants són. Les prospeccions



per determinar la distribució de l'arvicolí són, doncs, una eina imprescindible, tant per descriure la situació prèvia a la implementació de les actuacions, com per veure'n l'efectivitat en el temps. La monitorització de les poblacions esdevé també altra eina molt important per a la planificació (prioritats d'actuació, detecció de pràctiques inadequades que malmeten l'hàbitat, etc.), i per a l'optimització dels recursos econòmics destinats a la conservació. D'altra banda, l'efectivitat de qualsevol estratègia de gestió de les espècies, dependrà de la qualitat de la informació disponible (Lambeck 1997). En aquest sentit, el desenvolupament de projectes d'investigació sobre l'ocupació i ús del territori per la rata d'aigua, les relacions socials, els efectes de competidors i depredadors, o la resposta a alteracions naturals o antropogèniques en els diversos hàbitats on és present, proporciona als gestors una informació essencial per poder assolir l'objectiu de preservació de l'espècie a partir de l'aplicació de les mesures més adequades en cada cas.

La concreció, aprovació i implantació d'un Pla d'Actuació (en qualsevol dels formats legalment previstos), consensuat amb els actors del territori, requereix d'una elaboració estesa durant un període de temps dilatat. Donada la necessitat d'aplicar mesures urgents per tal de mitigar la davallada que pateixen les poblacions actuals de rata d'aigua meridional, tot un seguit d'actuacions, compatibles amb els principis del Pla d'Actuació considerat, podrien dur-se a terme en primera instància:

- 1) implantació d'un reglament (instruccions i/o recomanacions) de "bones pràctiques" pel que fa a les tasques de manteniment de la vegetació de ribera (sega i desbrossament de la vegetació herbàcia, poda d'arbres i arbusts riberencs, restauració de la vegetació) (Strachan i Moorehouse 2006, García i Gutiérrez 2008, Mate i Barrull 2008);
- 2) regulació i, on s'escaigui, la prohibició de la crema de la vegetació riberenca;
- 3) limitació d'utilització de maquinària pesada en la llera del riu als casos en què sigui imprescindible, o a les actuacions per a la restauració de l'hàbitat;
- 4) limitació del nombre de caps de bestiar que pasturen en la riba o del temps destinat al pastoreig, dins del marc de plans de pasturatge rigorosos que compatibilitzin l'aprofitament d'aquestes zones amb un manteniment òptim de les condicions d'hàbitat;
- 5) delimitació, protecció i senyalització de zones sensibles (per exemple, àrees principals de l'espai vital) o limitació de l'accés en determinats períodes de l'any (època de cria);
- 6) col·locació de panells informatius sobre els usos de l'ambient ripari (què es pot fer i què no, i on);
- 7) control dels abocaments de residus urbans/pecuaris/industrials al riu (intencionats o accidentals);



8) instal·lació dels abocadors de residus urbans/ramaders, dels punts verds i de les àrees de transferència, lluny dels trams de riu amb presència de rata d'aigua (per tal d'evitar el foment de la presència de rata comuna i/o rata negra);

9) prohibició de l'ús de rodenticides en el riu i les riberes;

10) restauració de les ribes malmeses, amb elements afavoridors per a l'establiment de la rata d'aigua, i, allà on sigui factible, potenciació dels processos naturals en la seva recuperació espontània, com a mètode eficaç, ràpid i econòmic.

Res de tot això, però, pot dur-se a terme sense la protecció legal de la rata d'aigua meridional d'acord amb el veritable estat d'amenaça al qual es troba sotmesa en cada territori dins de la seva àrea de distribució, un estatus que es pot inferir i actualitzar a partir de les noves dades sobre les seves poblacions provinents del monitoreig i la investigació sobre l'ecologia de l'espècie. Cal esperonar les Administracions competents a la protecció legislativa de l'espècie a nivell europeu (Annex II de la Directiva d'Hàbitats de la UE, Conveni de Berna; l'hàbitat, d'interès comunitari, és inclòs a l'Annex I de la Directiva Hàbitats), i en la legislació estatal, així com a la creació de programes de cooperació internacional per a la seva protecció, i, si s'escau, l'establiment de programes de cria *ex-situ* o *in-situ*, reintroduccions o translocacions) (Rigaux *et al.* 2008). Igualment, cal el desenvolupament de polítiques que fomentin l'ús sostenible dels recursos naturals i del territori.



## Referències

- Aars J., Lambin J., Denny R., Griffin A.C. 2001. Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4 (3): 187-194. doi: 10.1017/S1367943001001226.
- Amarasekare P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecological Letters*, 6 (12): 1109–1122. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x.
- Antczak M., Konwerski S., Grobelny S., Tryjanowski P. 2002. The food composition of immature and non-breeding white storks in Poland. *Waterbirds*, 25 (4): 424-428. doi: 10.1675/1524-4695(2002)025[0424:TFCOIA]2.0.CO;2.
- Araújo M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo I., Calmaestra R. 2011. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 pp.
- Arnold E.N., Ovenden D. 2002. *Reptiles and Amphibians of Britain and Europe*. Collins Field Guide. Harper Collins, London. 272 pp.
- Barreto G.R., Rushton S.P., Strachan R., Macdonald D.W. 1998. The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution of water voles in England. *Animal Conservation*, 1 (2): 129–137. doi: 10.1111/j.1469-1795.1998.tb00020.x.
- Barrientos R., Virgós E. 2006. Reduction of potential food interference in two sympatric carnivores by sequential use of shared resources. *Acta Oecologica*, 30 (1): 107-116. doi: 10.1016/j.actao.2006.02.006.
- Barrull J., Mate I., Ruiz-Olmo J., Casanovas J.G., Gosàlbez J., Salicrú M. 2014. Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology*, 79 (2): 123–131. doi: 10.1016/j.mambio.2013.11.004.
- Berdoy M., Drickamer L.C. 2007. Comparative social organization and life history of *Rattus* and us. A: Wolff J.O., Sherman P.W. (eds.), *Rodent societies. An ecological and evolutionary perspective*: 380-392. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Bonesi L., Chanin P., Macdonald D. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos*, 106 (1): 19-26. doi: 10.1111/j.0030-1299.2004.12763.x.
- Bonesi L., Rushton S., Macdonald D. 2002. The combined effect of environmental factors and neighbouring populations on the distribution and abundance of *Arvicola terrestris*. An approach using rule-based models. *Oikos*, 99 (2): 220–230. doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.990202.x.
- Boonstra R., Gilbert B.S., Krebs C.J. 1993. Mating systems and sexual dimorphism in mass in microtines. *Journal of Mammalogy*, 74 (1): 224-229. doi: 10.2307/1381924.
- Bowler D.E., Benton T.G. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80 (2): 205-225. doi: 10.1017/S1464793104006645.
- Brandt C.A. 1992. Social factors in immigration and emigration. A: Stenseth N.C., Lidicker Jr. W.Z. (eds.), *Animal dispersal. Small mammals as a model*: 96-141. Chapman & Hall, London.
- Briner T., Nentwig W., Airoldi J.-P. 2005. Habitat quality of wildflower strips for



- common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 173-179. doi: 10.1016/j.agee.2004.04.007.
- Cabrera A. 1914. *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. 441 pp.
- Capreolus Wildlife Consultancy. 2005. *The ecology and conservation of water voles in upland habitats*. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 099 (ROAME No. F99AC320). 91 pp.
- Carter S.P., Bright P.W. 2003. Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation*, 111 (3): 371–376. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00305-1.
- Clark D.A. 1982. Foraging behavior of a vertebrate omnivore (*Rattus rattus*): meal structure, sampling, and diet breadth. *Ecology*, 63 (3): 763-772.
- Cox M.P., Dickman C.R., Cox W.G. 2000. Use of habitat by the black rat (*Rattus rattus*) at North Head, New South Wales: an observational and experimental study. *Austral Ecology*, 25 (4): 375-385. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01050.x
- Elliot A. 1992. Family Ciconiidae (Storks). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 1 (Ostrich to Ducks)*: 436-465. Lynx Edicions, Barcelona.
- Faus F.V., Vericad J.R. 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal saguntino (Valencia). *Mediterránea, Serie Biológica*, 5 (5): 67-96.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P., Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience*, 9 (1): 12-19.
- Fisher D.O. 2000. Effects of vegetation structure, food and shelter on the home range and habitat use of an endangered wallaby. *Journal of Applied Ecology*, 37 (4): 660-671. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00518.x.
- Fisher D.O., Lambin X., Yletyinen S.M. 2009. Experimental translocation of juvenile water voles in a Scottish lowland metapopulation. *Population Ecology*, 51 (2): 289-295. doi: 10.1007/s10144-008-0122-4.
- Forman D.W. 2005. An assessment of the local impact of native predators on an established population of British water voles (*Arvicola terrestris*). *Journal of Zoology, London*, 266 (3): 221-226. doi: 10.1017/S0952836905006795.
- Fortier G.M., Tamarin R.H. 1998. Movement of meadow voles in response to food and density manipulations: a test of the food-defense and pup-defense hypotheses. *Journal of Mammalogy*, 79 (1): 337–345. doi: 10.2307/1382870.
- Foster S.P. 2010. *Interspecific competitive interactions between Rattus norvegicus and R. rattus*. Tesi per al Grau de Màster en Ciències Biològiques, University of Waikato, Hamilton. 128 pp.
- García E., Gutiérrez C. (coord.). 2008. *La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia tècnica per a actuacions en riberes*. Agència Catalana de l'Aigua - Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona. 176 pp.
- García-Díaz P., Arévalo V., Vicente R., Lizana M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (6): 823-831. doi: 10.1007/s10344-013-0736-5.
- Garde J.M. 1992. *Biología de la rata de agua Arvicola sapidus Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra*



- (España). Tesis doctoral. Universidad de Navarra, Pamplona. 496 pp.
- Garde J.M., Escala M.C. 1993. Situación actual de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Revista del Centro de Estudios Merindad de Tudela*, 5: 121-130.
- Garde J.M., Escala M.C. 1996. Reproductive cycle of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) from sothern Navarra, Spain. *Acta Theriologica*, 41 (4): 353-365.
- Garde J.M., Escala M.C. 2000. The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarra (Spain). *Folia Zoologica*, 49 (4): 287-293.
- Gasith A., Resh V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal event. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51-81.
- Gębczyński A.K. 2006. Patterns of ultradian rhythms of activity and metabolic rate in relation to average daily energy expenditure in root voles. *Acta Theriologica*, 51 (4): 345-352. doi: 10.1007/BF03195181.
- Gosàlbez J. 1987. *Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Ketres editora, Barcelona. 241 pp.
- Graells M.P. 1897. *Fauna Mastodològica Ibérica*. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, tomo XVII. Imprenta de Luis Aguado, Madrid. 880 pp.
- Grant P.R. 1972. Interspecific competition among rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 79-106.
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummings K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, 41 (8): 540-551.
- Gromov I.M., Polyakov I.Y. 1992. *Fauna of the USSR. Mammals. Vol. III. No. 8. Voles (Microtinae)*. Brill Academic Publishers, Leiden. 725 pp.
- Halle S. 2006. Polyphasic activity patterns in small mammals. *Folia Primatologica*, 77 (1-2): 15-26. doi: 10.1159/000089693.
- Harestad A.S., Bunnell F.L. 1979. Home range and body weight - a reevaluation. *Ecology*, 60 (2): 389-402. doi: 10.2307/1937667.
- Ims R.A. 1987. Male spacing systems in microtine rodents. *The American Naturalist*, 130 (4): 475-484.
- Ims R.A., Yoccoz N.G. 1997. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration and colonization. A: Hanski I.A., Gilpin M.E. (eds.), *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*: 247-266. Academic Press, San Diego.
- Jakubas D., Mioduszewska A. 2005. Diet composition and food consumption of the grey heron (*Ardea cinerea*) from breeding colonies in northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 51: 191-198. doi: 10.1007/s10344-005-0096-x.
- Jennings A.P., Veron G. 2009. Family Viverridae (Civets, genets and oiyans). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol 1. Carnivores*: 174-232. Lynx Edicions, Barcelona.
- Jeppsson B. 1986. Mating by pregnant water voles (*Arvicola terrestris*): a strategy to counter infanticide by males? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19 (4): 293-296.
- King C. 1985. Interactions between woodland rodents and their predators. *Symposia of the Zoological Society of London*, 55: 219 - 247.
- Kronfeld-Schor N., Dayan T. 2003. Partitioning of time as an ecological





- resource. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 153–181. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132435.
- Lambeck R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11 (4): 849-856
- Lambin X., Le Bouille D., Oliver M.K., Sutherland C., Tedesco E., Douglas A. 2012. High connectivity despite high fragmentation: iterated dispersal in a vertebrate metapopulation. A: Clobert J., Baguette M., Benton T.G., Bullock J.M. (eds.), *Dispersal ecology and evolution*: 405-412. Oxford University Press, Oxford.
- Larivière S., Jennings A.P. 2009. Family Mustelidae (Weasels and relatives). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol 1. Carnivores*: 564-656. Lynx Edicions, Barcelona.
- Lawton J.H., Woodroffe G.L. 1991. Habitat and the distribution of water voles: Why are there gaps in a species' range? *The Journal of Animal Ecology*, 60 (1): 79-91. doi: 10.2307/5446.
- Lidicker Jr. W.Z., Stenseth N.C. 1992. To disperse or not to disperse: who does it and why? A: Stenseth N.C., Lidicker Jr. W.Z. (eds), *Animal dispersal. Small mammals as a model*: 21-36. Chapman & Hall, London.
- Lin Y.K., Keane B., Isenhour A., Solomon N.G. 2006. Effects of patch quality on dispersal and social organization of prairie voles: An experimental approach. *Journal of Mammalogy*, 87 (3): 446–453. doi: 10.1644/05-MAMM-A-201R1.1.
- Lobos G., Ferrer M., Palma R.E. 2005. Presencia de los géneros invasores *Mus* y *Rattus* en áreas naturales de Chile: un riesgo ambiental y epidemiológico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78: 113–124. doi: 10.4067/S0716-078X2005000100008.
- Macdonald D.W., Harrington L.A. 2003. The American mink: the triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology*, 30 (4): 421-441. doi: 10.1080/03014223.2003.9518350.
- Macdonald D.W., Sidorovich V.E., Anisomova E.I., Sidorovich N.V., Johnson P.J. 2002. The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography*, 25 (3): 295-302. doi: 10.1034/j.1600-0587.2002.250306.x.
- Mallarach J.M., Germain J., Sabaté X., Basora X. 2008. *Protegits, de fet o de dret: primera avaluació del sistema d'espais naturals protegits a Catalunya*. Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural, 15. Institució Catalana d'Història Natural, Barcelona. 360 pp.
- Malo A.F., Lozano J., Huertas D.L., Virgós E. 2004. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology, London*, 263 (4): 401-407. doi: 10.1017/S0952836904005448.
- Marks J.S., Cannings R.J, Mikkola H. 1999. Family Strigidae (Typical owls). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.). *Handbook of the birds of the world. Vol. 5 (Barn-owls to Hummingbirds)*: 76-242. Lynx Edicions, Barcelona.
- Martínez-Vilalta A., Motis A. 1992. Family Ardeidae (Herons). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.). *Handbook of the birds of the world. Vol. 1 (Ostrich to Ducks)*: 376-429. Lynx Edicions, Barcelona.
- Mason C.F., Bryant R.J. 1975. Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. *Journal of Ecology*, 63 (1): 71-95. doi: 10.2307/2258843.
- Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015a. The role of the



- southern water vole *Arvicola sapidus* in the diet of predators: a review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40. doi: 10.1111/mam.12030.
- Mate I., Barrull J., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015d. Activity timing of southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller, 1908) in summer. (Sota revisió)
- Mate I., Barrull J., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J., Salicrú M. 2015c. Spatial organisation and intra-specific relationships of the Southern water vole *Arvicola sapidus* in a Mediterranean mid-mountain river. What is the role of habitat quality? (Sota revisió)
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J. 2015b. Coexistence of southern water vole *Arvicola sapidus* and black rat *Rattus rattus* in a Mediterranean mid-mountain river: a pilot study. (Sota revisió)
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosálbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58 (1): 25-37. doi: 10.1007/s13364-012-0090-0.
- Melero Y., Plaza M., Santulli G., Saavedra D., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J., Palazón S. 2012. Evaluating the effect of American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodiversity & Conservation*, 21 (7): 1975-1809. doi: 10.1007/s10531-012-0277-3.
- Mikkola H. 2011. *Owls of Europe*. A&C Black. London. 440 pp.
- Moleón M., Gil-Sánchez J.M. 2003. Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology*, 260 (1): 17-22. doi: 10.1017/S0952836902003370.
- Moleón M., Sánchez-Zapata J.A., Real J., García-Charton J.A., Gil-Sánchez J.M., Palma L., Bautista J., Bayle P. 2009. Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography*, 36 (8): 1502-1515. doi: 10.1111/j.1365-2699.2009.02078.x.
- Moorhouse T.P., Macdonald D.W. 2005. Temporal patterns of range use in water voles: Do females' territories drift? *Journal of Mammalogy*, 86 (4): 655-661. doi: 10.1644/1545-1542(2005)086[0655:TPORUI]2.0.CO;2.
- Moorhouse T.P., Macdonald D.W. 2008. What limits male range sizes at different population densities? Evidence from three populations of water voles. *Journal of Zoology*, 274 (4): 395-402. doi: 10.1111/j.1469-7998.2007.00399.x.
- Neyland P., Guest D., Hipkin C., Forman D. 2010. Monitoring wetland mammals: An ecological case study. A: Hurford C., Schneider M., Cowx I. (eds.), *Conservation monitoring in freshwater habitats: a practical guide and case studies*: 291-305. Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht-Heidelberg-London-New York. doi: 10.1007/978-1-4020-9278-7\_26.
- Ostfeld R.S. 1985. Limiting resources and territoriality in Microtine rodents. *The American Naturalist* 126 (1): 1-15.
- Owen-Smith N. 2003. Foraging behavior, habitat suitability, and translocation success, with special reference to large mammalian herbivores. A: Festa-Bianchet M., Apollonio M. (eds.), *Animal Behaviour and Wildlife Conservation*: 93-109. Island Press, Washington.
- Padial J.M., Ávila E., Gil-Sánchez J.M. 2002. Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67 (3): 137-146. doi: 10.1078/1616-5047-00021.



- Palomo L.J., Gisbert J. (eds.). 2002. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid. 564 pp.
- Primack R.B., Ros J. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel, Barcelona. 375 pp.
- Rémy A., Le Galliard J.-F., Gundersen G., Steen H., Andreassen H.P. 2011. Effects of individual condition and habitat quality on natal dispersal behaviour in a small rodent. *Journal of Animal Ecology*, 80 (5): 929–937. doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01849.x.
- Piñeiro A., Barja I. 2011. Trophic strategy of the wildcat *Felis silvestris* in relation to seasonal variation in the availability and vulnerability to capture of *Apodemus* mice. *Mammalian Biology*, 76 (3): 302–307. doi: 10.1016/j.mambio.2011.01.008.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 651–662. doi: 10.1007/s10344-009-0360-6.
- Pita R., Mira A., Beja P. 2013. Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: the case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PLoS ONE*, 8 (7): e69976. doi: 10.1371/journal.pone.0069976.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G., Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. A: *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Consultat: 17/11/2011.
- Román J. 2003. Guía de indicios de los mamíferos. Rata de agua *Arvicola sapidus* Miller 1908. *Galemys*, 15 (2): 55–59.
- Román J. 2007. *Historia natural de la rata de agua Arvicola sapidus en Doñana*. Tesi doctoral. Universidad Autònoma de Madrid, Madrid. 194 pp.
- Román J. 2010. *Manual de campo para un sondeo de rata de agua (Arvicola sapidus)*. Colección Manuales de Mastozoología. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga. 36 pp.
- Ruiz-Olmo J., Jiménez J. 2008. Ecología de la nutria en los ambientes mediterráneos de la Península Ibérica. A: López-Martín J.M., Jiménez J. (eds.), *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*: 305–343. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga.
- Ruiz-Olmo J., Palazón S. 1997. The diet of the European otter (*Lutra lutra* L., 1758) in Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Wildlife Research*, 2 (2): 171–181.
- Rushton S.P., Barreto G.W., Cormack R.M., Macdonald D.W., Fuller R. 2000. Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. *Journal of Applied Ecology*, 37 (3): 475–490. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00504.x.
- Saint-Girons M.-C. 1973. *Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée)*. Doin, Paris. 481 pp.
- Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. A: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (eds.), *The Atlas of European Mammals*: 220–221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London.
- Sedell J.R., Reeves G.H., Hauer F.R., Stanford J.A., Hawkins C.P. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, 14 (5): 711–724. doi: 10.1007/BF02394720.



