

7. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS POBLACIONES DE CABRA MONTÉS.

7.1 Distribución de la cabra montés en Andalucía.

La distribución histórica de la cabra montés ha sufrido profundas variaciones (Figura 7.1). Durante el siglo XVIII la cabra montés ocupaba la práctica totalidad del territorio de las provincias andaluzas orientales. La sobreexplotación de sus poblaciones así como las transformaciones del medio provocaron que sus núcleos de distribución quedaran relegados a determinados sistemas montañosos, lugares donde fue protegida la especie, a mediados del siglo XX, mediante la declaración de cotos y reservas nacionales de caza. En la actualidad, estos núcleos han actuado de “reservorios” desde donde la especie ha colonizado sistemas montañosos adyacentes, observándose una distribución tal como la conocemos ahora.

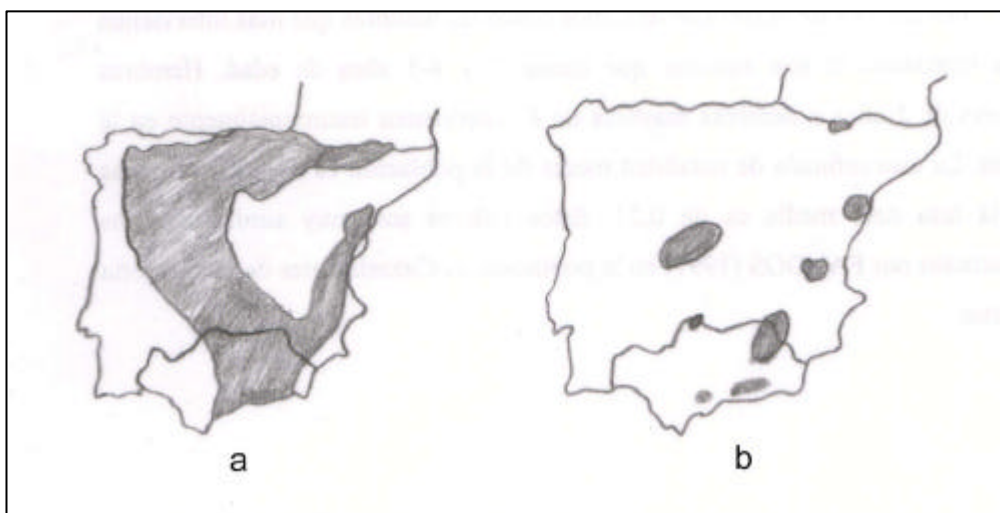


Figura 7.1. Rango histórico de distribución de la cabra montés en la Península Ibérica, a) final del siglo XVIII (Cabrera, 1911); b) mediados del siglo XX (Fandos, 1989 b).

En la actualidad la cabra montés ocupa en Andalucía el Sistema Penibético y parte oriental de la Cordillera Mariánica, estando ausente del Valle del Guadalquivir (Figura 7.2). En total se ha constatado la presencia de cabra montés en más de 34 enclaves montañosos de Andalucía (Figura 7.3), los cuales se han agrupado con el fin de caracterizarlas, en 7 poblaciones. La denominación, localización y características poblacionales, así como la tendencia de las mismas, se recogen en la Tabla 7.1. Entre todas las poblaciones andaluzas de cabra, se ha estimado un número superior a los 30.000 ejemplares.

Del total de núcleos muestreados, se ha constatado la presencia de cabra montés en todos ellos, excepto en el Parque Natural de los Montes de Málaga, donde no se observaron ejemplares. No obstante, y ya fuera del periodo de muestreo, se ha constatado la presencia de la especie en este espacio natural durante la celebración de una batida de jabalí. Asimismo, en los últimos meses la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente en Córdoba nos ha comunicado la introducción de cabra montés en varias fincas de la Sierra Morena cordobesa.