- Shahrul A.M.S. 1998. *Spacing pattern and matting system in water voles (Arvicola terrestris) in north-east Scotland*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 199 pp.
- Sillero-Zubiri C. 2009. Family Canidae (Dogs). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol 1. Carnivores*. 352-446. Lynx Edicions, Barcelona.
- Steinmann A.R., Priotto J.W., Castillo E.A., Polop J.J. 2005. Size and overlap of home range in *Calomys musculinus* (Muridae: Sigmodontinae). *Acta Theriologica*, 50 (2): 197-206. doi: 10.1007/BF03194483.
- Strachan R., Moorhouse T. 2006. *Water vole conservation handbook*. 2nd edition. The Wildlife Conservation Research Unit, University of Oxford, Tubney. 132 pp.
- Sunquist M.E., Sunquist F.C. 2009. Family Felidae (Cats). A: Wilson D.E., Mittermeier R.A. (eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol 1. Carnivores*: 54-168. Lynx Edicions, Barcelona.
- Tedesco E. 2010. *Dispersal in highly fragmented water vole populations*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 178 pp.
- Telfer S.E. 2000. *Dispersal and metapopulation dynamics in water vole populations*. Tesi doctoral. University of Aberdeen, Aberdeen. 161 pp.
- Tellería J.L. 2012. *Introducción a la conservación de las especies*. Tundra Ediciones, València. 317 pp.
- Thiollay J.M. 1994. Family Accipitridae (Hawks and Eagles). A: Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. (eds.), *Handbook of the birds of the world. Vol. 2 (New World Vultures to Guinea-fowl)*: 52-205. Lynx Edicions, Barcelona.
- Tobin M.E., Sugihara R.T., Koehler A.E., Ueunten G.R. 1996. Seasonal activity and movements of *Rattus rattus* (Rodentia, Muridae) in a Hawaiian macadamia orchard. *Mammalia*, 60 (1): 3-13. doi: 10.1515/mamm.1996.60.1.3.
- Tsachalidis E.P., Goutner V. 2002. Diet of the white stork in Greece in relation to habitat. *Waterbirds*, 25 (4): 417-423. doi: 10.1675/1524-4695(2002)025[0417:DOTWSI]2.0.CO;2.
- Tufto J., Andersen R., Linnell J. 1996. Habitat use and ecological correlates of home range size in a small cervid: the roe deer. *Journal of Animal Ecology*, 65 (6): 715-724. doi: 10.2307/5670.
- Turchin P., Batzli G.O. 2001. Availability of food and the population dynamics of arvicoline rodents. *Ecology*, 82 (6): 1521-1534. doi: 10.1890/0012-9658(2001)082[1521:AOFATP]2.0.CO;2.
- Veiga J.P. 1986. Food of the booted eagle *Hieraaetus pennatus* in Central Spain. *Raptor Research*, 20 (3/4): 120-123.
- Ventura J. 1988. *Contribución al conocimiento del género Arvicola Lacépède, 1799, en el nordeste de la Península Ibérica*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona, Barcelona. 590 pp.
- Ventura J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. A: Palomo L.J., Gisbert J., Blanco J.C. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España*: 405-407. Dirección General para la Biodiversidad – MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid.
- Ventura J., Gosálbez J. 1992. Datos sobre la estructura poblacional de *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia: Arvicolidae) del Delta del Ebro. *Butlletí de la Institució Catalana Història Natural*, 60: 133-137.
- Ventura J., Gosálbez J., López-Fuster M.J. 1989. Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zoologischer Anzeiger*, 223 (5/6): 283-290.



- Waters J.R., Zabel C.J., McKelvey K.S., Welsh H.H. Jr. 2001. Vegetation patterns and abundances of amphibians and small mammals along small streams in a Northwestern California watershed. *Northwest Science*, 75 (1): 37-52.
- Whisson D.A., Quinn J.H., Collins K.C. 2007. Home range and movements of roof rats (*Rattus rattus*) in an old-growth riparian forest, California. *Journal of Mammalogy*, 88 (3): 589-594. doi: 10.1644/06-MAMM-A-239R1.1.
- Wolff J.O. 2007. Social biology of rodents. *Integrative Zoology*, 2 (4): 193-204 doi: 10.1111/j.1749-4877.2007.00062.x.
- Woodall P.F. 1993. Dispersion and habitat preference of the water vole (*Arvicola terrestris*) on the River Thames. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 58 (3): 160-171.
- Woodroffe R. 2003. Dispersal and conservation: a behavioral perspective on metapopulation persistence. A: Festa-Bianchet M., Apollonio M. (eds.), *Animal Behaviour and Wildlife Conservation*: 33-48. Island Press, Washington.
- Yabe T. 1979. The relation of food habits to the ecological distributions of the Norway rat (*Rattus norvegicus*) and the roof rat (*R. rattus*). *Japanese Journal of Ecology*, 29: 235-244.
- Yabe T., Boonsong P., Hongnark S. 1998. The structure of the pawpad lamellae of four *Rattus* species. *Mammal Study*, 23 (2): 129-13. doi: 10.3106/mammalstudy.23.129.





*“El hombre de hoy usa y abusa de la Naturaleza como si hubiera de ser el último inquilino de este desgraciado planeta, como si detrás de él no se anunciara un futuro”.*

**Un mundo que agoniza. Miguel Delibes (1975)**







## 6. Conclusions generals

1.- En la Serra de Montsant, la selecció d'hàbitat per la rata d'aigua meridional s'ha relacionat amb la vegetació de ribera (cobertura vegetal), les característiques de la riba (resistència a la penetrabilitat i pendent) i les característiques del curs d'aigua (amplada i fondària). Els indrets més propicis per a ser ocupats per l'espècie presenten: una alta cobertura d'herbàcies (principalment helòfits) i una cobertura d'arbres i arbustos de mitjana a baixa; ribes gens costerudes i de substrat tou; i presència d'aigua (amb cabal lent o, fins i tot, estanyat), amb amplades i fondàries del curs de mitjanes a altes. Aquests factors s'han vinculat amb l'alimentació, la seguretat, la mobilitat, i l'èxit reproductiu.

2.- Els resultats proporcionats per l'anàlisi factorial i l'arbre de relacions, han permès caracteritzar tres tipus d'escenari: escenari òptim (preferent per a l'establiment de l'arvicolí), amb curs d'aigua, riba i vegetació en condicions bones o molt bones; escenari subòptim (acceptable per a l'establiment de l'arvicolí), amb combinació de característiques en condicions bones o molt bones i acceptables; i escenari hostil (no acceptable per a l'establiment de l'arvicolí), amb una o més característiques en condició inacceptable (vegetació arbòria/arbustiva predominant i escassa o nul·la vegetació herbàcia, ribes costerudes i substrat dur, absència d'aigua, o poca amplada i fondària del curs d'aigua).

3.- La rata de aqua meridional és present en la dieta d'un elevat nombre de depredadors. *Ardea cinerea* i *Lutra lutra* són els depredadors en els què s'ha observat un efecte potencial més gran sobre les poblacions de l'arvicolí. *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Aquila fasciata* i *Hieraaetus pennatus*, són els depredadors en els què s'ha observat un efecte potencial moderat.

4.- La pertinença d'un depredador a dos o més grups tròfics i la variabilitat intraespecífica de les espècies-presa han posat de manifest la capacitat adaptativa dels depredadors generalistes. Per a aquests, la variabilitat en la dieta és el reflex de la disponibilitat d'aliment (que pot variar entre localitats i estacions de l'any). *Arvicola sapidus* no és presa preferent ni bàsica de cap d'ells, però pot esdevenir una presa alternativa per a alguns, especialment quan les preses principals són escasses.

5.- La rata d'aigua meridional es comporta com una espècie catemeral amb un patró d'activitat polifàsic. Aquesta activitat no es veu afectada significativament per la presència



de la rata negra, l'única espècie susceptible d'establir relacions de competència amb l'arvicolí en el riu Montsant. No s'han observat desplaçament en l'horari, ni variacions en el patró d'activitat. La presència de la rata d'aigua meridional tampoc ha desplaçat l'activitat de la rata negra (majoritàriament nocturna), ni ha modificat el seu patró d'activitat. La coexistència de rata d'aigua i de rata negra s'ha explicat en gran mesura per la separació del nínxol en els tres eixos principals (espai, temps, ús dels recursos), i per la baixa densitat que caracteritza a les poblacions de la rata d'aigua meridional en la seva àrea de distribució.

6.- En el riu Montsant, la qualitat de l'hàbitat s'ha relacionat amb la superfície i la longitud de l'espai vital, la distància mitjana diària recorreguda, l'ús dels espais vitals i la densitat poblacional. En els trams del riu Montsant amb una millor qualitat d'hàbitat, la mida i la longitud dels espais vitals dels individus, i les distàncies mitjanes diàries recorregudes van ser inferiors a les dels trams ocupats amb una menor qualitat d'hàbitat. Contràriament, les densitats de població van ser més grans en trams amb millor qualitat d'hàbitat.

7.- Les interaccions (estàtiques i dinàmiques) van mostrar una baixa sociabilitat entre els individus, especialment entre grups. Dins d'un mateix grup, es va observar que les interaccions entre els individus adults de la parella (mascle-femella) es van intensificar durant el període reproductor. Per contra, no es van observar interaccions entre els mascles adults.

8.- Els espais vitals no són estàtics en el temps. Els individus modifiquen el seu espai vital quan apareixen nous espais buits, a la recerca de clapes de millor qualitat d'hàbitat, i en resposta a les necessitats de la reproducció, i l'abandonen per a establir-se en un de nou, durant el procés de dispersió. Els moviments dispersius d'un mascle subadult han permès observar una trajectòria per passes: emigrant, transeünt, immigrant.

9.- Els resultats obtinguts presenten un denominador comú: la importància de la qualitat i l'estructura de l'hàbitat per a afavorir la viabilitat de la rata d'aigua meridional. La conservació d'hàbitats òptims i la recuperació d'hàbitats subòptims millora la productivitat dels hàbitats, proporciona millor refugi envers els depredadors, i redueix la competència interespecífica. D'altra banda, la recuperació d'hàbitats subòptims i hostils redueix la fragmentació de l'hàbitat, restablint la connectivitat entre clapes.









Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J., Gosàlbez J. 2013.  
Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in  
riparian environments of Mediterranean mountain areas: a  
conservation tool for the species.  
*Acta Theriologica* 58 (1): 25-37.  
doi: 10.1007/s13364-012-0090-0



# Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species

Isabel Mate · Joan Barrull · Miquel Salicrú ·  
Jordi Ruiz-Olmo · Joaquim Gosàlbez

Received: 23 March 2012 / Accepted: 13 July 2012 / Published online: 3 August 2012  
© Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, Poland 2012

**Abstract** The Southern water vole, *Arvicola sapidus*, is endemic to the Iberian Peninsula and France. Despite being catalogued as vulnerable, our current knowledge of this species is not sufficient to establish measures for its conservation and recovery, particularly in riparian zones of Mediterranean mountain areas. The aim of this study was to identify factors related to habitat configuration that determine the presence or absence of the species in the Montsant River. Specifically, we associated the presence/absence of this arvicolid rodent with composition of vegetation, river bank morphology, and watercourse characteristics. The results suggest that, in this area, the most favorable places for the species are those with a high degree of cover of herbaceous plants (mainly helophytes) and moderate to low levels of tree and shrub cover; gently sloping banks and a soft substrate; and the presence of water, with moderate to high stream widths and depths. In addition, we developed a classification method which allowed us to classify and characterize habitat conditions: the optimal scenario (preferential for arvicoline establishment), the suboptimal scenario (whose use is related to opportunities to find best scenarios), and the hostile scenario (not acceptable for use). In such

riparian areas, the results revealed that the Southern water vole is a specialist in terms of habitat selection, but behaves as a generalist in terms of occupancy. Its ability to adapt to suboptimal conditions widens the options for managing Southern water vole populations, and indicates that the maintenance and rehabilitation of habitat along continuous stretches of river is the most effective approach to achieving self-sustaining populations.

**Keywords** *Arvicola sapidus* · Habitat selection · Riparian environments in Mediterranean mountain areas · Conservation · Montsant River

## Introduction

The reproductive success and mortality of a species are strongly influenced by habitat quality. Habitat quality determines the availability of resources such as food, shelter, breeding nests, and mates; the abundance of conspecific and interspecific competitors, which, by interference or exploitation, can limit access to resources; and the predation risk, which regulates and reduces species expansion; among many other factors (Morris 1987). Habitat selection is the process by which individuals use or occupy preferably a non-random set of available habitats (Morris 2003). It is the result of a series of decisions taken at different levels: first, the individual chooses a place in which to live, and then it varies its strategies according to the environment (Orians and Wittenberger 1991). These individual decisions, or behavioral responses, are related to changes in the environment and deeply influence vital phenomena such as population regulation, species interactions, and the assembly of ecological communities (Morris 2003). Therefore, such decisions should be examined when conservation and recovery actions are targeted and promoted.

I. Mate (✉) · J. Barrull · J. Gosàlbez  
Department of Animal Biology, University of Barcelona,  
Av Diagonal 643,  
08028 Barcelona, Spain  
e-mail: isabel.mate@ub.edu

M. Salicrú  
Department of Statistics, University of Barcelona,  
Av Diagonal 643,  
08028 Barcelona, Spain

J. Ruiz-Olmo  
Department of Agriculture and Natural Environment,  
Doctor Roux 80,  
08017 Barcelona, Spain

The Southern water vole (*Arvicola sapidus*, Miller 1908, Rodentia, Cricetidae) is a medium-sized arvicolid species that generally occupies the banks of stable watercourses and bodies with abundant herbaceous or shrub vegetation cover (Ventura 2007). Its distribution is restricted to the Iberian Peninsula and France (Saucy 1999). The species is classified as vulnerable (Rigaux et al. 2008) and population decline has been observed in recent decades.

Given the fragility of Southern water vole populations, it would be extremely useful to identify the factors that determine habitat selection in this species. A handful of studies have provided perceptive and observational data about the characteristics of the territories inhabited by the Southern water vole (Gosàlbez 1987; Garde 1992; Román 2003; Ventura 2007). In addition, recent studies have analyzed habitat selection at sites within the Iberian Peninsula with very specific characteristics (Fedriani et al. 2002; Román 2007; Pita et al. 2011). This limits the generalization of the results to other areas within the distributional range. Little is known about the full array of environmental determinants that regulate space use and species abundance in Mediterranean riparian habitats, which are the most common habitats in a large proportion of the distributional area. There are no data on the factors that favor the presence of this arvicolid species and on positive population growth.

In this paper, we focused on the conservation and recovery of the Southern water vole in a typical mid-mountain Mediterranean river (the Montsant River). We established the following objectives: (1) Identify habitat characteristics

that determine the spatial distribution of the species. Habitat selection was related to the characteristics of the vegetation, watercourse, and river banks. (2) In relation to these characteristics, and according to the presence and absence of the species in the surveyed stretches, classify the environmental conditions as optimal, suboptimal and hostile. The adaptive ability of the Southern water vole within riparian areas demonstrates the importance of suboptimal habitats.

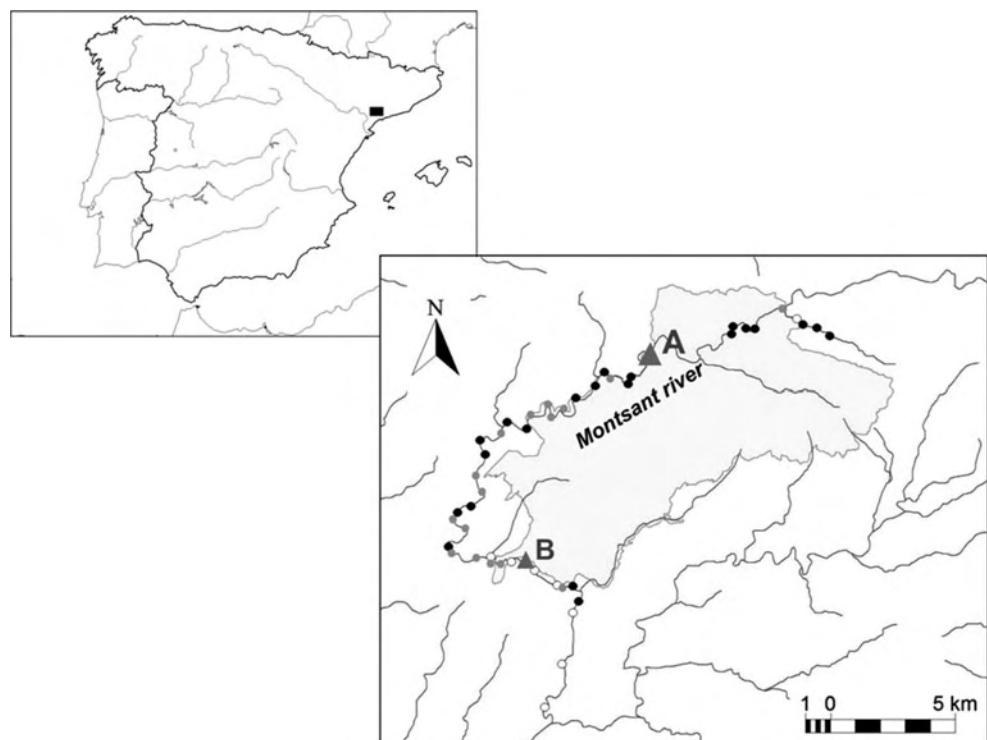
Habitat fragmentation and loss are primarily responsible for the extinction of species listed as threatened (Collen et al. 2011). Therefore, the study of environmental attributes of Mediterranean riparian habitats is justified by the representativeness of this kind of habitat within the range of the Southern water vole and by the need to implement management tools that restore populations of this species in areas with similar ecological characteristics.

## Materials and methods

### Study area

The study was carried out along the Montsant River (41° 10′–41° 18′ N and 0° 45′–0° 53′ E; NE Iberian Peninsula) (Fig. 1). The river runs NE to SW along the northern slope of the Montsant range, a karstic massif with a maximum height of 1,163 m. After a distance of 45.2 km, the Montsant flows into the Siurana River which is a tributary of the Ebro. The Montsant River has a typical Mediterranean hydrological

**Fig. 1** Study area (the Montsant River). *Light gray shading* represents the boundary of the Serra de Montsant Natural Park. *Black dots*: sampling stretches with Southern water vole presence in all four sub-stretches surveyed; *gray dots*: sampling stretches with presence in one to three sub-stretches; *white dots*: sampling stretches with absence in all four sub-stretches. **a** Margalef reservoir (capacity=3 Hm<sup>3</sup>); **b** La Vilella Baixa reservoir (capacity=0.1 Hm<sup>3</sup>)





regime, with strong seasonal oscillations in flow, leading to severe drought in many stretches of the watercourse during the summer and sudden floods during the spring and the autumn. Water reservoirs at Margalef and La Vilella Baixa regulate water flow, but act as a physical barrier to certain vertebrate species (Orta and Ruiz-Olmo 1987). The Mediterranean climate is predominant, with a mean annual temperature of 11–14°C and a mean annual precipitation of 450–600 l/m<sup>2</sup> (Pascual 2007). The riparian environments of the Montsant River valleys consist of fragments of farmland (vegetable crops, vineyards, hazelnut fields, and olive groves) alternated with strips of riparian forest, abandoned cropland, dry Mediterranean grassland, scrubland, and a few patches of Mediterranean forest. Parallel to the river are communities of hydrophytes (*Potamogeton* spp.), watercresses (*Apium nodiflorum* and *Rorippa nasturtium-aquaticum*, among others), reed beds (*Typha* species, *Phragmites australis*), rushes (*Juncus*, *Carex*, *Scirpus*, and *Schoenus* species), tall herbaceous communities, and giant reeds (*Arundo donax*). These communities of herbaceous species alternate with fairly fragmented riparian forest communities, with poplar (*Populus* spp.) and willow formations (*Salix* spp.), and some shrubby patches of tamarisk (*Tamarix* spp.) (Pascual 2007). The region is also home to a highly diverse animal community (Barrull and Mate 2007). The density of the human population, which is traditionally based on agriculture, is very low (average 15.3 inhabitants/km<sup>2</sup>; IDESCAT Generalitat de Catalunya 2010, <http://www.idescat.cat/>), leading to low or lack of frequentation of the riparian areas.

#### Habitat and Southern water vole surveys

After a survey to determine the presence or absence of Southern water vole along the Montsant River (Mate and Barrull 2008), 45 stream stretches of 100 linear meters each, separated by an average distance of 850 m, were selected randomly to represent both categories (presence/absence) and different riparian habitats. In this selection, we maintained the proportion of presence/absence observed in the previous study. As the heterogeneity of habitat conditions within each stretch could make the results difficult to interpret, each one was divided into four sub-stretches of 25 m each, giving a total of 180 sub-stretches that represented 10 % of the total river length. In the absence of an effective evaluation of the minimum sampling area, this survey model allowed us to compare data from different reference units (25, 50, and 100 linear meters). Stretches in which water is collected in reservoirs were not included in the study, as they are not considered comparable to natural riparian environments. From an ecological point of view, this design ensured that animals would be detected, if present, given the normal distances covered by individuals (Román 2007). In a comparable environment, Rigaux et al. (2009)

estimated that the area normally frequented by an adult was 80–150 linear meters of riverbank. The study was carried out during the summer (June–July 2010), when water levels are lowest and rainfall scarce (Pascual 2007), to reduce the risk of signs of the species being erased.

#### Variables analyzed and justification

In order to assess habitat use (the response variable), we determined the presence or absence of the Southern water vole in each sub-stretch. We also counted the number of droppings and latrines, the number of feeding sites, and the plant species gnawed at these sites. As explanatory variables, we considered habitat characteristics related to the river (water and banks) and associated vegetation types, as the species generally remains within watercourses and water masses (Gosálbez 1987; Román 2007; Ventura 2007). Specifically, the following variables were measured: water width (WIDTH), water depth (DEPTH), water velocity (FLOW), bank slope (SLOPE), penetration resistance of soil on banks (HARD), bankside herbaceous vegetation cover (H-COV), woody vegetation cover (W-COV), and vegetation canopy closure over the watercourse (CLOS). A second level of vegetation cover classification was defined based on the presence or absence of plant species in the Southern water vole feeding stations, and we determined the percentage of each of these two subsets for each category (herbaceous and woody cover) (Table 1).

Watercourse characteristics (WIDTH, DEPTH, FLOW) were chosen for their relation to mobility (usual displacements), safety (escape from predators), and food (growth of riparian vegetation). Bank characteristics (SLOPE, HARD) were considered because of their relation to safety, reproduction (construction of nests and dens), and food (settlement and growth of vegetation). The fundamentally herbivorous nature of this arvicolid (Ventura 2007) and the protective function of vegetation against predation (security) led us to consider the cover variables (H-COV, W-COV). The in-depth study of cover variables is justified by the fact that reproductive effectiveness is related to female body weight (Garde and Escala 1996). Therefore, vegetation quantity, quality, and composition are important to ensure biological success. Finally, canopy closure (CLOS) was chosen because of its potential effects on safety (variation in predation risk) and food (growth of herbaceous vegetation).

#### Measurement of variables

The presence/absence (present, 1; absent, 0) of the Southern water vole was based on the detection of typical presence signs (latrines, runways, burrows, external nests, feeding sites, and sightings) (Román 2003). The search for these

**Table 1** Variables measured during the habitat survey of the Montsant River: code, description, and measurement unit

Code	Description of variable	Unit of measurement
Physical features of the stream		
WIDTH	Water width	m
DEPTH	Water depth	cm
FLOW	Water velocity	m/s
Physical features of river margins		
SLOPE	Margin slope	Degrees (°)
HARD	Soil penetration resistance (hardness)	kg/cm <sup>2</sup>
Riparian vegetation		
H-COV	Mean herbaceous cover	%
W-COV	Mean non-herbaceous (woody) cover	%
CLOS	Stream canopy closure	%
Riparian vegetation (according to food criteria)		
H-COV nut	Mean herbaceous nutritious cover	%
H-COV no nut	Mean herbaceous non-nutritious cover	%
W-COB nut	Mean woody nutritious cover	%
W-COB no nut	Mean woody non-nutritious cover	%
Presence of Southern water vole		
ASAP	Southern water vole presence	Yes/no

All variables were measured on both stream banks, with the exception of stream width and canopy closure above the stream

signs was carried out thoroughly in a 1.5-m strip of the vegetation on the banks, from within the water or from the shore. Only fresh fecal material was included in the droppings count; dry or faded feces and feces showing fungal growth were not counted. Piles of more than four droppings were considered latrines. Data from feeding stations was also collected. Feeding stations were points with considerable accumulations of neatly chopped plant remains, usually accompanied by droppings, with characteristics clearly attributable to Southern water vole (Román 2003; CWC 2005). Plant species gnawed at these sites were identified to species level, whenever possible, from vegetation present in the surveyed stretch, according to Pascual (2007). The proportion of feeding stations at which a particular plant species was found was calculated and expressed in terms of frequency of occurrence.

In order to standardize a specific sampling point, measurements were made in the middle of each sub-stretch of 25 m (12.5, 37.5, 62.5, and 87.5 m of each 100 linear meter stretch) and by each bank (with the exception of WIDTH and CLOS). WIDTH was measured with a measuring tape from shore to shore to the edge of the water (or the water mark left on the dry bank). DEPTH and FLOW were measured at three different points across the stream (at 25 cm from each edge and in the center). A millimetered metal rod was used for DEPTH measures and a flowmeter for FLOW measures (Flowwatch; JDC Instruments, Switzerland). At the mid-point of each sub-stretch and within a strip limited to  $\pm 1.5$  m in width, we selected three points at random to

measure the SLOPE and HARD values for each bank. The bank slope was measured using a clinometer (PM-5/360PC; Suunto, Finland) placed on a  $12 \times 8 \times 0.8$  cm piece of wood, and resistance to penetrability was measured with a penetrometer (Volmo, Eurosit, Italy). When more than one measurement was made for a variable (DEPTH, FLOW, SLOPE, or HARD), the arithmetic mean of values recorded in each sub-stretch was considered representative.

To determine the composition of vegetation at the mid-point of each sub-stretch for each bank and parallel to the watercourse, a 3-m-long transect was demarcated with colored measuring tape. The plant species present in a strip  $\pm 1.5$  m wide were identified in situ according to Pascual (2007) and then catalogued according to categories proposed by Westoby et al. (1996). The percentage cover of each plant species identified was determined from photographs ( $2,616 \times 2,112$  pixels, resolution 180 dpi, JPG format) taken from the opposite bank, with the camera installed on a tripod. The ends of the measuring tape (side to side) and the river (bottom) were framed in the field determined by the camera's LCD screen (2.5").

Cover was presented as a percentage and calculated using a digital image analyzer and processor (Adobe Photoshop 7.0, Adobe Systems Incorporated; Image J 1.42q, Rasband W., National Institutes of Health USA, public domain—<http://rsb.info.nih.gov/ij>). This technique for analyzing digital images has been tested in previous studies (Vanhamajamaa et al. 2000; Lusciér et al. 2006), and helps to reduce errors made by subjective visual estimates of



vegetation cover (i.e., Sykes et al. 1983; Kennedy and Addison 1987; Kercher et al. 2003) and avoid the omission of species present during visual cover assessments made in situ (Vanha-Majamaa et al. 2000). In each sub-stretch and for each bank, the percentage of H-COV was calculated as the sum of the cover percentages of all species catalogued as helophytes, hygrophilous fringes of tall forbs, rush formations, and hydrophytes. The percentage of W-COV was calculated as the sum of cover percentages of all species catalogued as shrubs and trees. The average percentages obtained on both banks were used to characterize subsections of 25 m. Similarly, the average for sub-stretches was used to characterize subsections of 50 m and the complete 100-m stretches. In parallel, and according to the classification criterion of presence or absence in Southern water vole feeding stations, the coverage of the species considered food plants (nutritious—H-COV nut, W-COV nut) and non-food plants (non-nutritious—H-COV no nut, W-COV no nut) was calculated. Finally, CLOS was assumed as the proportion of sky obscured by vegetation when observed from a single point on land (Jennings et al. 1991) and was calculated by analyzing zenithal digital photographs (2,592×1,944 pixels, resolution 96 dpi, JPG format) taken at the midpoint of the stream, 25 cm above water level (or above the stream bed in dry stretches). This measurement was expressed as a percentage (0=open areas with no canopy closure; 100=very dense areas of vegetation with canopy totally covering the watercourse).

To ensure the reliability of sampling and its repeatability, the detection of signs of presence on both sides of each stretch of 100 m and the measurement of variables were conducted by two experienced trackers, who spent an average of 128 min/stretch and a minimum of 90 min/stretch.

#### Data analysis

To determine the most influential factors in habitat selection by the Southern water vole, the quantitative data were processed as follows:

- Step 1. To characterize areas with and without populations of Southern water vole, a descriptive analysis of the original variables was performed. Means, standard deviations, ranges, and variation coefficients revealed the dispersion and the most obvious differences. Correlations between the variables allowed us to observe their relationships.
- Step 2. To summarize the data on all of the observed variables, we used a factor analysis with principal component extraction, and a Varimax rotation (with variable standardization).
- Step 3. Based on the results obtained with the explanatory factors, the habitat conditions were classified into three categories that determine the presence of *A.*

*sapidus*: optimal condition (usually with presence of the species), hostile condition (absence of the species), and suboptimal conditions (where the species may or may not be present). The classification criterion is original: from two initial populations (presence/absence), three populations are characterized (optimal, suboptimal, and hostile) and the probability of erroneous classification is ensured. The interpretability of the factors and their relationship with the original variables make the characteristics of the regions that determine the habitat conditions more understandable. Generically, the classification algorithm is based on the following recurrent application criteria. Following the order of importance of the factors, populations are sorted by the value taken in the considered projection. In the first step, all populations are considered; in successive steps, populations that still have to be classified are considered. According to the observed presence/absence results, we determine the inferior (IL) and superior (SL) limits, which mark the boundaries of the regions in which populations are distributed: “optimal condition” (greater than SL, or less than IL, depending on the signs of presence), “hostile condition” (greater than SL or less than IL, depending on the signs of absence), and “pending classification”, when the information is provided by other projections with less variability (between IL and SL). The cutoff values for each factor (SL and IL) are established so that they do not exceed the maximum permissible error (set at 5 % in the present case). The stopping criterion for the classification process is determined by the last factor considered. At this level, populations that lie between IL and SL are assigned to the “suboptimal condition”. In order to minimize the number of individuals classified in the intermediate zone and to ensure the maximum permissible error in the classification, fine-tuning thresholds are introduced and the border populations are reclassified, if necessary. This procedure departs from classical discriminant analysis, given that, in the habitat selection, disjoint classification with presence/absence does not explain correctly the behaviour of the species, and the artificial construction of the third category (suboptimal condition) based on the characterization of false positives (real absence with presence prediction) does not provide satisfactory results. However, the characteristics of the regions are more understandable (interpretable in known terms) when the factors are used than when the discriminant function is considered.

## Results

The monitoring of 180 sub-stretches of 25 linear meters, chosen to characterize habitat preferences, revealed the presence of the Southern water vole in 121 sub-stretches and its absence in 59 sub-stretches. Descriptively, the results obtained with the original variables (Table 2) show the ability of the Southern water vole to adapt to a wide range of riparian habitat conditions. The coefficient of variation  $CV = (s/\bar{X}) \cdot 100$  is more than 50 % for all variables, with the exception of HARD (28 %) in the absence of the Southern water vole, and the overlap in all of the variables is very high. Adaptive ability in the riparian environment, which was observed in the individual contrast of each variable (which is typical of generalist species), cannot be equated with a lack of preference for habitat conditions. The specialist dimension of habitat selection lies in the integration of all variables.

At this point, we should mention the special characteristics of the variable FLOW in our environment and in this season. According to the categories established by Prenda and Granado-Lorencio (1996), out of a total of 171 stream sub-stretches containing water, 80.12 % could be considered to be “no current” (pool) environments (water velocity between 0.0 and 1 m/s—94 of 121 sub-stretches with the presence of water vole and 43 of 50 sub-stretches with the absence of water vole), 18.13 % “slow current” environments (water velocity between 0.1 and 0.3 m/s—24 of the 121 sub-stretches with the presence of water vole, and seven of the 50 sub-stretches with the absence of water vole), and 1.75 % “moderate current” (water velocity between 0.3 and 0.7 m/s—three of 121 sub-stretches with the presence of water vole, and 0 of 50 sub-stretches with the absence of water vole).

Given that the FLOW values are concentrated on one/two points of the scale, and consequently the differences are limited to extremes and outliers, and other variables explain

the watercourse features (WIDTH and DEPTH), this variable can be excluded from the integrated analysis to avoid “noise”.

The correlation matrix for the explanatory variables revealed four groups: WIDTH and DEPTH ( $r=0.57$ ), SLOPE and HARD ( $r=0.61$ ), H-COV and W-COV ( $r=-0.82$ ), and CLOS. The first group was not correlated with the other two, while the second and third groups were correlated by the relationship between HARD and H-COV ( $r=-0.48$ ). CLOS was only weakly related to W-COV ( $r=0.28$ ) and WIDTH ( $r=-0.18$ ).

Based on the correlation among the original variables, we explored the possibility of identifying variables that are the common manifestation of factors that are not directly observable. Factor analysis provided a good four-dimensional solution (four factors): the variability explained was 87.72 % and the communalities were high [the lowest communality (0.7713) was obtained for WIDTH and the highest (0.9480) for H-COV].

Factor 1 seems to relate to vegetation characteristics, factor 2 to the physical attributes of the riverbank, factor 3 to the presence of water and the physical features of the stream, and factor 4 to the canopy closure (Table 3). Within the framework of the Montsant River, the projection of the scatter plot over factors 1 and 2 (Fig. 2a) revealed that, in terms of vegetation characteristics, the Southern water vole has a great ability to adapt to the environment. However, sites favoring the presence of Southern water vole showed a high H-COV and a low or intermediate W-COV (shrubs and trees) value. In terms of bank features, the most suitable sites had gently sloping banks and a soft substrate (low values for SLOPE and HARD). The projection over factors 3 and 4 (Fig. 2b) showed that the Southern water vole requires at least some water (no field signs were found in dry stretches), but prefers sites at which the channel width and depth are high or intermediate (in relation to the

**Table 2** Summary statistics for the variables measured in the presence and absence of Southern water vole: mean ( $\bar{x}$ ), standard deviation ( $s$ ), range, and coefficient of variation (CV)

	Presence ( $n=121$ )				Absence ( $n=59$ )			
	$\bar{X}$	$s$	Range	CV	$\bar{X}$	$s$	Range	CV
WIDTH	4.58	2.38	0.60–11.10	51.97 %	3.02	2.34	0.00–9.70	77.48 %
DEPTH	30.33	21.26	5.00–94.67	70.10 %	14.61	14.56	0.00–83.00	99.66 %
FLOW	0.06	0.10	0.00–0.53	166.67 %	0.03	0.07	0.00–0.30	233.33 %
SLOPE	17.03	10.86	1.50–54.33	63.77 %	31.05	16.50	5.50–71.17	53.14 %
HARD	2.99	1.60	1.00–8.50	53.51 %	5.81	1.61	2.63–8.50	27.71 %
H-COV	49.86	25.61	0.00–97.71	51.36 %	33.35	20.35	0.00–82.28	61.02 %
W-COV	32.40	22.51	0.00–93.54	69.48 %	42.18	22.25	2.51–98.54	52.75 %
CLOS	36.46	28.60	0.00–92.09	78.44 %	32.85	30.85	0.00–83.83	93.91 %

WIDTH water width, DEPTH water depth, FLOW water velocity, SLOPE margin slope, HARD soil penetration resistance, H-COV herbaceous cover, W-COV non-herbaceous cover, CLOS stream canopy closure



**Table 3** Coefficient values (loadings) for the first four factors after Varimax rotation

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
WIDTH	-0.05149	-0.10781	<b>0.87297</b>	-0.13953
DEPTH	-0.08655	-0.04211	<b>0.88609</b>	-0.00241
SLOPE	0.03935	<b>0.91093</b>	0.01036	0.07211
HARD	0.21252	<b>0.85314</b>	-0.19262	-0.21689
H-COV	<b>-0.91401</b>	-0.32251	0.03892	0.02707
W-COV	<b>0.96256</b>	-0.01936	-0.11237	0.18592
CLOS	0.12440	-0.06567	-0.12045	<b>0.96619</b>

The coefficients of the variables that affect each factor to the greatest extent are shown in bold

characteristics of the Montsant River). In terms of canopy closure, the Southern water vole did not show any particular preference.

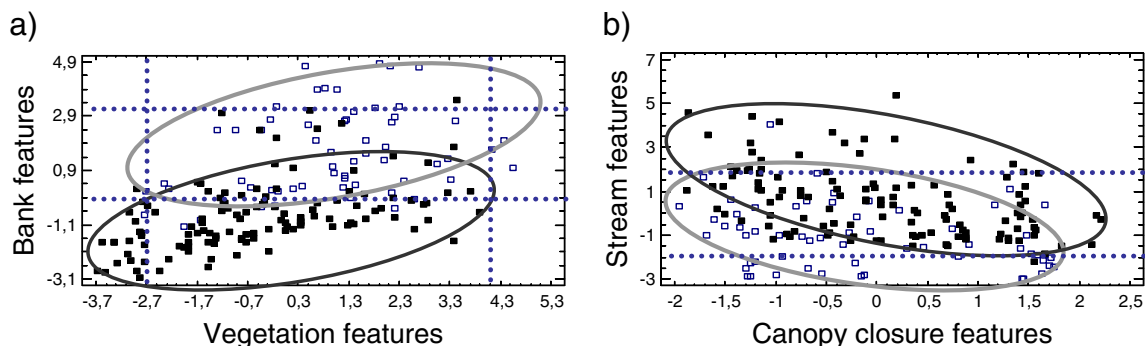
To state explicitly the relationships between the factors identified and the habitat conditions (regions bounded by dotted lines in Fig. 2), we constructed a tree in which presence (optimal condition), absence (hostile condition), and an intermediate situation (suboptimal condition) were quantitatively related to the measurements obtained for each factor (Fig. 3a). To determine the boundaries between regions (the coordinates where the dotted lines are set), we used a criterion that takes into account the maximum permissible error in the classification. The characterization obtained (by accepting a maximum error of 5 % in the classification) is presented below:

- (a) Optimal habitat conditions. A habitat is selected when:  $F_1 < -2.730$  (vegetation characteristics are very good);  $-2.730 \leq F_1 \leq 4.000$  and  $F_2 < -0.478$  (vegetation characteristics are acceptable and stream bank features are very good); and  $-2.730 \leq F_1 \leq 4.000$ ,  $-0.478 \leq F_2 \leq 3.150$ , and  $F_3 > 1.900$  (vegetation and bank characteristics are acceptable while the physical features of the watercourse are very good). According to the correlation structure, sites with very good vegetation conditions also have at least acceptable bank and stream characteristics.

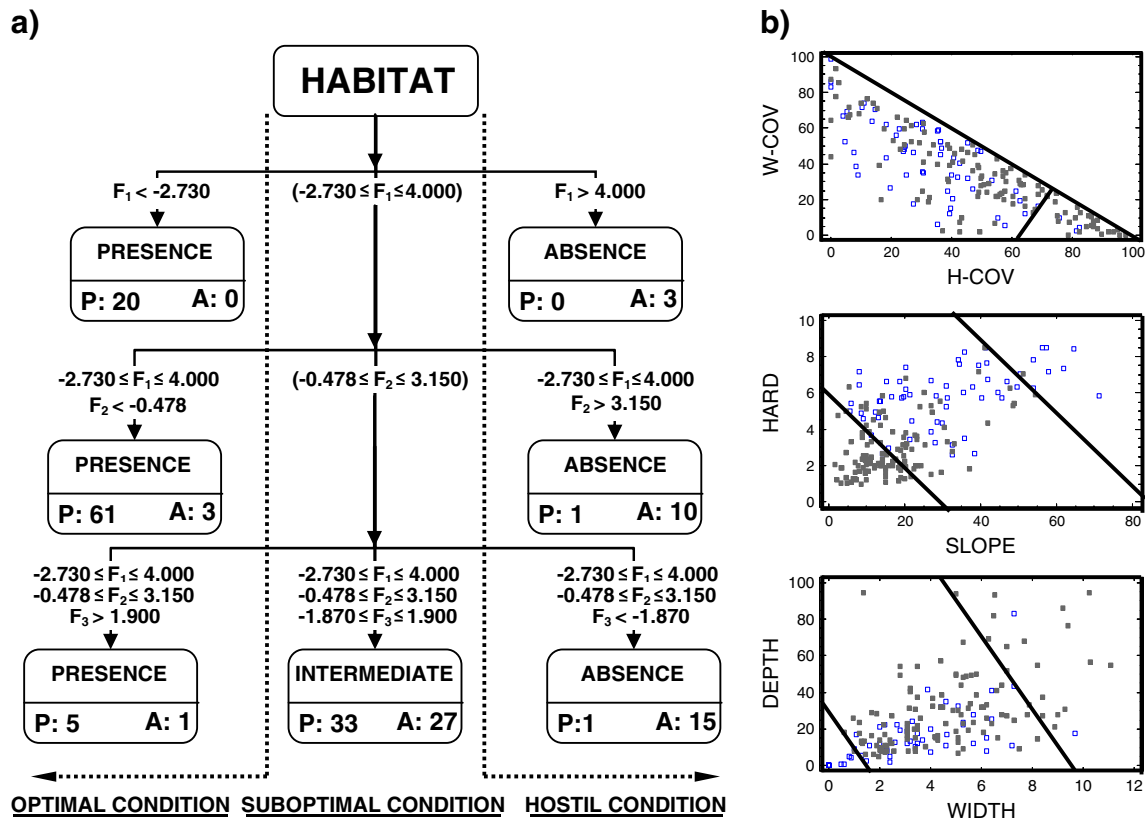
- (b) Suboptimal habitat conditions. The ability to adapt enables the species to develop in intermediate conditions of riparian vegetation, bank, and watercourse. Suboptimal sites are associated with  $-2.730 \leq F_1 \leq 4.000$ ,  $-0.478 \leq F_2 \leq 3.150$ , and  $-1.870 \leq F_3 \leq 1.900$ .
- (c) Hostile habitat conditions. Habitat conditions that are not suitable for the Southern water vole have one or more unacceptable characteristics (in the majority of cases, these vary according to the correlation structure among variables). Hostile habitat conditions appear when  $F_1 > 4.000$  (poor riparian vegetation characteristics);  $-2.730 \leq F_1 \leq 4.000$  and  $F_2 > 3.150$  (acceptable riparian vegetation features, but poor stream bank characteristics); and  $-2.730 \leq F_1 \leq 4.000$ ,  $-0.478 \leq F_2 \leq 3.150$ , and  $F_3 < -1.870$  (vegetation and stream bank characteristics are acceptable, but watercourse characteristics are poor).

The method only used the first three factors to characterize the habitat conditions. The fourth factor (related to the canopy closure) was rejected in the process, as its inclusion contributed only 1.7 % to the classification. To facilitate the interpretation of the results in the relational tree, Fig. 3b shows scatter plots corresponding to the pairs of variables that characterize each factor and indicates areas of presence, absence, and intermediate conditions as a reference.

The data on the presence and absence of Southern water vole obtained during the Montsant River survey also highlighted the fragmentation of the population into three subpopulations: the north subpopulation, which is distributed in the upper river as far as the Margalef reservoir; the central subpopulation, which is distributed between the dams; and the south subpopulation, which is distributed downstream of the La Vilella Baixa reservoir (Fig. 1). Following this classification criteria, of the 121 sampling sites at which the Southern water vole was present, 86 showed optimal habitat conditions, 33 suboptimal conditions, and two hostile conditions. Of the 90 sites classified as optimal habitats, only four were not occupied (stretch 18—sub-stretches 2 and 4; stretch 30—sub-stretches 2 and 4). Of the 60 sites classified



**Fig. 2** Representation of sites with/without Southern water vole on scatter plots over the factorial axes (presence—black dots, absence—white dots). The dotted lines separate presence/absence regions for each of the factors



**Fig. 3** a Relational tree: habitat conditions vs. factor characteristics. The top half of the box shows the typology of stretches, and the bottom half indicates the number of sub-stretches with (P)/without (A)

Southern water vole. b Scatter plots for variables that characterize the factors (presence—gray dots, absence—white dots)

as suboptimal habitats, 11 of 12 sites were occupied in the north area, 22 of 38 sites were occupied in the central area, and no sites out of 10 were occupied in the south area. Evidence of the species was only found in two of the 30 sites that were considered hostile (stretch 22—sub-stretch 4; stretch 24—sub-stretch 4). Descriptively, Table 4 shows the stretch and sub-stretch results.

To corroborate the results obtained, we calculated correlations between the number of droppings and the four selected factors in the factor analysis (Table 5). These correlations again show the importance of the vegetation composition and the characteristics of the riverbanks and the stream, as well as the low impact of canopy closure on habitat selection. The sign of the correlations confirms that more droppings were found when the values for WIDTH, DEPTH, and H-COV were higher, and when values for SLOPE, HARD, and W-COV were lower.

We also obtained the average number of droppings and latrines per habitat condition in the presence of Southern water vole. For the optimal habitat conditions, an average of 47.11 droppings was found per 25-m sub-stretch (49.2 in the northern subpopulation, 44.0 in the central subpopulation, and 48.4 in the southern population). For the suboptimal habitat conditions, an average of 29.85 droppings was

counted per 25-m sub-stretch (26.1 in the northern subpopulation and 31.7 in the central subpopulation). In hostile sub-stretches where there were signs of water vole presence, the average number of feces found was 16. The ratio of 1.6:1 in comparisons of the number of droppings in optimal and suboptimal habitat conditions was maintained in calculations of the number of latrines (3.88 latrines for the optimal habitat condition and 2.42 latrines for suboptimal habitat condition). Likewise, we gathered results for the two stretches that exceptionally had no signs of presence in any of sub-stretches with optimal habitat conditions. Stretch 18: sub-stretch 1, two latrines and 18 droppings; sub-stretch 2, 0 latrines and 0 droppings; sub-stretch 3, six latrines and 60 droppings; and sub-stretch 4, 0 latrines and 0 droppings. Stretch 30: sub-stretch 1, one latrine and five droppings; sub-stretch 2, 0 latrines and 0 droppings; sub-stretch 3, one latrine and 11 droppings; and sub-stretch 4, 0 latrines and 0 droppings.

The importance of vegetation cover in habitat selection justifies an in-depth analysis. In this direction, the inclusion of the alimentary criterion (Table 6) shows the importance of nutritious species: in the presence of Southern water voles, the mean cover of nutritious (herbaceous and non-herbaceous) plant species was much higher, and, in contrast,



**Table 4** Habitat condition and distribution of presence/absence of the Southern water vole in surveyed stretches of the Montsant River

North zone					Central zone					South zone				
Sub-stretches					Sub-stretches					Sub-stretches				
Stretch	1	2	3	4	Stretch	1	2	3	4	Stretch	1	2	3	4
1	S/P	O/P	O/P	O/P	10	O/P	O/P	O/P	O/P	38	H/A	H/A	H/A	S/A
2	O/P	S/P	O/P	O/P	11	O/P	S/P	S/P	S/P	39	S/A	H/A	H/A	S/A
3	O/P	S/P	O/P	O/P	12	O/P	S/P	O/P	S/A	40	S/A	S/A	O/P	O/P
4	H/A	H/A	H/A	H/A	13	O/P	O/P	O/P	O/P	41	O/P	O/P	O/P	O/P
5	S/A	H/A	S/P	S/P	14	O/P	O/P	O/P	O/P	42	O/P	O/P	O/P	O/P
6	S/P	O/P	S/P	O/P	15	O/P	O/P	O/P	O/P	43	S/A	H/A	H/A	H/A
7	O/P	O/P	O/P	O/P	16	S/P	S/A	H/A	H/A	44	S/A	H/A	S/A	S/A
8	S/P	S/P	O/P	O/P	17	O/P	S/A	O/P	S/P	45	H/A	H/A	H/A	S/A
9	O/P	O/P	S/P	S/P	18	O/P	O/A	O/P	O/A					
					19	S/A	O/P	O/P	S/P					
					20	O/P	O/P	O/P	O/P					
					21	O/P	O/P	S/P	O/P					
					22	O/P	O/P	S/A	H/P					
					23	O/P	O/P	S/P	S/P					
					24	S/P	S/P	O/P	H/P					
					25	S/A	S/P	O/P	S/A					
					26	S/P	O/P	S/A	S/P					
					27	O/P	O/P	O/P	O/P					
					28	O/P	O/P	O/P	S/P					
					29	S/P	S/A	S/P	S/P					
					30	O/P	O/A	O/P	O/A					
					31	S/P	O/P	O/P	O/P					
					32	O/P	O/P	S/A	S/A					
					33	O/P	S/A	O/P	O/P					
					34	O/P	S/A	S/A	S/P					
					35	S/A	H/A	H/A	H/A					
					36	S/P	H/A	S/A	H/A					
					37	H/A	H/A	H/A	H/A					

P and A represent “presence” and “absence”, respectively; O, S, and H represent the “optimum condition”, “suboptimal condition”, and “hostile condition”, respectively. The shaded boxes highlight the use of habitat by water vole: best sites (light gray), suboptimal sites (gray), and hostile sites (dark gray). The numbers of stretches are correlative in the direction N to S

the mean cover of non-nutritious plant species was higher in sites without water voles.

**Discussion**

The results obtained for the Montsant River suggest that, in this area, constraints on habitat selection by the Southern water voles are related to vegetation (plant cover), bank characteristics (penetrability and slope), and watercourse characteristics (width and depth). The most favorable places for the species had high cover of herbaceous plants (mainly helophytes) and moderate to low tree and shrub cover; gently sloping banks and soft substrate; and the presence of water (from a slow flow to no current or pool), with moderate to high stream widths and depths. In general, our results are consistent with the perceptive assumptions of the majority of authors working on this subject (Graells 1897;

Cabrera 1914; Saint-Girons 1973; Gosálbez 1987; Garde and Escala 1993; Saucy 1999; Ventura 2007).

Herbaceous cover, and nutritious species cover in particular, was related to feeding, reproductive success, and safety (shelter against predators). The nutritious component of the herbaceous vegetation influenced the presence of the rodent: stretches with high coverage of common reed (*Phragmites australis*) and reed mace (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*) were more likely to be occupied. Common reed and reed mace, found mostly at feeding stations, are an important food source, a fact which has already been noted by some authors (Ventura et al. 1989; Garde and Escala 2000). The stenophagy demonstrated by this species (Ventura et al. 1989; Garde and Escala 2000; Román 2007) means that growth and reproduction are influenced by herbaceous vegetation in active growth. The seasonality of food availability due to the summer droughts that are characteristic of Mediterranean areas is considered a key factor in the

**Table 5** Pearson’s correlation coefficients between number of droppings and explanatory factors

	Vegetation cover	Riverbank features	Stream features	Canopy closure
No. droppings	−0.4079	−0.4264	0.3488	0.0462



**Table 6** Summary statistics for the measured for the cover of nutritious and non-nutritious plant species in the presence and absence of Southern water vole: mean, standard deviation, and range

Detailed description of the nutritious species most frequently found in food stations of the Southern water vole (*Typha* sp. includes *Typha angustifolia* and *T. latifolia*)

	Presence			Absence		
	$\bar{x}$	<i>s</i>	Range	$\bar{x}$	<i>s</i>	Range
H-COV nut	44.74	25.61	0–97.71	24.55	19.79	0–79.75
<i>Phragmites australis</i>	19.41	23.89	0–97.71	4.42	10.57	0–44.18
<i>Typha</i> sp.	9.30	17.30	0–85.54	1.91	9.50	0–63.56
<i>Epilobium hirsutum</i>	5.51	10.17	0–50.33	3.30	5.82	0–21.51
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1.74	4.81	0–29.97	1.26	3.85	0–26.86
<i>Apium nodiflorum</i>	0.23	1.73	0–18.72	0.83	2.33	0–11.46
<i>Scirpus maritimus</i>	0.17	1.00	0–8.17	0.08	0.39	0–2.17
H-COV no nut	5.12	8.10	0–54.27	8.80	8.13	0–31.75
W-COV nut	12.75	16.69	0–73.77	8.17	15.58	0–71.42
<i>Salix alba</i>	3.65	6.86	0–28.05	3.99	11.12	0–71.42
<i>Salix cinerea</i>	7.92	14.22	0–73.77	2.35	7.14	0–37.16
<i>Salix elaeagnos</i>	1.19	4.00	0–26.82	1.82	8.47	0–49.48
W-COV no nut	19.65	17.79	0–81.63	34.01	21.66	0–85.80

demographic dynamics and reproductive patterns of species in this region (Pita et al. 2010). Regarding protection, the survival of these small mammals is closely linked to the ability to evade predators. This is achieved mainly by avoiding detection (shelter) and by minimizing the consequences of detection (escape) (King 1985). The availability of shelter is one of the main elements that determine the habitat of water voles (Román 2007). The presence of abundant herbaceous plant cover provides a suitable hiding place, and facilitates the creation and maintenance of an extensive network of runways to allow escape (Fedriani et al. 2002; Román 2003). Barreto et al. (1998) and Carter and Bright (2003) identified good submerged and emergent vegetation cover that provides shelter as the factor that enables the coexistence of *Arvicola amphibius*, American mink (*Neovison vison*), and other predators.

Bank characteristics have been linked to reproduction, security, and, indirectly, to food. Stretches with gently sloping riverbanks and low resistance to penetration showed higher occupancy than stretches with hard riverbanks and steep slopes, in which no water voles were detected. This is consistent with the burrowing habits of this arvicolid rodent, which prefers substrates that are easy to excavate and build burrows in. Burrows help thermoregulation and provide a place in which to hide (Gromov and Polyakov 1992). Bank slope and river narrowing have been related with the effect of seasonal flooding, a common phenomenon in Mediterranean riparian areas. Flash floods can be fatal to arvicolids (Gromov and Polyakov 1992): many individuals die by drowning or hypothermia, and the lack of food and shelter oblige the animals to make longer-distance movements in unsafe conditions. This effect is attenuated in wide stretches of river with flat banks since the sheet of water is redistributed over the alluvial plain and, therefore, dissipates

much of the energy carried by the stream (Sedell et al. 1990; CWC 2005). Finally, there is an indirect relationship between bank characteristics and food, as banks with soft materials favor the establishment of herbaceous vegetation. Quantitatively, this has been shown in the correlations among the variables that form the two explanatory factors.

Watercourse characteristics have been related to mobility, safety, and nutrition. In the Montsant River, the Southern water vole was only found in stretches with water. *A. sapidus* is considered highly dependent on freshwater (Gosálbez 1987; Garde 1992; Saucy 1999; Ventura 2007), although some authors have also found the species in dry streams, ponds, and wetlands far from main water surfaces (Fedriani et al. 2002; Román 2007; Pita et al. 2010). Water voles were present mainly in sub-stretches with moderate to high stream width and depth (in relation to the range exhibited by this watercourse). Water is an important medium for movements and for escaping from predator attacks (by swimming and diving). This is facilitated by river stretches with moderate to great depths since it is not possible to escape by diving in shallow water (Woodall 1993, *A. amphibius*). The width of the stream influences the degree of solar radiation that reaches the understory and provides a break in the riparian forest canopy above the watercourse (Gregory et al. 1991; Waters et al. 2001). The wider the watercourse is, the larger the gap in the canopy and the larger the area adjacent to the bank in which solar radiation can affect the understory; consequently, the more favorable the growth of vegetation, especially herbaceous plants (which have been linked to food and to escape from predator attacks). The data collected during the study period do not allow us to evaluate the relevance and effect of the stream's velocity, as in most of the surveyed stretches the observed flow was slow or very slow.





Canopy closure did not contribute any new information. The effect of riparian tree canopy above the bedstream has been partially explained by the variation in the width of the watercourse. The possible influence of canopy closure on the risk of predation by birds of prey, Ardeidae, and climbing carnivores was not observed.

The factor analysis and relational tree results showed that the presence or absence of Southern water vole in a particular location can be explained by a combination of interrelated environmental conditions, rather than a single habitat characteristic. Combinations of the factors result in different scenarios: the optimal scenario (preferential for arvicoline establishment), with good, or very good, watercourse, riverbank, and vegetation conditions; the suboptimal scenario (acceptable for arvicoline establishment), with a combination of good, very good, and acceptable conditions; and the hostile scenario (not acceptable for arvicoline establishment) with one or more unacceptable conditions. The variation in occupation pattern in the north and south areas suggests that the use of suboptimal scenarios is related to opportunities to find best scenarios. In both cases, all of the sub-stretches with optimal conditions were used. With regard to sub-stretches with suboptimal conditions, in the north zone 11 of 12 sub-stretches were occupied, and in the south zone 0 of 10 sub-stretches were occupied. As for the central zone, 57 of 61 sub-stretches with optimal conditions and 22 of 38 sub-stretches with suboptimal conditions were occupied. These observations suggest the presence of source-sink-like dynamics, as mentioned by Bonesi et al. (2002) for *A. amphibius*, i.e., areas with optimal conditions could act as “sources” that redirect individuals into less optimal areas when the density is highest. The main reasons why four sub-stretches with optimal habitat conditions were not occupied are unknown, although predatory pressure and/or lack of individuals (density) have emerged as the most probable explanations of the non-recolonization. Lawton and Woodroffe (1991) and Bonesi et al. (2002) attributed the lack of *A. amphibius* occupation of sites with suitable habitat conditions to isolation (lack of connectivity) from other sites occupied by the species. In the Montsant River, the occupation of adjacent sub-stretches and the stretches before and after the four unoccupied sub-stretches ruled out isolation as the immediate cause of the absence, as well as the effect of interspecific competition. As for the hostile scenarios, the occasional presence of signs was related to the corridor effect of these sub-stretches that linked optimal or suboptimal occupied sites and were used by animals during habitual or dispersal movements.

The results also show that, in the Montsant River, the establishment of the Southern water vole is influenced by the barrier effect of dams. The construction of the Margalef (1992) and La Vilella Baixa (1984) reservoirs has led to fragmentation of the *A. sapidus* population. The northern

subpopulation was small (as inferred from occupation data and the number of signs found) and distributed in the upper river as far as the Margalef dam. It was mainly found in areas with optimal or suboptimal habitat conditions. The central subpopulation was distributed between the reservoirs. It was isolated from the other two subpopulations, and its habitats mainly had suboptimal and optimal conditions. Finally, the southern subpopulation, which was very small, was distributed downstream of the La Vilella Baixa dam, and had habitats with unfavorable conditions for species establishment (Table 4). The north and south subpopulations were very small and had little continuity throughout the territory, and the central subpopulation did not have any external connectivity with other subpopulations.

In this environment, the fragility of the species is attributable to the fragmentation of space and the degradation of habitat conditions. Populations distributed into small fragments of habitat are more sensitive to natural disasters (floods, fires, and drought), demographic or environmental randomness (variation in the proportions of sexes at birth or death; variation in predation pressure and epidemics), and genetic alterations (inbreeding) (Shaffer 1981; Delibes 2002).

The maintenance and restoration of habitat conditions in continuous stretches is probably the most efficient tool for promoting the survival of the remaining populations of Southern water voles. The relationship of droppings and latrines between areas with optimal and suboptimal habitat conditions suggests that improvement of habitat conditions would lead to an increase in carrying capacity. The recovery of hostile environments should increase the chances of establishment and promote the continuity in space. As described by Morris et al. (1998) and Bonesi et al. (2002), population density can be estimated on the basis of linear models adapted to the specific environment. The positive dependence between the number of droppings/latrines and population density suggests that optimal areas have a greater carrying capacity. Moreover, *A. sapidus* generally exhibits resource-defense polygyny in which a male shares a territory with several females. However, when the size or quality of the habitat is reduced, the arvicolid can show facultative monogamy (Román 2007; Pita et al. 2010). Polygynous males have higher reproductive success than monogamous males because annual reproductive success is directly linked to the number of females residing in a male's territory (Waterman 2007). Thus, optimal habitat conditions could be equally related to major reproductive success. The plasticity demonstrated by the species in its use of less suitable sites (suboptimal conditions) sets the lower limit required for the recovery of the habitat. In north and south zones, actions must be aimed at achieving a more suitable space that increases the size of patches of habitat to obtain a minimum viable population. In the central zone, actions

must be aimed at improving habitat conditions (in order to increase carrying capacity and achieve greater continuity) and minimizing the effect of genetic erosion if it occurs (possibly by translocations). Specific details of some of these management proposals in the Serra de Montsant Natural Park can be found in Mate and Barrull (2008). This line of action is also strengthened by the fact that the preservation of habitats that are favorable to this rodent reduces the effect of other threats such as predation by alien species, particularly American mink (Carter and Bright 2003; Mate and Barrull 2010).

**Acknowledgments** The authors would like to thank J. Palet and A. Segrove for their assistance with the fieldwork, and the two anonymous reviewers for their valuable suggestions. I. Mate would like to thank the medical staff of the Neuroradiology Units of Hospital Clínic and Hospital de la Santa Creu i Sant Pau, Barcelona, and especially Dr. A. Tomasello, for their extraordinary professional work and humanity.

## References

- Barreto GR, Rushton SP, Strachan R, Macdonald DW (1998) The role of habitat and mink predation in determining the status and distribution of water voles in England. *Anim Conserv* 1:129–137. doi:10.1111/j.1469-1795.1998.tb00020.x
- Barrull J, Mate I (2007) Fauna Vertebrada del Parc Natural de la Serra de Montsant. Diputació de Tarragona, Tarragona
- Bonesi L, Rushton S, Macdonald D (2002) The combined effect of environmental factors and neighbouring populations on the distribution and abundance of *Arvicola terrestris*. An approach using rule-based models. *Oikos* 99:220–230. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.990202.x
- Cabrera A (1914) Fauna Ibérica. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid
- Carter SP, Bright PW (2003) Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biol Conserv* 111:371–376. doi:10.1016/S0006-3207(02)00305-1
- Collen B, McRae L, Deinet S, De Palma A, Carranza T, Cooper N, Loh J, Baillie JEM (2011) Predicting how populations decline to extinction. *Phil Trans R Soc B* 366(1577):2577–2586. doi:10.1098/rstb.2011.0015
- CWC (2005) The ecology and conservation of water voles in upland habitats. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 099
- Delibes M (2002) Infraestructuras, hábitats y biodiversidad. I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente (ICITEMA). Ponencias y Comunicaciones 1:173–190
- Fedriani JM, Delibes M, Ferreras P, Román J (2002) Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Ecoscience* 9:12–19
- Garde JM (1992) Biología de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en el sur de Navarra (España). PhD dissertation. University of Navarra
- Garde JM, Escala MC (1993) Situación actual de la rata de agua *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Revista del Centro de Estudios Merindad de Tudela* 5:121–130
- Garde JM, Escala MC (1996) Reproductive cycle of *Arvicola sapidus* (Rodentia, Arvicolidae) from southern Navarre, Spain. *Acta Theriol* 41:353–365
- Garde JM, Escala MC (2000) The diet of the southern water vole, *Arvicola sapidus* in southern Navarre (Spain). *Folia Zool* 49:287–293
- Gosálbez J (1987) Insectívors i Rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i Catàleg faunístic. Ketres editora, Barcelona
- Graells MP (1897) Fauna Mastodològica Ibérica. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas. Físicas y Naturales XVII, Madrid
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummings KW (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41:540–551
- Gromov IM, Polyakov IYa (1992) Fauna of the USSR. Mammals. Vol. III. No. 8. Voles (Microtinae). Brill, Leiden
- Jennings SB, Brown ND, Sheil D (1991) Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72:59–73. doi:10.1093/forestry/72.1.59
- Kennedy KA, Addison PA (1987) Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. *J Ecol* 75:151–157
- Kercher SM, Frieswyk CB, Zedler JB (2003) Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. *J Veg Sci* 14:899–906. doi:10.1111/j.1654-1103.2003.tb02223.x
- King C (1985) Interactions between woodland rodents and their predators. *Symp Zool Soc Lond* 55:219–247
- Lawton JH, Woodroffe GL (1991) Habitat and the distribution of water voles: why are there gaps in a species' range? *J Anim Ecol* 60:79–91
- Luscier JD, Thompson WL, Wilson JM, Gorham BE, Dragut LD (2006) Using digital photographs and object-based image analysis to estimate percent ground cover in vegetation plots. *Front Ecol Environ* 4:408–413. doi:10.1890/1540-9295(2006)4[408:UDPAOI]2.0.CO;2
- Mate I, Barrull J (2008) La rata d'aigua, *Arvicola sapidus*, al Parc Natural de la Serra de Montsant. I. Distribució i estima poblacional. Parc Natural de la Serra de Montsant, Dep. Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. CDMA1300054085. Unpublished report
- Mate I, Barrull J (2010) Primera cita de vison americano (*Neovison vison* Schreber, 1777) en el riu Montsant (Tarragona). *Galemys* 22:63–65
- Morris DW (1987) Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecol Monogr* 57:269–281
- Morris DW (2003) Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136:1–13. doi:10.1007/s00442-003-1241-4
- Morris PA, Morris MJ, Macpherson D, Jefferies DJ, Strachan R, Woodroffe GL (1998) Estimating numbers of the water vole *Arvicola terrestris*: a correction to the published method. *J Zool* 246:61–62. doi:10.1111/j.1469-7998.1998.tb00132.x
- Orians GH, Wittenberger JF (1991) Spatial and temporal scales in habitat selection. *Am Nat* 137:29–49
- Orta J, Ruiz-Olmo J (1987) Estudi sobre l'embassament de Margalef al riu Montsant. Part I: Estudi de l'impacte sobre els sistemes naturals. Servei de Protecció de la Natura, Direcció General de Política Forestal del DARP, Generalitat de Catalunya, Barcelona. Unpublished report
- Pascual R (2007) Flora de la serra de Montsant. Vol 1. Ed. Rafael Dalmau, Barcelona
- Pita R, Mira A, Beja P (2010) Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *Eur J Wildl Res* 56:651–662. doi:10.1007/s10344-009-0360-6
- Pita R, Mira A, Beja P (2011) Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecol* 37:124–132. doi:10.1016/j.actao.2011.01.006
- Prenda J, Granado-Lorencio C (1996) The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biol Conserv* 76:9–15. doi:10.1016/0006-3207(95)00080-1
- Rigaux P, Vaslin M, Noblet JF, Amori G, Muñoz LJP (2008) *Arvicola sapidus*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 26 March 2011
- Rigaux P, Chalbos M, Auvity F, Braure E, Trouillet S (2009) Éléments sur la densité locale et l'utilisation de l'espace du campagnol



- amphibie (*Arvicola sapidus*): exemple de trois sites en Auvergne. Rapport d'étude. Groupe Mammalogique d'Auvergne. Unpublished report
- Román J (2003) Guía de indicios de los mamíferos. Rata de agua *Arvicola sapidus* Miller 1908. *Galemys* 15:55–59
- Román J (2007) Historia natural de la rata de agua *Arvicola sapidus* en Doñana. PhD dissertation. Autonomous University of Madrid, Madrid
- Saint-Girons MC (1973) Les mammifères de France et du Benelux (faune marine exceptée). Doin, Paris
- Saucy F (1999) *Arvicola sapidus* Miller, 1908. In: Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík V, Zima J (eds) The atlas of European mammals. Academic, London, pp 220–221
- Sedell JR, Reeves GH, Hauer FR, Stanford JA, Hawkins CP (1990) Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environ Manage* 14:711–724
- Shaffer ML (1981) Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31:131–134
- Sykes JM, Horrill AD, Mountford MD (1983) Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. *J Ecol* 71:437–450
- Vanha-Majamaa I, Salemaa M, Tuominen SM, Mikkola K (2000) Digitized photographs in vegetation analysis—a comparison of cover estimates. *Appl Veg Sci* 3:89–94. doi:10.2307/1478922
- Ventura J (2007) *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Rata de agua. In: Palomo LJ, Gisbert J, Blanco JC (eds) Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos terrestres de España, Dirección General para la Biodiversidad. MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid, pp 405–407
- Ventura J, Gosálbez J, López-Fuster MJ (1989) Trophic ecology of *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) in the Ebro Delta (Spain). *Zool Anz* 223:283–290
- Waterman J (2007) Male mating strategies in rodents. In: Wolff JO, Sherman PW (eds) Rodent societies. An ecological & evolutionary perspective. The University of Chicago Press, Chicago, pp 27–41
- Waters JR, Zabel CJ, McKelvey KS, Welsh HH Jr (2001) Vegetation patterns and abundances of amphibians and small mammals along small streams in a Northwestern California watershed. *Northwest Sci* 75:37–52
- Westoby M, Leishman M, Lord J (1996) Comparative ecology of seed size and dispersal [and discussion]. *Philos Trans R Soc London [Biol]* 351:1309–1318. doi:10.1098/rstb.1996.0114
- Woodall PF (1993) Dispersion and habitat preference of the Water vole (*Arvicola terrestris*) on the River Thames. *Z Säugetierkd* 58:160–171







Mate I., Barrull J., Gosàlbez J., Ruiz-Olmo J., Salicrú M. 2015.  
The role of southern water vole (*Arvicola sapidus*) in the diet of  
predators: A review. *Mammal Review*, 45 (1): 30-40.  
doi: 10.1111/mam.12030.



## REVIEW

## The role of the southern water vole *Arvicola sapidus* in the diet of predators: a review

Isabel MATE\* Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Av Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. E-mail: isabel.mate@ub.edu.

Joan BARRULL Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Av Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. E-mail: jbarrull@ub.edu.

Joaquim GOSÁLBEZ Department of Animal Biology, Faculty of Biology, University of Barcelona, Av Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. E-mail: jgosalbez@ub.edu.

Jordi RUIZ-OLMO Directorate of Environment and Biodiversity, Ministry of Agriculture, Livestock, Fisheries, Food and the Environment, Government of Catalonia, C/ Doctor Roux 80, Barcelona 08017, Spain. E-mail: ajruiol@gencat.cat.

Miquel SALICRÚ Department of Statistics, Faculty of Biology, University of Barcelona, Av Diagonal 643, Barcelona 08028, Spain. E-mail: msalicru@ub.edu.

### Keywords

arvicolinae, predation, predatory pressure, threatened species, trophic diversity

\*Correspondence author.

Submitted: 31 January 2014

Returned for revision: 20 March 2014

Revision accepted: 4 September 2014

Editor: KH

doi:10.1111/mam.12030

### ABSTRACT

1. For the recovery and conservation of endangered species such as the southern water vole *Arvicola sapidus*, it is important to understand the effects of predation on their populations.

2. The impact of a predator on a prey species depends on the dynamics and structure of their populations, the abundance of both species and their relationships with other species. When considering broad geographic areas, the analysis of the trophic dimension can provide an estimate of the effect of predatory pressure on the prey.

3. To determine the potential impact of predators on the southern water vole, we used information provided in 74 studies concerning the diet of predators in the geographical range of the prey species. The trophic spectrum was determined based on faeces, stomach contents or pellets in which the arvicoline was present.

4. Based on the percentage of biomass consumed in each of nine trophic categories, the potential impact posed by predators was linked with dietary profile, trophic diversity, intensity of southern water vole consumption and availability of preferred prey.

5. In the localities studied, southern water voles are not the preferred prey of any of the predators we considered, but represent an alternative prey for some of them, especially when their main prey species are scarce. The predators with the greatest potential impact on southern water vole populations are *Lutra lutra* and *Ardea cinerea*; those with a moderate impact are some mesocarnivores (*Felis silvestris*, *Genetta genetta*, *Neovison vison*, *Vulpes vulpes* and *Martes foina*), a bird frequenting aquatic environments (*Ciconia ciconia*), and the raptors *Aquila fasciatus* and *Hieraetus pennatus*.

6. The results obtained may be useful in the planning of measures for the conservation of the southern water vole, such as translocations or reintroductions, and in the design of strategies to reduce predatory pressure with the aim of promoting the success of these programmes.



## INTRODUCTION

The arvicolines (Rodentia, Cricetidae, Arvicolinae) are a group of 143 species that are widely distributed throughout North and Central America, Eurasia and North Africa. Most species are burrowers and herbivores, and are common in tundra, temperate grasslands, steppes, shrublands, open forests and rocky areas; a few are aquatic or arboreal (Gromov & Polyakov 1992). Some species are considered pests, whereas others are classified as critically endangered. Thus, much of the effort made to understand the biology of arvicolines has been associated with attempts to manage the population dynamics of pest species and to shed light on the causes of the dramatic reductions suffered by some threatened species (Strachan & Moorhouse 2006).

Human intervention in the environment is intensifying and has accelerated the fragmentation of natural systems, creating breaks and spaces that have altered the quantity and availability of food resources and refuge areas, and the impact of predators on the most vulnerable species. The loss, fragmentation and modification of habitat in recent years have been the main cause of the decline in populations of a number of arvicolines (Jefferies 2003). The recovery of native top predators and the reintroduction of non-native carnivore species have also been heavily involved in the recent decline and local extinction of these rodents (Strachan et al. 1998). The body size and behaviour of arvicolines mean that they form part of the diet of many predators (Pearson 1985). In northern latitudes, where arvicoline densities are high, nocturnal raptors and mustelids have specialized in the consumption of these species, and show both functional and numerical responses to fluctuations in their prey populations (Korpimäki 1993, Hanski et al. 2001, Sundell 2006, Mikkola 2010).

The southern water vole is a small arvicoline that is endemic to southwestern Europe; it is found in Portugal, Spain and France (Saucy 1999). The species is adapted to semi-aquatic life and generally occupies the banks of stable watercourses and waterbodies (also wet meadows and peaty areas) with abundant herbaceous or shrub cover, and gently sloping banks of soft substrate that allows the excavation of galleries (Ventura 2007, Mate et al. 2013). Its limited geographical distribution, low population density and the trend for population decline mean that this species is listed as vulnerable (Rigaux et al. 2008). Loss of habitat quality is primarily responsible for its decline (Mate et al. 2013), but little is known about the effect of predators on the species. A large number of mammals and birds have been identified as predators of the aquatic form of the Eurasian water vole *Arvicola amphibius*, a species with similar ecological requirements to *Arvicola sapidus* (Strachan & Jefferies 1993, Forman 2005). In the case of the southern water vole, research has focused on the effects of introduced carnivores

such as the American mink *Neovison vison* (Melero et al. 2012, García-Díaz et al. 2013). However, studies aimed at determining the effects of other species of predators, including native species, on southern water vole populations are scarce and fragmented (Garde & Escala 1993).

Predation pressure on a prey species depends primarily on the following factors: the abundance and population dynamics of the predator species, the average consumption by the predator, the predator's presence and interaction with other predators of the guild, the abundance and population dynamics of the prey species, the age and sex of individuals captured, the seasonality of the catches, the presence of alternative prey and their densities, the net energy value obtained by capture, and the differential impact of native and exotic predators (Denno & Lewis 2009). Knowledge of all or some of these factors for a given locality allows the construction of dynamic models that simulate predator-prey relationships (Begon et al. 1996), and linear approaches based on the density and intake of a predator provide clues about its potential impact on prey (e.g. Forman 2005). When considering extensive geographic areas, their spatial heterogeneity requires the factors studied to be characterized in different local environments. The lack of such detailed information within the geographical range of *Arvicola sapidus* means that though scenarios can be simulated, the prediction of locally specific results is not possible. In the absence of any model that integrates all the factors involved, analysing the trophic dimension of predators provides a first step towards understanding the effect of predatory pressure on this arvicoline. To achieve this first step, the potential impact of predators has been linked to their dietary profile and habitat preference, the trophic diversity and the substitution of prey species, and the importance of the southern water vole in the set of species ingested.

In this review, we aimed to: (i) identify the main predators of the southern water vole and classify them according to their dietary profile; (ii) establish the quantitative importance of the southern water vole in the diet of its predators; and (iii) assess the potential impact of predators on the southern water vole. Strategic requirements and activities for reintroduction programmes involve the study of status, ecology, life history, physiology and disease susceptibility of wild populations in order to evaluate species' needs and the suitability of release areas (Anonymous 1998). In this sense, any knowledge gained about predators of the southern water vole will be useful when planning future translocations or reintroductions.

## METHODS

All vertebrates that consume small mammals as part of their diet were considered as potential predators of the southern





**Table 1.** Predator species able to capture small mammals, considered in this study to be potential predators of the southern water vole. The species in whose diet the southern water vole has been observed are indicated with an asterisk (\*)

	Family	Species	
Fish	Esocidae	<i>Esox lucius</i>	
	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>	
	Siluridae	<i>Silurus glanis</i>	
Reptiles	Lacertidae	<i>Lacerta bilineata</i> , <i>Timon lepidus</i>	
	Colubridae	<i>Coluber hippocrepis</i> , <i>Hierophis viridiflavus</i> , <i>Coronella austriaca</i> , <i>Coronella girondica</i> , <i>Zamenis longissimus</i> , <i>Rinechis scalaris</i> , <i>Macroprotodon cucullatus</i> , <i>Malpolon monspessulanus</i> , <i>Natrix natrix</i> , <i>Natrix maura</i> (*)	
Birds	Viperidae	<i>Vipera latasti</i> (*), <i>Vipera aspis</i> , <i>Vipera seoanei</i>	
	Strigidae	<i>Aegolius funereus</i> , <i>Asio flammeus</i> (*), <i>Asio otus</i> (*), <i>Athene noctua</i> (*), <i>Bubo bubo</i> (*), <i>Otus scops</i> , <i>Strix aluco</i> (*)	
	Tytonidae	<i>Tyto alba</i> (*)	
	Accipitridae	<i>Neophron percnopterus</i> , <i>Aquila chrysaetos</i> , <i>Aquila adalberti</i> (*), <i>Aquila fasciata</i> (*), <i>Circaetus gallicus</i> , <i>Hieraaetus pennatus</i> (*), <i>Milvus milvus</i> (*), <i>Milvus migrans</i> (*), <i>Circus aeruginosus</i> (*), <i>Circus cyaneus</i> , <i>Circus pygargus</i> , <i>Elanus caeruleus</i> , <i>Buteo buteo</i> (*), <i>Accipiter gentilis</i> (*), <i>Accipiter nisus</i>	
	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i> , <i>Falco naumanni</i> , <i>Falco peregrinus</i> , <i>Falco columbarius</i>	
	Laridae	<i>Larus fuscus</i> , <i>Larus michahellis</i> , <i>Larus canus</i> , <i>Larus marinus</i> , <i>Larus argentatus</i> , <i>Ichthyaetus audouinii</i> , <i>Ichthyaetus melanocephalus</i>	
	Corvidae	<i>Pyrrhocorax graculus</i> , <i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i> , <i>Corvus corax</i> , <i>Corvus frugilegus</i> , <i>Corvus corone</i> , <i>Pica pica</i>	
	Laniidae	<i>Lanius collurio</i> , <i>Lanius meridionalis</i> , <i>Lanius senator</i> , <i>Lanius minor</i>	
	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i> (*), <i>Ardea purpurea</i> , <i>Bubulcus ibis</i> , <i>Nycticorax nycticorax</i> , <i>Botaurus stellaris</i>	
	Ciconiidae	<i>Ciconia ciconia</i> (*), <i>Ciconia nigra</i>	
	Otididae	<i>Otis tarda</i>	
	Gruidae	<i>Grus grus</i>	
	Mammals	Canidae	<i>Canis lupus</i> (*), <i>Vulpes vulpes</i> (*)
		Ursidae	<i>Ursus arctos</i>
		Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>
Mustelidae		<i>Mustela erminea</i> , <i>Mustela lutreola</i> , <i>Mustela nivalis</i> , <i>Mustela putorius</i> (*), <i>Neovison vison</i> (*), <i>Martes foina</i> (*), <i>Martes martes</i> (*), <i>Meles meles</i> (*), <i>Lutra lutra</i> (*)	
Viverridae		<i>Genetta genetta</i> (*)	
Herpestidae		<i>Herpestes ichneumon</i> (*)	
Felidae		<i>Felis silvestris</i> (*), <i>Lynx lynx</i> , <i>Lynx pardinus</i>	
Suidae		<i>Sus scrofa</i>	

water vole, in accordance with the literature (Del Hoyo et al. 1992–2009, Bruno & Maugeri 1995, Arnold & Ovenden 2002, Macdonald & Barrett 2005, Mikkola 2010). These are: three species of fish, 15 species of reptiles, 53 species of birds and 19 species of mammals (Table 1).

We searched for relevant studies using generic search engines (Google Scholar), publishers' search engines (De Gruyter, Elsevier, Springer and Wiley) and search engines of more local journals that specialize in vertebrates but that were not identified by other search engines (*Ardeola*, *Galemys Spanish Journal of Mammalogy*, *Arvicola*, *Spanish Journal of Herpetology*, among others). The search (in English, French, Portuguese and Spanish) was carried out using strings composed of combinations of four keywords: (i) 'specific name of the predator' (from the list in Table 1); (ii) 'diet', 'feeding', 'food' or 'trophic' (one of these four words); (iii) 'rodent' or 'small mammal' (one of these two words); (iv) 'France', 'Portugal', 'Spain' or 'Iberian Peninsula'

(one of these geographical terms). Papers providing information about the diet of potential predators within the geographical range of the southern water vole were downloaded in the order of the search results, provided they had not been previously downloaded. References of papers not available online were recorded for subsequent library searches. For every combination of words, the search was stopped when a full page of results shown by the search engine did not include any paper concerning the diet of predators within the geographical range of the southern water vole.

Through the search with keywords, we identified 979 articles describing the diets of predators, based on their faeces, stomach contents or pellets. *Arvicola sapidus* appeared as a prey species in only 135 of these 979 studies, from which we selected only those studies in which more than 30 individual prey items were listed for each predator and in which the data were presented to reveal the numbers



or the relative frequency of individuals of each prey species in the diet (Román 2007). The threshold of 30 individual prey items ensured that the standard deviation of the estimated percentage of biomass of each prey species in the diet was less than 10% when the uncertainty was maximum ( $n = 30$  and  $p = q = 0.5$ ). With these restrictions, we were able to obtain data from 74 published articles, some of which included data from more than one predator and locality. We also added unpublished data obtained by the authors in the Serra de Montsant area (NE Spain, 41°17'N–0°47'E), for stone marten *Martes foina*, red fox *Vulpes vulpes* and small-spotted genet *Genetta genetta*. In total, 138 species-locality combinations were studied (Table S1).

To describe the predators' feeding patterns, the identified prey remains were grouped into nine food categories: (i) fruit/seeds; (ii) invertebrates; (iii) fish; (iv) amphibians; (v) reptiles; (vi) birds; (vii) lagomorphs; (viii) small mammals (rodents, insectivores, bats); and (ix) carrion. In a second approach, the food category 'small mammals' was split into two: 'southern water vole' (8a) and 'other small mammals' (8b), to assess the effect of each predator species on the southern water vole. The dietary composition was expressed as the percentage of biomass consumed in each food category. The biomass associated with each kind of prey was estimated by using our own data: mean weight of 30 individual prey items of each species collected in the study area. When large prey or carrion was present, we assigned the maximum biomass that is consumed on average by each specific predator in a single intake (Callejo et al. 1979, Cramp & Simmons 1986–1994, Henry et al. 1988, Artois 1989, Palomares & Delibes 1990, Gil-Sánchez 1998b, Barrientos & Virgós 2006, Mikkola 2010).

To summarize the information obtained from individuals, predators were grouped according to similarity of diet. The similarities and differences between species were characterized by using the Bray–Curtis distance between the dietary profiles; the classification into groups was conducted by applying the K-means method; and the significance of differences in the diet of groups was determined using the PERMANOVA statistical test ( $n = 10000$  permutations). In order to display the groups and visualize the proximity between species in the different localities, scatter plots were produced using dimension reduction methodology (multidimensional scaling). In addition, each group was characterized by its average profile (average of profiles of the species of which it is composed). The classification using the K-means method and the multidimensional scaling scatter plot were created using the Ginkgo software of the VegAna package (Bouxin 2005); the diets of the different groups were compared using PRIMER v.6 (Clarke & Gorley 2006) in the PERMANOVA+ module (Anderson et al. 2008).

Trophic diversity and the percentage of southern water vole in a predator's diet were evaluated to identify which predator species could have the greatest effect on the survival of the arvicoline. The trophic diversity of each predator species was quantified using the standardized Gini–Simpson index:

$$D = \frac{s}{s-1} \left[ 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2 \right]$$

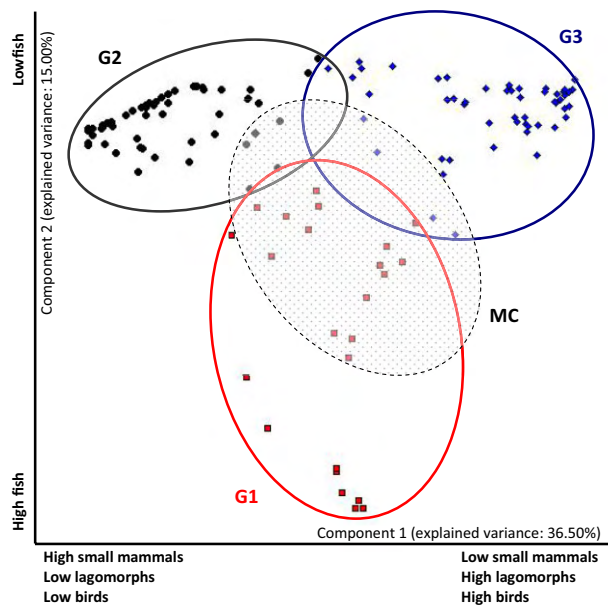
where  $p_i$  is the proportion of biomass of trophic category  $i$ , and  $s$  is the number of food categories present in the diet (in the present case, the maximum was 9), by grouping localities within each group corresponding to the same species. This index varies between 0 and 1. Values close to 0 are associated with low trophic diversity (high specialization) in the diet. In this case, the predator feeds almost exclusively on one prey species or group of prey. In contrast, values close to 1 are associated with high trophic diversity (generalist feeding behaviour). To facilitate the interpretation of the results, the range of diversity was divided into three intervals of diversity: low (0 to 0.33), intermediate (0.34 to 0.66) and high (0.67 to 1) trophic diversity.

Qualitatively, the consumption intensity of each food category was represented using the following scale: basic prey, more than 20% of the biomass of all captures; constant prey, between 5% and 20%; supplementary prey, between 1% and 5%; and occasional prey, comprises less than 1% of the predator's diet (Ruprecht 1979). A predator's effect on the southern water vole depends on the predator's functional response (the relationship between food consumption and food available per unit of time) and predator density (Begon et al. 1996, Denno & Lewis 2009). Consequently, the potential impact of a predator is related to the intensity of consumption and level of specialization.

## RESULTS

We found references to the presence of the southern water vole in the diet of 35 predator species (39% of the vertebrate species that included small mammals in their diet). Studies relating to 29 of the 35 species satisfied the assumptions set out in the methodology of this paper: two reptiles, 16 birds, and 11 carnivores (see Table 1, species marked with an asterisk, and Table S1). The data for a further six predator species were excluded from the analysis even though the southern water vole was detected in their diet, due to our inability to determine the relative frequency of the prey: one fish, *Esox lucius* (Domínguez & Pena 2001); one reptile, *Malpolon monspessulanus* (Barbadillo et al. 1999); one bird, *Aquila chrysaetos* (Delibes et al. 1975); and three carnivores, *Mustela nivalis* (Ruiz-Olmo 1995), *Mustela erminea* (Palomo & Gisbert 2002) and *Lynx pardinus* (Delibes 1980).





**Fig. 1.** Scatter plots of three groups of predators of the southern water vole *Arvicola sapidus* obtained by applying the K-means classification method with Bray Curtis distance between dietary profiles (G1, G2 and G3), according to the technique of multidimensional scaling. Shaded area = MC (mesocarnivores).

Classification by dietary profile of the predator species revealed the presence of three groups (division into three groups maximized the statistical silhouette,  $S = 0.4777$ , and maximized the reduction in the percentage of total error sum of squares,  $\Delta TESS = 28.92\%$ ). Group 1 (G1) consisted mainly of birds and mesocarnivores found in aquatic environments, group 2 (G2) consisted mainly of medium-sized nocturnal raptors and mesocarnivores, and group 3 (G3) consisted of large raptors and mesocarnivores (Fig. 1). Comparison of dietary profiles revealed significant differences at the global level ( $P < 0.001$ ), and pairwise comparisons of groups (G1 and G2, G1 and G3, G2 and G3), showed differences in all cases ( $P < 0.001$ ).

The combined graphic representation of these groups and the species composing them showed that, despite the differences, there was intergroup overlap, mainly involving mesocarnivores (Fig. 1). The correlation between the two

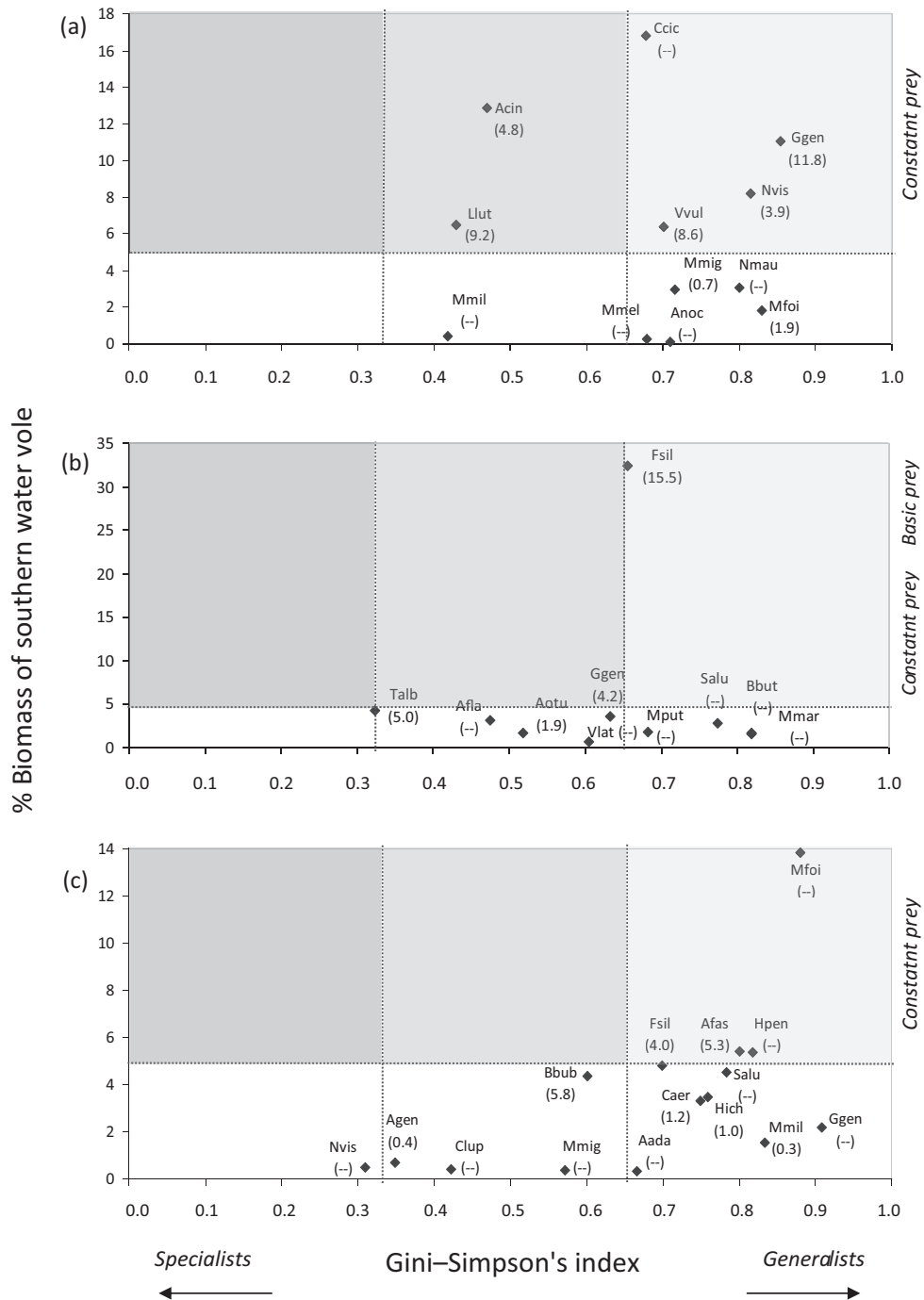
components and the percentage of dietary food categories (for species in the localities) showed that component 1 was associated with the consumption of small mammals ( $r = -0.93$ ), lagomorphs ( $r = +0.83$ ) and birds ( $r = +0.43$ ), and component 2 was associated with fish consumption ( $r = -0.87$ ). The position in the scatter plot and the mean profile in the diet of each group showed that: G1 is a heterogeneous group that feeds on fish as basic prey (birds and mesocarnivores of aquatic environments), and small mammals, invertebrates and fruit/seeds as constant prey; G2 feeds on small mammals as basic prey and birds as constant prey; and G3 feeds on lagomorphs and birds as basic prey, and small mammals as constant prey (Table 2). The central position (at the boundary between groups) of mesocarnivores in the 2D plot indicates feeding behaviour covering almost every dietary profile. Their generalist feeding behaviour is evident when comparing the means of food categories in the diet: 4.76 in the total population of predators and 6.44 in mesocarnivores. The splitting of the trophic category ‘small mammals’ into ‘southern water vole’ and ‘other small mammals’ allowed us to quantify the average contribution of the arvicoline to the diet of each group. The results showed that no group focuses specifically on the southern water vole [data for each group shown as mean  $\pm$  SD (min-max): G1:  $6.7\% \pm 7.7\%$  (0.1–28.2%); G2:  $4.8\% \pm 7.1\%$  (0.2–43.4%); G3:  $3.9\% \pm 5.0\%$  (0.3–30.3%)], although there was a high incidence of the southern water vole in the diet of aquatic species in G1, in which it is categorized as constant prey.

The joint assessment of trophic diversity and percentage of southern water vole in the diet showed that the southern water vole is not taken as basic prey by any predators in group G1, but is a constant prey item for *Lutra lutra*, *Ardea cinerea*, *Ciconia ciconia*, *Vulpes vulpes*, *Neovison vison* and *Genetta genetta* (Fig. 2a), the first two predators having intermediate trophic diversity and the others having high trophic diversity. In G2, only *Felis silvestris*, with intermediate trophic diversity, consumes southern water vole as basic prey. For the remainder of the predators in this group, the southern water vole comprises supplementary or occasional prey (Fig. 2b). In G3, *Martes foina*, *Hieraetus pennatus* and *Aquila fasciatus*, all with high trophic diversity, consume southern water vole as constant prey (raptors, however, eat

**Table 2.** Average profile of biomass percentage in the diet of the three groups of predators that take the southern water vole as prey. The basic prey for each group is marked with an asterisk (\*)

	Fruit/seeds	Invertebrates	Fish	Amphibians	Reptiles	Birds	Lagomorphs	Small mammals	Carrion	Gini-Simpson's Index	% <i>Arvicola sapidus</i>
G1	10.4	11.0	30.4*	4.1	8.6	8.5	2.5	15.6	8.8	0.9	6.7
G2	1.0	0.5	0.0	2.5	2.1	11.7	2.2	79.1*	1.0	0.4	4.8
G3	0.4	0.4	0.3	0.2	2.5	27.7*	51.0*	13.5	4.0	0.7	3.9





**Fig. 2.** Trophic diversity versus consumption of southern water vole by the three groups of predators: (a) G1, (b) G2, (c) G3. Each point corresponds to a mean value of biomass percentage for the studies of each species considered in each group. The grey shading indicates the potential impact of predators on *Arvicola sapidus* (very dark grey, very high impact; dark grey, high impact; light grey, moderate impact). The intraspecific standard deviation in the set of locations within each trophic group is shown in brackets under the label for each species; (-) means that data are from a single study. Abbreviations: Aada, *Aquila adalberti*; Acin, *Ardea cinerea*; Afas, *Aquila fasciata*; Afla, *Asio flammeus*; Agen, *Accipiter gentilis*; Anoc, *Athene noctua*; Aotu, *Asio otus*; Bbub, *Bubo bubo*; Bbut, *Buteo buteo*; Caer, *Circus aeruginosus*; Ccic, *Ciconia ciconia*; Clup, *Canis lupus*; Fsil, *Felis silvestris*; Ggen, *Genetta genetta*; Hich, *Herpestes ichneumon*; Hpen, *Hieraetus pennatus*; Llut, *Lutra lutra*; Mfoi, *Martes foina*; Mmar, *Martes martes*; Mmel, *Meles meles*; Mmig, *Milvus migrans*; Mmil, *Milvus milvus*; Mput, *Mustela putorius*; Nmau, *Natrix maura*; Nvis, *Neovison vison*; Salu, *Strix aluco*; Talb, *Tyto alba*; Vlat, *Vipera latasti*; Vvul, *Vulpes vulpes*.



it in low proportions; Fig. 2c). The variability of the species-locality within each group is included in the label for each species in Fig. 2. Intraspecific total variability is shown in Table S2.

## DISCUSSION

The results show that the southern water vole is present in the diet of a large number of predator species. The size of the southern water vole at its different stages of juvenile development (similar to adult mice, voles and shrews) and as an adult (similar to young lagomorphs; Strachan & Moorhouse 2006) increases the range of suitable predators (Román 2007). In addition, the aquatic habits of the southern water vole place it within the reach of predators of fish and invertebrates, which may capture the rodent incidentally.

Reviews have intrinsic limitations and, in many cases, preclude uniform sample sizes or a wide representation in all experimental conditions. In the present work, bias in assessing the potential impact of the predator on the arvicoline may have occurred, because the southern water vole could have been present in a study area without being consumed by the predator, so that the respective diet study was not considered. Another source of bias may result from evaluating the impact of a predator based on very restricted areas frequented by the arvicoline. In many cases it was not possible to obtain detailed information of the habitat characteristics of the study area or the presence or absence of *Arvicola sapidus* from the research papers included in the review. However, with the necessary caution in the interpretation of the results, we can obtain an approximation of the role that the southern water vole plays in the diet of predators that consume it. The potential impact of predatory pressure is most evident when the arvicoline is a basic or constant prey (biomass consumption > 5%). Despite the lack of information about the density of predators and prey, the potential impact is expected to increase as predators become more specialist. Consequently, the potential impact was classified as very high, high or moderate when trophic diversity was less than 0.33, between 0.33 and 0.66, or greater than 0.66, respectively, and also the southern water vole biomass consumption was higher than 5%. In these cases, the predator may continue to show a strong preference for the prey regardless of its availability or vulnerability (Holling 1959, Glasser 1982). Supplementary or occasional intensities of consumption would be associated with a lesser potential impact, which in some cases could have a limiting effect (Denno & Lewis 2009). Moreover, the potential impact would also be modulated by the habitual occurrence of predator and prey in the same habitat. According to this classification, predators whose potential impact on populations of the arvicoline has been observed to be high are *Ardea cinerea* and *Lutra lutra* (G1). Predators whose potential impact has been observed to be moderate are *Ciconia ciconia*, *Neovison vison*,

*Genetta genetta* and *Vulpes vulpes* (G1); as well as *Felis silvestris* (G2, G3) and *Martes foina*, *Aquila fasciatus* and *Hieraetus pennatus* (G3).

The European otter *Lutra lutra* feeds on aquatic and semi-aquatic prey; in Mediterranean riparian systems it preys mainly on fish and also on amphibians, reptiles and crayfish. In these systems, otters show a certain degree of stenophagy (Ruiz-Olmo & Palazón 1997). This trophic preference was indicated by their classification in group G1, in which otters show intermediate trophic diversity. The intrinsic characteristics of Mediterranean rivers (large seasonal fluctuations in water levels that reduce the availability of aquatic prey) and the reluctance of otters to abandon their territory in adverse conditions, can result in the temporary replacement of basic prey (fish) by other available food resources (Ruiz-Olmo & Jiménez 2008). Our results revealed high intraspecific variability in the consumption of the arvicoline as the replacement of the preferred prey in some locations. The American mink *Neovison vison* fed mainly on aquatic and semi-aquatic prey, but showed great adaptability in its food spectrum depending on the type of habitat, prey availability and the presence of competing species (Bonesi et al. 2004). This adaptive capacity was apparent in our classification: *Neovison vison* belongs to two trophic groups (G1 and G3). Moreover, the results show that biomass consumption is compensated between the preferred prey, and an increased consumption of the arvicoline when preferred prey consumption is reduced. Although the observed results indicated a moderate impact of this species on the southern water vole, it can have an important effect if the preferred trophic resource is limited. Sympatry with a competitor like the otter, with which it shows much overlap in terms of diet (fish and crayfish), may increase the predatory pressure of the American mink on water birds and small riparian mammals (Melero et al. 2012). Moreover, the ability of the American mink to capture water voles, both in and out of the water and within burrows, makes the antipredator abilities of these arvicolines ineffective against the mustelid (Macdonald & Harrington 2003) and amplifies its negative impact. This impact has been shown in populations of *Arvicola amphibius* in Britain and Belarus (Macdonald et al. 2002, Macdonald & Harrington 2003), and is also apparent in *Arvicola sapidus* (Melero et al. 2012, García-Díaz et al. 2013).

Genets *Genetta Genetta*, red foxes *Vulpes vulpes* and stone martens *Martes foina* feed preferentially on small mammals, lagomorphs, birds, vegetable matter and carrion. Variability in the diet is a reflection of food availability and diversity of prey, and occurs between localities and seasons (Wilson & Mittermeier 2009–2011). The generalist condition (the central position of the 2D plot, Fig. 1) and the nature of these opportunistic predators are explained, in part, by trophic adaptability and the level of interspecific competition with other sympatric predators (Padial et al. 2002,



Barrientos & Virgós 2006, Barrull et al. 2014). The high trophic diversity observed in these species (Fig. 2) could favour the relaxation of predatory pressure on the southern water vole when it is present at low densities, provided alternative prey species that require less capture effort are available. Partial replacement of the preferred prey by the southern water vole in some localities explains the largely intraspecific variability (between localities) in the consumption of the arvicoline. The European wildcat *Felis silvestris* feeds preferentially on lagomorphs, small mammals and birds. The classification of the wildcat in trophic groups G2 and G3, and the high intraspecific variability in its consumption of lagomorphs and small mammals, demonstrate its adaptive capability. Most studies suggest that *Felis silvestris* is a trophic specialist on small mammals, showing a marked preference regardless of prey availability or vulnerability (Piñeiro & Barja 2011). Other studies, however, show that the consumption of small mammals is reduced in areas in which the rabbit *Oryctolagus cuniculus* (optimal prey in terms of energy) is present, and that the diversity of the diet shows significant seasonal variation, suggesting optional specialization depending on the availability of prey (Moleón & Gil-Sánchez 2003, Malo et al. 2004). Higher intake of southern water vole has been observed in localities above 1500 m in altitude, in small areas frequented by the arvicoline where lagomorphs are scarce or absent (Palomo & Gisbert 2002). Moreover, the wildcat may specialize in capturing southern water voles if it occupies territories near waterways and the arvicoline is present (e.g. Moleón & Gil-Sánchez 2003).

The grey heron *Ardea cinerea* preys on aquatic and semi-aquatic prey (mainly fish), but its diet varies depending on the habitat, prey availability and seasonality (Del Hoyo et al. 1992–2009, Jakubas & Mioduszewska 2005). Its trophic preference, reflected in its classification within group G1, can be attributed to the fact that the grey heron limits its foraging to shallow water and the banks of water bodies (Del Hoyo et al. 1992–2009). The potential impact of this predator is justified by its use of habitat frequented by the southern water vole, its fidelity to feeding sites (Del Hoyo et al. 1992–2009) and its observed consumption of the arvicoline (a constant prey in the diet in the studied localities; Forman 2005). The white stork *Ciconia ciconia* preys mainly on invertebrates, small mammals, amphibians, reptiles, birds and fish (Del Hoyo et al. 1992–2009). It is an opportunistic species that usually hunts on terrain with shallow water or meadows. Our results show that the stork preys mainly on invertebrates and small mammals, though also on birds and reptiles. This agrees with the results obtained in other parts of Europe, where invertebrates (mainly insects) in general constitute the highest percentage of the diet in quantitative terms, while small mammals often form the highest percentage in terms of biomass

ingested (Antczak et al. 2002, Tsachalidis & Goutner 2002). The fact that the habitats frequented by the southern water vole are often used as a hunting ground means that capture of the arvicoline, considered as constant prey, can have an important impact, especially in areas where storks are sedentary and abundant.

The European Bonelli's eagle *Aquila fasciatus* and booted eagle *Hieraetus pennatus* feed primarily on lagomorphs and birds, and take small mammals and reptiles as constant prey. Their impact on small mammals has been linked to the decline in rabbit populations and their inability to replace them with alternative prey, particularly birds (Veiga 1986, Moleón et al. 2009). In the studied localities *Aquila fasciatus* showed compensation between lagomorphs and birds; however, from the single study on *Hieraetus pennatus*, it was not possible to determine whether similar compensation occurred. These birds of prey capture mammals the size of small young rabbits. Consequently, in the absence of their preferred prey, the southern water vole, which is within the weight range captured by these raptors, could become an alternative prey.

For the other predators in the localities studied, the southern water vole is supplemental or occasional prey in the diet (see Fig. 2). Most of these species have medium to high trophic diversity indices and focus their attention on other prey. This could be due to: (i) limitations in the size of prey intake in small predators (e.g. *Natrix maura*, *Vipera latasti*, *Athene noctua*) or the higher energy requirements of large species: e.g. *Aquila adalberti*, *Canis lupus*); (ii) the specific foraging behaviour or the typology of preferred hunting areas (e.g. *Meles meles*, *Herpestes ichneumon*, *Accipiter gentilis*, *Buteo buteo*, *Milvus* spp.); (iii) the inherently low-density populations of the southern water vole (e.g. for nocturnal raptors that consume small mammals as basic or constant prey: *Strix aluco*, *Asio flammeus*, *Asio otus*, *Tyto alba*, *Bubo bubo*); (iv) the abundance of other preferred prey in the habitat of the southern water vole (e.g. *Mustela putorius*, *Circus aeruginosus*); or (v) the low frequentation (by predators) of habitats occupied by the southern water vole (e.g. *Martes martes*; Del Hoyo et al. 1992–2009, Arnold & Ovenden 2002, Wilson & Mittermeier 2009–2011, Mikkola 2010). For nocturnal raptors for which a large number of studies are available, such as *Tyto alba* and *Bubo bubo*, occasional replacement of the preferred prey (lagomorphs and rodents) with birds and southern water voles has been observed in some localities. The absence of southern water voles in the diet of other potential predators not included in the analysis can be attributed to the small size of these predators, their specialized food preferences, habitat use mismatch, poor information about available food in the study area or a combination of these (see Table S3).

The southern water vole occupies linear habitats that are extremely sensitive to change, especially anthropogenic



change. In addition, the intrinsic characteristics of its populations, comprising metapopulations experiencing the natural phenomena of extinction and recolonization, make its density typically low (Telfer et al. 2001). These features, along with its limited geographical distribution, make this species very susceptible to declines due to unexpected disturbances (Araújo et al. 2011). Factors such as habitat fragmentation and destruction or predation can negatively influence metapopulation processes, since if several adjacent subpopulations are extinguished simultaneously, colonization and persistence are less feasible (Aars et al. 2001, Telfer et al. 2001). Given that natural processes can reduce the density of subpopulations to very low levels, it is advisable to maintain surveillance of those factors that can negatively affect the survival of the whole population (Aars et al. 2001). One of the solutions implemented to mitigate the effects of predation on vulnerable or endangered species has been predator control (Strachan & Moorhouse 2006). For many reasons (ethical, legal, economic, conservationist), the control of predators is not a viable solution in the present case. Most predators that can have a negative effect on the populations of southern water vole are protected species listed as near threatened, vulnerable and even endangered (Anonymous 2013, <http://www.iucnredlist.org/>). Given, however, that the effects of predators on prey are greatly influenced by the structure of the habitat (Barreto et al. 1998, Carter & Bright 2003), careful planning of habitat management is an alternative to the control of predators and may compensate for the negative effects of predation (Schneider 2001). Factors that are key elements in shaping the habitat and determining the presence or absence of the southern water vole have been identified in previous studies (Fedriani et al. 2002, Centeno-Cuadros et al. 2011, Pita et al. 2011, Mate et al. 2013). The partial recovery of hostile or suboptimal areas for the arvicoline would reduce the isolation of subpopulations and would partially relax predatory pressure. Other measures aimed at southern water vole conservation are the development of captive breeding programmes and eventual reintroduction into suitable habitats (Rigaux et al. 2008, Araújo et al. 2011), along with translocations aimed at protecting populations affected by human impacts. To maximize the survival probability of an introduced population, one must ensure that releases are made in favourable habitats (in terms of quality and quantity) for the species (Mate et al. 2013). Other factors to consider, in addition to the suitability of the receiving habitat, are the predators and diversity of wildlife in the area chosen for the reintroduction, and the optimal time to release individuals (Strachan & Moorhouse 2006).

The results obtained in this study show that the southern water vole is not targeted by any predator species, and in general, it may represent an alternative prey when the main prey species are scarce. These results may be useful for man-

agers when designing plans aimed at the recovery of southern water vole populations, which could, for example, focus on strategies to decrease the predatory pressure exerted by species most likely to have a negative effect on the arvicoline. Thus, during the planning process, knowledge of the feeding behaviour of predators should be complemented with prospective studies aimed at their detection, the estimation of their abundance and the estimation of the abundance of their preferred prey species. Localities with high numbers of different species of predators with high potential impact, or with high densities of some of these predators (breeding areas, family groups), should be avoided, especially if the diversity and abundance of preferred and alternative prey is not large enough to meet their energy needs. In this way, the protection of the southern water vole against predation can be maximized, so that the success of any reintroductions can be enhanced.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported in part by research project 2009SGR 403 of the Generalitat de Catalunya's Departament d'Economia i Coneixement.

## REFERENCES

- Aars J, Lambin J, Denny R, Cy Griffin A (2001) Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation* 4: 187–194.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Anonymous (1998) IUCN Guidelines for Re-introductions. *IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Anonymous (2013) The IUCN red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org/>.
- Antczak M, Konwerski S, Grobelny S, Tryjanowski P (2002) The food composition of immature and non-breeding white storks in Poland. *Waterbirds* 25: 424–428.
- Araújo MB, Guilhaumon F, Neto DR, Pozo I, Gómez R (2011) *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de Vertebrados*. MARM, Madrid, Spain.
- Arnold N, Ovenden D (2002) *Reptiles and Amphibians of Britain and Europe. Collins Field Guide*. Harper Collins, London, UK.
- Artois M (1989) *Le Renard Roux (Vulpes vulpes L., 1758)*. SFEPM, Bohallard, France.
- Barbadillo LJ, Lacombe JI, Pérez-Mellado V, Sancho V, López-Jurado LF (1999) *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Geo Planeta, Barcelona, Spain.
- Barreto GR, Rushton SP, Strachan R, Macdonald DW (1998) The role of habitat and mink predation in determining the



- status and distribution of water voles in England. *Animal Conservation* 1: 129–137.
- Barrientos R, Virgós E (2006) Reduction of potential food interference in two sympatric carnivores by sequential use of shared resources. *Acta Oecologica* 30: 107–116.
- Barrull J, Mate I, Ruiz-Olmo J, Casanovas JG, Gosálbez J, Salicrú M (2014) Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology* 79: 123–131.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1996) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Bonesi L, Chanin P, Macdonald D (2004) Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106: 19–26.
- Bouxin G (2005) Ginkgo, a multivariate analysis package. *Journal of Vegetation Science* 16: 355–359.
- Bruno S, Maugeri S (1995) *Peces de Agua Dulce de Europa*. Omega, Barcelona, Spain.
- Callejo A, Guitián J, Bas S, Sánchez JJ, De Castro A (1979) Primeros datos sobre la dieta de la nutria, *Lutra lutra* (L.), en aguas continentales de Galicia. *Doñana, Acta Vertebrata* 6: 191–202.
- Carter SP, Bright PW (2003) Reedbeds as refuges for water voles (*Arvicola terrestris*) from predation by introduced mink (*Mustela vison*). *Biological Conservation* 111: 371–376.
- Centeno-Cuadros A, Román J, Delibes M, Godoy JA (2011) Prisoners in their habitat? Generalist dispersal by habitat specialists: a case study in southern water vole (*Arvicola sapidus*). *PLoS ONE* 6(9): e24613.
- Clarke KR, Gorley RN (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Cramp S, Simmons KEL (eds; 1986–1994) *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. I–III. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J (eds; 1992–2009) *Handbook of the Birds of the World*, Vol. 1, 2, 3, 5, 13, 14. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Delibes M (1980) Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica* 25: 309–324.
- Delibes M, Calderón J, Hiraldo F (1975) Selección de presa y alimentación en España del águila real *Aquila chrysaetos*. *Ardeola* 21: 285–303.
- Denno RF, Lewis D (2009) Predator-prey interactions. In: Levin SA (ed) *The Princeton Guide to Ecology*, 202–212. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Domínguez J, Pena JC (2001) Alimentación del *Esox lucius* en un área de reciente colonización (cuenca del Esla, noroeste de España). Variaciones en función de la talla. *Ecología* 15: 293–308.
- Fedriani JM, Delibes M, Ferreras P, Román J (2002) Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Écoscience* 9: 12–19.
- Forman DW (2005) An assessment of the local impact of native predators on an established population of British water voles (*Arvicola terrestris*). *Journal of Zoology, London* 266: 221–226.
- García-Díaz P, Arévalo V, Vicente R, Lizana M (2013) The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in central Spain. *European Journal of Wildlife Research* 59: 823–831.
- Garde JM, Escala MC (1993) Situación actual de la rata de agua, *Arvicola sapidus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en Navarra. *Centro de Estudios Merindad de Tudela* 5: 121–130.
- Gil-Sánchez JM (1998b) Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en un área de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE España). *Miscel-lània Zoològica* 21: 57–64.
- Glasser JW (1982) Theory of trophic strategies: the evolution of facultative specialists. *The American Naturalist* 119: 250–262.
- Gromov IM, Polyakov I (1992) *Fauna of the USSR. Mammals. Vol. III. No. 8. Voles (Microtinae)*. Brill, Leiden, Netherlands.
- Hanski I, Henttonen H, Korpimäki E, Oksanen L, Turchin P (2001) Small-rodents dynamics and depredation. *Ecology* 82: 1505–1520.
- Henry C, Lafontaine L, Mouches A (1988) *Le blaireau (Meles meles L., 1758)*. SFEPM, Bohallard, France.
- Holling CS (1959) Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist* 91: 385–398.
- Jakubas D, Mioduszewska A (2005) Diet composition and food consumption of the grey heron (*Ardea cinerea*) from breeding colonies in northern Poland. *European Journal of Wildlife Research* 51: 191–198.
- Jefferies DJ (2003) *The Water Vole and Mink Survey of Britain 1996–1998 with a History of the Long-Term Changes in the Status of Both Species and Their Causes*. Vincent Wildlife Trust, London, UK.
- Korpimäki E (1993) Regulation of multiannual vole cycles by density-dependent avian and mammalian predation. *Oikos* 66: 359–363.
- Macdonald D, Barrett P (2005) *Mammals of Britain and Europe*. Harper Collins, London, UK.
- Macdonald DW, Harrington LA (2003) The American mink: The triumph and tragedy of adaptation out of context. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 421–441.
- Macdonald DW, Sidorovich VE, Anisomova EI, Sidorovich NV, Johnson PJ (2002) The impact of American mink *Mustela vison* and European mink *Mustela lutreola* on water voles *Arvicola terrestris* in Belarus. *Ecography* 25: 295–302.
- Malo AF, Lozano J, Huertas DL, Virgós E (2004) A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology, London* 263: 401–407.
- Mate I, Barrull J, Salicrú M, Ruiz-Olmo J, Gosálbez J (2013) Habitat selection by southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica* 58: 25–37.
- Melero Y, Plaza M, Santulli G, Saavedra D, Gosálbez J, Ruiz-Olmo J, Palazón S (2012) Evaluating the effect of





- American mink, an alien invasive species, on the abundance of a native community: is coexistence possible? *Biodiversity and Conservation* 21: 1795–1809.
- Mikkola H (2010) *Owls of Europe*. A&C Black., London, UK.
- Moleón M, Gil-Sánchez JM (2003) Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology* 260: 17–22.
- Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Real J, García-Charton JA, Gil-Sánchez JM, Palma L, Bautista J, Bayle P (2009) Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography* 36: 1502–1515.
- Padial JM, Ávila E, Gil-Sánchez JM (2002) Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology* 67: 137–146.
- Palomares F, Delibes M (1990) Factores de transformación para el cálculo de la biomasa consumida por gineta (*Genetta genetta*) y meloncillo (*Herpestes ichneumon*) (Carnivora, Mammalia). *Miscel·lània Zoològica* 14: 233–235.
- Palomo LJ, Gisbert J (eds; 2002) *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. MIMAM, SECEM, SECEMU, Madrid, Spain.
- Pearson OP (1985) Predation. In: Tamarin RH (ed) *Biology of New World Microtus, Special Publication No. 8*. The American Society of Mammalogists, Stillwater, Oklahoma, USA. 535–566.
- Piñeiro A, Barja I (2011) Trophic strategy of the wildcat *Felis silvestris* in relation to seasonal variation in the availability and vulnerability to capture of *Apodemus* mice. *Mammalian Biology* 76: 302–307.
- Pita R, Mira A, Beja P (2011) Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecologica* 37: 124–132.
- Rigaux P, Vaslin M, Noblet JF, Amori G, Palomo LJ (2008) *Arvicola sapidus*. In: *IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland. Version 2012.2. (<http://www.iucnredlist.org/>).
- Román J (2007) *Historia natural de la rata de agua (Arvicola sapidus) en Doñana*. PhD thesis, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain.
- Ruiz-Olmo J (1995) Mostela, *Mustela nivalis* L. 1766. In: Ruiz-Olmo J, Aguilar A (eds) *Els grans mamífers de Catalunya i Andorra*, 69–73. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Ruiz-Olmo J, Jiménez J (2008) Ecología de la nutria en los ambientes mediterráneos de la Península Ibérica. In: López-Martín JM, Jiménez J (eds) *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*, 305–343. SECEM, Málaga, Spain.
- Ruiz-Olmo J, Palazón S (1997) The diet of the European otter (*Lutra lutra* L., 1758) in Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Wildlife Research* 2: 171–181.
- Ruprecht AL (1979) Food of the barn owl, *Tyto alba guttata* (C.L. Br.) from Kujawy. *Acta Ornithologica* 16: 493–511.
- Saucy F (1999) *Arvicola sapidus* Miller, 1908. In: Mitchell-Jones AJ, Amori G, Bogdanowicz W, Kryštufek B, Reijnders PJH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík V, Zima J (eds) *The Atlas of European Mammals*, 220–221. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press, London, UK.
- Schneider MF (2001) Habitat loss, fragmentation and predator impact: Spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology* 38: 720–735.
- Strachan C, Jefferies DJ, Barreto GR, Macdonald DW, Strachan R (1998) The rapid impact of resident American mink on water voles: case studies in lowland England. In: Dunstone N, Gorman M (eds) *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals*, 339–358. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Strachan R, Jefferies DJ (1993) *The Water Vole Arvicola Terrestris in Britain 1989–1990: its Distribution and Changing Status*. Vincent Wildlife Trust, London, UK.
- Strachan R, Moorhouse T (2006) *Water Vole Conservation Handbook*. The Wildlife Conservation Unit, Oxford University, Abingdon, UK.
- Sundell J (2006) Experimental tests of the role of predation in the population dynamics of voles and lemmings. *Mammal Review* 36: 107–141.
- Telfer S, Holt A, Donaldson R, Lambin X (2001) Metapopulation processes and persistence in remnant water vole populations. *Oikos* 95: 31–42.
- Tsachalidis EP, Goutner V (2002) Diet of the white stork in Greece in relation to habitat. *Waterbirds* 25: 417–423.
- Veiga JP (1986) Food of the booted eagle *Hieraaetus pennatus* in central Spain. *Raptor Research* 20: 120–123.
- Ventura J (2007) *Arvicola sapidus* Miller, 1908. In: Palomo LJ, Gisbert J, Blanco JC (eds) *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*, 405–407. MIMAM, SECEM-SECEMU, Madrid, Spain.
- Wilson DE, Mittermeier RA (eds; 2009–2011) *Handbook of the Mammals of the World*, Vol. 1–2. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

## SUPPORTING INFORMATION

Additional Supporting Information may be found in the online version of this article at the publisher's web-site:

**Table S1.** Percentage of the diet (biomass) consisting of each of the nine food categories (raw data from each study included in the present review) for each species that feeds on the southern water vole.

**Table S2.** Percentage of the diet (biomass) consisting of each of the nine food categories (means and standard deviations) for each species that feeds on the southern water vole; n = number of studies used in the present review.

**Table S3.** List of species and studies excluded from this review, and reasons why they were excluded.





Table S1

Predator	References	Material	Prey total number	Fruit/seeds	Invertebrates	Fish	Amphibians	Reptiles	Birds	Lagomorphs	Small mammals Other	Water vole	Carrión
<i>Matrix maura</i>	Pleguezuelos & Moreno (1989)	Stomach	116	0,00	19,45	45,31	29,69	2,44	0,04	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Vipera latasti</i>	Santos et al. (2007)	Stomach	222	0,00	0,13	0,00	1,95	24,04	6,50	0,00	66,73	0,65	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	Padiál et al. (1998)	Pellet	255	0,00	0,00	0,00	0,00	3,43	74,50	10,82	10,83	0,42	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	Petronilho & Vingada (2002)	Pellet	143	0,00	0,17	0,00	0,00	0,45	94,19	2,83	1,42	0,94	0,00
<i>Aquila adalberti</i>	Veiga et al. (1984)	Remain	294	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	33,93	59,10	0,76	0,33	5,19
<i>Aquila fasciatus</i>	GiJ-Sánchez (1998a)	Pellet	87	0,00	0,00	0,00	0,00	9,41	38,31	50,97	0,40	1,31	0,00
<i>Aquila fasciatus</i>	GiJ-Sánchez (1998a)	Pellet	36	0,00	0,00	0,00	0,00	3,43	56,50	28,62	0,00	11,45	0,00
<i>Aquila fasciatus</i>	GiJ-Sánchez (1998a)	Pellet	64	0,00	0,00	0,00	0,00	6,98	41,47	41,57	1,66	8,32	0,00
<i>Aquila fasciatus</i>	Alamany et al.(1984)	Remain	193	0,00	0,00	0,00	0,00	2,81	46,41	38,01	6,50	0,54	5,73
<i>Ardea cinerea</i>	Campos (1990)	Pellets	2595	0,00	0,83	85,68	0,16	2,55	0,59	0,00	0,70	9,49	0,00
<i>Ardea cinerea</i>	Valverde (2009)	Stomach	106	0,00	6,29	68,30	0,00	0,00	0,00	0,00	7,28	16,25	0,00
<i>Asio flammeus</i>	Román (1995)	Pellet	118	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,78	0,00	83,09	3,13	0,00
<i>Asio otus</i>	Corral et al. (1979)	Pellet	2516	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	12,08	0,15	87,44	0,29	0,00
<i>Athene noctua</i>	García & Cervera (2001)	Pellet	864	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	48,60	0,00	48,36	3,00	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Máñez (1983)	Pellet	16540	0,00	55,74	0,24	3,08	6,61	7,04	0,71	26,46	0,12	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	38	0,00	0,06	0,00	0,00	0,94	0,00	92,74	3,13	3,13	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	174	0,00	0,04	2,22	0,00	0,46	4,19	81,98	10,54	0,57	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	175	0,00	0,01	0,00	0,10	0,00	36,78	62,24	0,03	0,84	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	85	0,00	0,00	0,00	0,23	0,27	25,74	66,64	0,89	6,23	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	134	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,60	77,23	2,59	0,58	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	96	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	22,10	75,31	0,00	2,54	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	183	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,22	82,51	0,17	1,10	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	327	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	17,90	78,41	0,94	2,74	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	88	0,00	0,05	0,00	0,00	0,14	4,19	93,78	0,92	0,92	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	300	0,00	0,03	5,37	0,21	1,85	22,57	60,40	5,26	4,31	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	244	0,00	0,08	0,95	0,00	0,00	30,24	54,82	7,97	5,94	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	236	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,77	82,27	1,64	0,32	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	20,61	72,14	3,44	3,44	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	63	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	14,84	80,79	0,11	3,50	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	319	0,00	0,13	0,00	0,64	0,45	37,96	49,21	10,22	1,39	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,07	66,21	3,91	7,81	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,28	31,98	11,44	30,30	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Hiraido et al. (1975)	Pellet	118	0,00	0,03	0,00	0,00	1,02	23,75	47,79	21,90	5,51	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Pérez-Mellado (1978)	Remain	829	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,09	83,17	1,66	1,08	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Pérez-Mellado (1978)	Remain	357	0,00	0,01	0,06	1,79	0,90	26,61	59,39	7,67	3,57	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Pellet	69	0,00	0,01	0,48	0,36	0,39	26,73	37,35	30,32	4,37	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Pellet	537	0,00	0,02	1,83	0,52	2,59	12,74	82,77	3,18	1,30	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Donázar (1989)	Pellet	730	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	38,48	22,18	37,48	1,80	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Serrano (1998)	Pellet	1076	0,00	0,13	1,15	0,00	1,02	19,50	29,53	38,07	10,60	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Serrano (1998)	Pellet	352	0,00	0,07	0,00	0,00	1,34	19,20	61,08	17,72	0,59	0,00
<i>Bubo bubo</i>	Martínez & Zuberogoitia (2001)	Pellet	1395	0,00	0,02	0,00	0,00	0,31	25,63	47,40	23,72	1,66	1,26
<i>Bubo bubo</i>	Lourenço (2006)	Pellet	2666	0,00	0,01	0,12	0,35	0,01	26,66	59,19	8,23	5,43	0,00
<i>Buteo buteo</i>	Bustamante (1985)	Stomach	1103	0,00	15,33	0,57	1,60	19,35	15,65	1,58	42,76	1,58	1,58
<i>Circus aeruginosus</i>	González & González (1984)	Pellet	246	0,00	0,91	0,00	0,00	14,27	40,90	38,42	3,05	2,45	0,00
<i>Circus aeruginosus</i>	González & González (1984)	Remain	120	0,00	0,08	0,00	0,00	3,11	58,28	31,13	2,21	4,15	1,04
<i>Ciconia ciconia</i>	Melndro et al. (1978)	Pellet	1137	0,00	61,60	0,00	0,00	1,28	3,84	0,00	16,46	16,82	0,00
<i>Hieraetus pennatus</i>	Veiga (1986)	Pellet	202	0,00	0,00	0,00	0,00	19,29	24,18	49,69	0,58	5,38	0,88
<i>Milvus migrans</i>	Fernández-Cruz (1974)	Remain	38	0,00	0,07	5,80	6,96	59,12	19,24	0,00	5,33	3,48	0,00



Predator	References	Material	Prey total number	Fruit/seeds	Invertebrates	Fish	Amphibians	Reptiles	Birds	Lagomorphs	Small mammals Other	Water vole	Carrion
<i>Milvus migrans</i>	Fernández-Cruz (1974)	Remain	310	0,00	0,18	1,63	0,00	54,36	31,73	0,00	4,88	2,44	4,78
<i>Milvus migrans</i>	Arroyo (1980)	Remain	684	0,00	0,00	0,86	0,07	2,77	24,26	67,03	2,11	0,35	2,55
<i>Milvus milvus</i>	García et al. (1998)	Pellet	1088	0,00	0,17	0,00	0,03	0,09	4,65	7,15	8,35	0,39	79,17
<i>Milvus milvus</i>	García et al. (1998)	Pellet	477	0,00	0,05	0,00	0,02	0,21	20,72	26,46	6,09	1,18	45,27
<i>Milvus milvus</i>	Ortega & Casado (1991)	Pellet	2689	0,00	0,31	0,00	0,00	0,12	34,86	32,64	16,04	1,78	14,25
<i>Milvus milvus</i>	Ortega & Casado (1991)	Pellet	978	0,00	0,02	0,00	0,06	0,14	25,51	37,42	19,12	1,66	16,07
<i>Strix aluco</i>	López-Gordo (1974)	Pellet	126	0,00	2,07	0,00	0,00	0,00	7,92	46,73	38,76	4,52	0,00
<i>Strix aluco</i>	López-Gordo et al. (1977)	Pellet	480	0,00	3,47	0,00	0,71	0,00	14,11	29,63	49,26	2,82	0,00
<i>Tyto alba</i>	Nos (1961)	Pellet	233	0,00	0,95	0,00	0,00	4,04	2,16	0,00	89,24	3,61	0,00
<i>Tyto alba</i>	Díez-Villacañas & Morillo (1973)	Pellet	342	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	27,50	0,00	68,70	3,80	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Pellet	215	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	4,41	0,00	89,88	5,51	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Pellet	225	0,00	0,31	0,00	23,16	0,80	21,86	0,00	51,03	2,84	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Pellet	9556	0,00	0,22	0,00	13,88	2,32	3,93	0,00	78,83	0,82	0,00
<i>Tyto alba</i>	Herrera (1974)	Pellet	156	0,00	0,39	0,00	7,89	0,00	16,09	0,00	72,89	2,74	0,00
<i>Tyto alba</i>	Sans-Coma (1974)	Pellet	183	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	96,13	3,87	0,00
<i>Tyto alba</i>	Sans-Coma (1974)	Pellet	155	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,68	0,00	77,62	3,70	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	1212	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	39,02	0,00	58,67	2,31	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	344	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,00	2,26	90,31	6,79	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	328	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,29	2,49	88,72	2,50	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	183	0,00	0,00	0,00	0,00	2,12	11,65	0,00	82,45	3,78	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	261	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,90	0,00	78,31	11,79	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vericad et al. (1976)	Pellet	6570	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	26,37	1,19	70,91	1,19	0,00
<i>Tyto alba</i>	López-Gordo et al. (1977)	Pellet	2292	0,00	0,37	0,00	0,73	0,00	12,68	1,04	95,26	0,26	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	141	0,00	0,00	0,00	0,00	16,34	33,11	0,00	46,70	1,58	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	241	0,00	0,00	0,00	2,27	1,87	9,34	0,00	75,86	3,33	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	138	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,19	1,68	80,09	5,04	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	457	0,00	0,00	0,00	2,05	0,40	3,59	1,43	85,41	7,12	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	463	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	20,76	0,00	78,31	0,57	0,00
<i>Tyto alba</i>	Martín & Vericad (1977)	Pellet	901	0,00	0,20	0,00	0,00	0,16	16,82	0,00	73,02	9,73	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vargas et al. (1980)	Pellet	1106	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	4,52	0,00	94,21	1,25	0,00
<i>Tyto alba</i>	Vargas et al. (1980)	Pellet	488	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	3,70	0,00	87,49	8,81	0,00
<i>Tyto alba</i>	Comissió de Natura de l'I.E.V. (1982)	Pellet	133	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,68	0,00	56,01	5,26	0,00
<i>Tyto alba</i>	Delibes et al. (1983)	Pellet	1663	0,00	0,52	0,00	34,53	0,00	30,55	0,00	62,59	6,51	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	212	0,00	0,04	0,00	0,31	0,00	31,07	0,00	66,86	1,48	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	374	0,00	0,02	0,00	0,57	0,00	13,14	0,00	84,59	1,62	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	833	0,00	0,03	0,00	0,62	0,00	3,34	0,00	90,70	5,96	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	120	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	52,40	0,00	44,54	2,77	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	353	0,00	0,02	0,00	0,27	0,00	16,90	0,00	79,95	2,85	0,00
<i>Tyto alba</i>	Libois et al. (1983)	Pellet	6047	0,00	0,02	0,00	0,28	0,00	0,20	0,00	99,60	0,20	0,00
<i>Tyto alba</i>	Thouy (1984)	Pellet	500	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,50	0,00	84,00	0,50	0,00
<i>Tyto alba</i>	Thouy (1984)	Pellet	500	0,00	0,80	0,00	0,20	0,00	3,20	0,00	95,10	0,90	0,00
<i>Tyto alba</i>	Brunet-Lecomte & Delibes (1984)	Pellet	20857	0,00	0,10	0,00	0,70	0,00	13,56	0,00	48,52	12,94	0,00
<i>Tyto alba</i>	Cervera & García (2001)	Pellet	708	0,00	0,23	0,00	0,00	24,75	0,25	0,00	98,89	0,44	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	1404	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00	0,70	0,00	98,69	0,41	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	1366	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	1,16	0,00	94,85	0,59	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	961	0,00	0,00	0,00	3,40	0,00	0,33	0,00	97,94	1,17	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	974	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00	0,41	0,00	89,60	0,37	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	1595	0,00	0,00	0,00	9,62	0,00	0,34	0,00	98,04	0,42	0,00
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	1420	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	98,04	0,42	0,00



Table S1

Predator	References	Material	Prey total number	Fruit/seeds	Invertebrates	Fish	Amphibians	Reptiles	Birds	Lagomorphs	Small mammals Other	Water vole	Carrión
<i>Tyto alba</i>	Indelicato (2002)	Pellet	1334	0,00	0,00	0,00	8,06	0,00	0,12	0,00	91,38	0,44	0,00
<i>Tyto alba</i>	Gigrey et al. (2004)	Pellet	1442	0,00	0,03	0,00	2,67	0,00	0,67	0,00	90,45	6,18	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado & Fernández (2004)	Pellet	89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	93,72	6,28	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado & Fernández (2004)	Pellet	72	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	70,92	29,08	0,00
<i>Tyto alba</i>	Balado & Fernández (2004)	Pellet	138	0,00	0,00	0,00	0,39	0,00	0,48	0,00	91,07	8,06	0,00
<i>Canis lupus</i>	Cuesta et al. (1991)	Stomach	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	18,30	0,30	0,40	80,60
<i>Felis silvestris</i>	Aymerich (1982)	Stomach	175	0,00	0,00	0,00	0,00	4,09	11,24	62,60	14,44	7,63	0,00
<i>Felis silvestris</i>	Gil-Sánchez (1998b)	Scat	226	0,00	0,00	0,00	0,00	2,52	6,11	65,14	24,29	1,94	0,00
<i>Felis silvestris</i>	Moleón & Gil-Sánchez (2003)	Scat	267	0,00	0,25	0,00	0,00	9,33	6,21	0,00	33,48	43,43	7,30
<i>Felis silvestris</i>	Moleón & Gil-Sánchez (2003)	Scat	135	0,00	0,03	0,00	0,00	5,22	23,02	8,07	25,92	21,51	16,23
<i>Felis silvestris</i>	Delibes (1974)	Stomach	428	11,93	3,48	0,00	0,84	0,78	29,04	13,15	23,25	2,19	15,34
<i>Genetta genetta</i>	Calviño et al. (1984b)	Stomach	389	9,99	0,71	0,71	5,87	1,22	12,64	8,38	36,56	2,79	21,13
<i>Genetta genetta</i>	Calviño et al. (1984b)	Scat	706	13,43	0,87	0,73	7,60	4,55	13,50	0,00	54,23	4,36	0,73
<i>Genetta genetta</i>	Palomares & Delibes (1991)	Scat	723	0,22	0,43	0,00	2,49	2,75	11,25	19,72	61,70	1,41	0,03
<i>Genetta genetta</i>	Ruiz-Olmo & López-Martín (1993)	Scat	724	5,47	12,21	9,66	3,20	18,55	6,76	21,35	16,67	1,02	5,11
<i>Genetta genetta</i>	Gil-Sánchez (1998b)	Scat	129	0,00	0,03	0,00	0,00	0,34	19,40	28,96	39,44	11,58	0,25
<i>Genetta genetta</i>	Carvalho & Gomes (2001)	Scat	150	6,40	2,10	0,00	0,00	5,80	5,60	2,10	77,00	1,00	0,00
<i>Genetta genetta</i>	Rosalino & Santos-Reis (2002)	Scat	1926	5,21	0,42	0,00	0,00	0,24	3,62	11,14	79,11	0,22	0,04
<i>Genetta genetta</i>	Palazón & Rafart (2010)	Scat	4411	16,10	2,58	12,16	0,16	9,62	28,23	0,00	24,63	6,52	0,00
<i>Genetta genetta</i>	Melero et al. (2008)	Scat	279	0,00	13,21	10,20	0,00	0,00	46,62	0,00	1,80	28,17	0,00
<i>Genetta genetta</i>	Mate & Barrull (unpublished data)	Scat	2173	59,21	1,40	0,18	0,00	1,15	10,83	0,00	16,57	8,52	2,13
<i>Genetta genetta</i>	Delibes et al. (1984)	Scat	905	0,00	1,79	0,29	0,59	18,54	5,83	66,33	3,90	2,73	0,00
<i>Herpestes ichneumon</i>	Palomares & Delibes (1991)	Scat	694	0,05	1,01	0,00	4,22	17,26	28,18	23,46	10,69	4,19	10,94
<i>Herpestes ichneumon</i>	Callejo et al. (1979)	Stomach	39	0,00	0,32	37,72	35,56	0,00	0,00	0,00	1,62	24,78	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Callejo et al. (1979)	Scat	812	0,00	0,20	68,03	12,76	6,91	3,14	0,00	2,24	6,72	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Callejo & Delibes (1987)	Scat	772	0,00	11,65	82,15	0,55	2,30	0,61	0,00	2,04	0,70	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Ruiz-Olmo et al. (1989)	Scat	292	0,00	0,08	90,04	0,40	6,02	0,23	0,00	0,15	3,08	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Ruiz-Olmo et al. (1989)	Scat	1182	0,00	0,02	94,73	0,30	2,74	0,23	0,00	0,07	1,91	0,00
<i>Lutra lutra</i>	Morales et al. (2004)	Scat	2410	0,32	1,24	81,60	0,34	14,37	0,46	0,00	0,02	1,65	0,00
<i>Martes foina</i>	Delibes (1978)	Scat	343	7,54	1,56	0,00	0,00	5,89	24,50	23,08	21,16	13,85	2,42
<i>Martes foina</i>	Alegre et al. (1991)	Scat	1244	31,70	2,74	0,00	0,31	9,30	6,18	1,53	8,79	0,51	38,94
<i>Martes foina</i>	Mate & Barrull (unpublished data)	Scat	1199	39,06	2,48	0,00	0,00	6,25	8,20	3,13	31,51	3,13	6,24
<i>Martes martes</i>	Rosellini et al. (2007)	Scat	259	28,10	0,80	0,00	0,00	0,20	20,90	0,00	42,00	1,70	6,30
<i>Meles meles</i>	Rosalino et al. (2005)	Scat	17654	59,65	19,19	0,00	6,08	2,64	1,45	2,20	8,49	0,28	0,02
<i>Mustela putorius</i>	Lodé (2003)	Scat	928	0,00	0,09	0,00	11,99	0,00	4,02	16,62	60,28	1,75	5,25
<i>Neovison vison</i>	Melero et al. (2008)	Scat	279	0,00	57,74	19,07	0,00	0,00	11,84	0,00	5,90	5,45	0,00
<i>Neovison vison</i>	Melero et al. (2008)	Scat	236	0,00	8,34	2,89	0,00	0,00	87,18	0,00	1,11	0,48	0,00
<i>Neovison vison</i>	Morales et al. (2010)	Scat	568	0,00	2,08	47,22	3,78	8,17	14,38	5,08	8,39	10,90	0,00
<i>Vulpes vulpes</i>	Calviño et al. (1984a)	Stomach	4565	11,14	1,62	0,00	0,00	0,07	2,71	5,92	6,28	0,32	71,94
<i>Vulpes vulpes</i>	Mate & Barrull (unpublished data)	Scat	3853	36,51	2,43	0,00	0,00	1,49	3,11	15,07	17,37	12,44	11,59





Predator	Prey total number		Fruit/seeds	Invertebrates	Fish	Amphibians	Reptiles	Birds	Lagomorphs	Small mammals		Carrion
	n = 1	n = 2								Other	Water vole	
<i>Natrix maura</i>	116	116	0,00	19,45	45,31	29,69	2,44	0,04	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Vipera latasti</i>	222	222	0,00	0,13	0,00	1,95	24,04	6,50	0,00	66,73	0,65	0,00
<i>Accipiter gentilis</i>	199,00	199,00	0,00	0,09	0,00	0,00	1,94	84,35	6,83	6,13	0,68	0,00
	79,20	79,20	0,00	0,12	0,00	0,00	2,11	13,92	5,65	6,65	0,37	0,00
<i>Aquila adalberti</i>	294	294	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	33,93	59,10	0,76	0,33	5,19
<i>Aquila fasciatus</i>	95,00	95,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,66	45,67	39,79	2,04	5,41	1,43
	68,58	68,58	0,00	0,00	0,00	0,00	3,10	7,95	9,24	3,07	5,34	2,87
<i>Ardea cinerea</i>	1350,50	1350,50	0,94	3,56	76,99	0,08	1,28	0,30	0,00	3,99	12,87	0,00
	1759,99	1759,99	1,33	3,86	12,29	0,11	1,80	0,42	0,00	4,65	4,78	0,00
<i>Asio flammeus</i>	118	118	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,78	0,00	83,09	3,13	0,00
<i>Asio otus</i>	1690,00	1690,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	30,34	0,08	67,90	1,65	0,00
	1168,14	1168,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,82	0,11	27,63	1,92	0,00
<i>Athene noctua</i>	16540	16540	0,00	55,74	0,24	3,08	6,61	7,04	0,71	26,46	0,12	0,00
<i>Bubo bubo</i>	412,79	412,79	0,00	0,03	0,44	0,15	0,46	21,36	63,14	10,03	4,35	0,05
	561,58	561,58	0,00	0,04	1,13	0,37	0,65	9,38	20,24	11,72	5,81	0,24
<i>Buteo buteo</i>	1103	1103	0,00	15,33	0,57	1,60	19,35	15,65	1,58	42,76	1,58	1,58
<i>Circus aeruginosus</i>	183,00	183,00	0,00	0,50	0,00	0,00	8,69	49,59	34,78	2,63	3,30	0,52
	89,10	89,10	0,00	0,59	0,00	0,00	7,89	12,29	5,15	0,59	1,20	0,74
<i>Ciconia ciconia</i>	1137	1137	0,00	61,60	0,00	0,00	1,28	3,84	0,00	16,46	16,82	0,00
<i>Hieraetus pennatus</i>	202	202	0,00	0,00	0,00	0,00	19,29	24,18	49,69	0,58	5,38	0,88
<i>Milvus migrans</i>	344,00	344,00	0,00	0,08	2,76	2,34	38,75	25,08	22,34	4,11	2,09	2,44
	324,34	324,34	0,00	0,09	2,66	4,00	31,25	6,28	38,70	1,74	1,59	2,39
<i>Milvus milvus</i>	1308,00	1308,00	0,00	0,14	0,00	0,03	0,14	21,44	25,92	12,40	1,25	38,69
	958,30	958,30	0,00	0,13	0,00	0,03	0,05	12,64	13,29	6,18	0,63	30,50
<i>Strix aluco</i>	303,00	303,00	0,00	2,77	0,00	0,36	0,00	11,02	38,18	44,01	3,67	0,00
	250,32	250,32	0,00	0,99	0,00	0,50	0,00	4,38	12,09	7,42	1,20	0,00
<i>Tyto alba</i>	1506,20	1506,20	0,00	0,10	0,00	2,69	1,17	10,76	0,22	80,79	4,27	0,00
	3434,67	3434,67	0,00	0,21	0,00	6,55	4,34	12,35	0,60	15,08	4,96	0,00
<i>Canis lupus</i>	30	30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40	18,30	0,30	0,40	80,60
<i>Felis silvestris</i>	200,75	200,75	0,00	0,07	0,00	0,00	5,29	11,65	33,95	24,53	18,63	5,88

<i>Genetta genetta</i>	<i>sd</i>	57,77	0,00	0,12	0,00	0,00	2,91	7,95	34,72	7,83	18,47	7,71
	<i>n = 11</i>											
	<i>mean</i>	1094,36	11,63	3,40	3,06	1,83	4,09	17,04	9,53	39,18	6,16	4,07
	<i>sd</i>	1292,72	16,72	4,72	4,93	2,69	5,64	12,92	10,28	25,78	8,13	7,29
<i>Herpestes ichneumon</i>	<i>n = 2</i>											
	<i>mean</i>	799,50	0,03	1,40	0,15	2,41	17,90	17,01	44,90	7,30	3,46	5,47
	<i>sd</i>	149,20	0,04	0,55	0,21	2,57	0,91	15,80	30,31	4,80	1,03	7,74
<i>Lutra lutra</i>	<i>n = 6</i>											
	<i>mean</i>	917,83	0,05	2,25	75,71	8,32	5,39	0,78	0,00	1,02	6,47	0,00
	<i>sd</i>	835,80	0,13	4,63	20,71	14,23	5,08	1,18	0,00	1,05	9,21	0,00
<i>Martes foina</i>	<i>n = 3</i>											
	<i>mean</i>	928,67	26,10	2,26	0,00	0,10	7,15	12,96	9,25	20,49	5,83	15,87
	<i>sd</i>	507,70	16,49	0,62	0,00	0,18	1,87	10,04	12,01	11,37	7,07	20,07
<i>Martes martes</i>	<i>n = 1</i>	259	28,10	0,80	0,00	0,00	0,20	20,90	0,00	42,00	1,70	6,30
<i>Meles meles</i>	<i>n = 1</i>	17654	59,65	19,19	0,00	6,08	2,64	1,45	2,20	8,49	0,28	0,02
<i>Mustela putorius</i>	<i>n = 1</i>	928	0,00	0,09	0,00	11,99	0,00	4,02	16,62	60,28	1,75	5,25
<i>Neovison vison</i>	<i>n = 3</i>											
	<i>mean</i>	361,00	0,00	22,72	23,06	1,26	2,72	37,80	1,69	5,13	5,61	0,00
	<i>sd</i>	180,55	0,00	30,49	22,43	2,18	4,72	42,78	2,93	3,70	5,21	0,00
<i>Vulpes vulpes</i>	<i>n = 2</i>											
	<i>mean</i>	4209,00	23,82	2,03	0,00	0,00	0,78	2,91	10,49	11,83	6,38	41,76
	<i>sd</i>	503,46	17,94	0,57	0,00	0,00	1,00	0,28	6,47	7,84	8,57	42,67

Appendix S3 - List of species and studies excluded from this review. Marked in columns the reasons why they are excluded.

Species	Small size of predator	No food preference	Habitat use mismatch	No numbers /		References
				relative frequency of prey items	Poor information	
<b>FISHES</b>						
<i>Esox lucius</i>		X		X		Domínguez & Pena (2001)
<i>Micropterus salmoides</i>		X				Wootton (1992)
<i>Silurus glanis</i>		X				Wootton (1992)
<b>REPTILES</b>						
<i>Lacerta bilineata</i>	X	X				Masó & Pijoan (2012)
<i>Timon lepidus</i>		X	X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Coluber hippocrepis</i>	X	X	X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Hierophis viridiflavus</i>		X	X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Coronella austriaca</i>	X	X				Masó & Pijoan (2012)
<i>Coronella girondica</i>	X	X				Masó & Pijoan (2012)
<i>Zamenis longissimus</i>		X	X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Rinechis scalaris</i>			X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	X	X	X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Malpolon monspessulanus</i>				X		Barbadillo et al. (1999)
<i>Natrix natrix</i>	X	X				Masó & Pijoan (2012)
<i>Vipera aspis</i>			X			Masó & Pijoan (2012)
<i>Vipera seoanei</i>			X			Masó & Pijoan (2012)
<b>BIRDS</b>						
<i>Aegolius funereus</i>			X			Del Hoyo et al. (1999), Mikkola (2010)
<i>Otus scops</i>		X				Del Hoyo et al. (1999), Mikkola (2010)
<i>Neophron percnopterus</i>	X	X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Aquila chrysaetos</i>		X	X			Delibes et al. (1975), Del Hoyo et al. (1994)
<i>Circus gallicus</i>		X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Circus cyaneus</i>				X		Del Hoyo et al. (1994)
<i>Circus pygargus</i>				X		Del Hoyo et al. (1994)
<i>Elanus caeruleus</i>				X		Del Hoyo et al. (1994)
<i>Accipiter nisus</i>		X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Falco tinnunculus</i>	X					Del Hoyo et al. (1994)
<i>Falco naumanni</i>	X	X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Falco peregrinus</i>		X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Falco columbarius</i>		X				Del Hoyo et al. (1994)
<i>Larus fuscus</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)





Species	Small size of predator	No food preference	Habitat use mismatch	No numbers / relative frequency of prey items	Poor information	References
<i>Larus michahellis</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Larus canus</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Larus marinus</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Larus argentatus</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Ichthyaetus audouinii</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Ichthyaetus melanocephalus</i>			X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Pyrrocorax graculus</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Pyrrocorax pyrrhocorax</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Corvus corax</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Corvus frugileus</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Corvus corone</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Pica pica</i>			X			Del Hoyo et al. (2009)
<i>Lanius collurio</i>	X					Del Hoyo et al. (2008)
<i>Lanius meridionalis</i>	X					Del Hoyo et al. (2008)
<i>Lanius senator</i>	X					Del Hoyo et al. (2008)
<i>Lanius minor</i>	X					Del Hoyo et al. (2008)
<i>Ardea purpurea</i>		X			X	Del Hoyo et al. (1992)
<i>Bubulcus ibis</i>		X				Del Hoyo et al. (1992)
<i>Nycticorax nycticorax</i>		X				Del Hoyo et al. (1992)
<i>Botaurus stellaris</i>		X				Del Hoyo et al. (1992)
<i>Ciconia nigra</i>		X	X		X	Del Hoyo et al. (1992)
<i>Otis tarda</i>		X	X			Del Hoyo et al. (1996)
<i>Grus grus</i>		X	X			Del Hoyo et al. (1996)
<b>MAMMALS</b>						
<i>Ursus arctos</i>		X				Clevenger et al. (1992)
<i>Procyon lotor</i>					X	Duchêne & Artois (1988), García et al. (2012)
<i>Mustela erminea</i>				X	X	Palomo & Gisbert (2002)
<i>Mustela lutreola</i>				X	X	Maran et al. (1998), Macdonald et al. (2002), Román (2007)
<i>Mustela nivalis</i>	X			X	X	Ruiz-Olmo (1995), Palomo & Gisbert (2002)
<i>Lynx lynx</i>		X				Wilson & Mittermeier (2009)
<i>Lynx pardinus</i>		X		X		De Iribes (1980), Wilson & Mittermeier (2009)
<i>Sus scrofa</i>		X				Wilson & Mittermeier (2011)