	Núcleo	Año	Densidad	Estima absoluta	Razón de sexos	Índice reproductor	Tendencia
Sierra Morena	Sierra Morena	1996	3,44	1.100	1,54	0,39	Estable
	N. occidental	1996	4,91		1,40	0,33	
	N. central	1996	3,46		1,75	0,64	
	N. oriental *	1996	0,36			0,66	
	Jaén	1996	3,29		3,07	0,52	
	Ciudad Real	1996	7,5		1,54	0,39	
Cazorla	Total área	1996	1,07	1.300	1,46	0,16	Crecimiento
	Área de Segura*	1996	0,34		1,40		
	Área de Tíscar	1996	1,13		1,47	0,19	
	Total área	1997	1,39		0,66	0,65	
	Área de Segura*	1997	0,56		0,77	0,71	
	Área de Tíscar	1997	1,55		0,62	0,61	
Baza- Filabres	Total área*	1996	0,08	500	0,54	0,33	Estable
	Sierra de Baza*	1996	0,12		0,66	0,50	
	Sierra Filabres*	1996	0,05		0,40		
Sierra Nevada	Sierra Nevada	1995	6,19	16.000	0,96	0,51	Crecimiento
	R.N. Caza	1995	13,48		0,75	0,47	
	P.N. Granada	1995	4,57		2,28	0,60	
	P.N. Almería	1995	2,47		1,27	0,53	
	Sierra Nevada	1996	9,95		0,35	0,35	
	Sierra Nevada	1997	9,75		0,41	0,42	
	R.N. Caza	1997	10,02		0,51	0,37	
	P.N. Granada	1997	3,27		0,20	0,50	
	P.N. Almería	1997	2,94		1,03	0,44	
	P.N. Huétor	1997	4,21		1,17	0,65	
	Sierra Lújar*	1997	0,33		0,86	0,16	
	Contraviesa*	1997	0,23		1,25	0,20	
	Sierra de Gádor	1997	1,21		1,36	0,19	
	Total área	1997	3,87		0,56	0,38	
	Sierra Nevada	1998	8,68		0,89	0,24	
	R.N. Caza	1998	9,24		0,81	0,16	
	P.N. Almería	1998	5,50		0,96	0,29	
	P.N. Huétor	1998	4,33		2,47	0,19	
	Total área	1998	6,78		1,01	0,23	
Subbético	Total área	1996	2,15	3.000	2,39	0,17	Estable
	Pandera-Grajales	1996	4,06		1,35	0,01	
	P.N. S. Mágina*	1996	0,333		15,2		
	Sierra Caracolera	1996	0,309				
	P.N. Subbéticas	1996	+				
	Alta Coloma	1996	3,31		3,63	0,4	
	Total área	1998	2,20		0,64	0,44	
	P.N. S. Mágina*	1998	0,49			0,50	
	Pandera-Grajales*	1998	0,28		0,50	1	
	Alta Coloma*	1998	1,05		0,50	0,33	

Tabla 7.1. Cuadro resumen de la denominación, localización, características poblacionales y tendencia de las poblaciones de cabra montés en Andalucía.

	Núcleo	Año	Densidad	Estima absoluta	Razón de sexos	Índice reproductor	Tendencia
Tejeda-Almijara	Tejeda-Almijara	1996	5,24		0,63	0,37	
	Sur Antequera	1996	3,08		4,17	0,32	
	S. Albuñuelas*	1996	0,29		4,00	0,25	
	R.N. Caza	1996	11,21		0,65	0,35	
	La Resinera	1996	1,02		0,50	0,75	
	S. Villanueva	1996	3,05		2,42	0,26	
	El Torcal	1996	3,93		22,00	0,18	
	Valle Abdalajis	1996	4,04		6,12	0,42	
	Total área	1996	3,93		1,08	0,35	
	Tejeda-Almijara	1997	4,36		0,98	0,31	
	Sur Antequera	1997	3,36		1,20	0,33	
	Sierra de Loja	1997	1,17		1,50	0,60	
	R.N. Caza	1997	5,36		0,94	0,31	
	La Resinera	1997	1,11		1,23	0,31	
	S. Villanueva	1997	2,91		1,00	0,43	
	Valle Abdalajis	1997	2,72		2,00	0,16	
	Total área	1997	2,61	5.000	1,09	0,34	Estable
Serranía de Ronda	P.N. S. Las Nieves	1995/96	2,75		2,23	0,55	
	P.N. S. Grazalema	1995/96	11,50		1,32	0,68	
	S. Peñarrubia*	1995/96	3,77		1,90	0,26	
	P.N. Alcornocales*	1995/96	0,66		3,00	0,33	
	Sierra de Lújar	1995/96	1,33		0,87	0,28	
	Total área	1995/96	4,25		1,59	0,60	
	P.N. S. las Nieves	1997/98	2,87		2,40	0,47	
	P.N. S. Grazalema	1997/98	7,72		1,96	0,33	
	Sierra Bermeja	1997/98	1,96		0,52	0,10	
	S. Alpujata*	1997/98	0,88		0,44	0,50	
	Sierra de Lújar	1997/98	2,83		1,69	0,04	
	S. Peñarrubia	1997/98	1,71		2,75	0,27	
	Sierra de Mijas	1997/98	1,11		3,00	0,66	
	Total área	1997/98	4,25	3.500	1,74	0,33	Estable

*: Índice kilométrico de abundancia.

Tabla 7.1. (continuación) Cuadro resumen de la denominación, localización, características poblacionales y tendencia de las poblaciones de cabra montés en Andalucía.

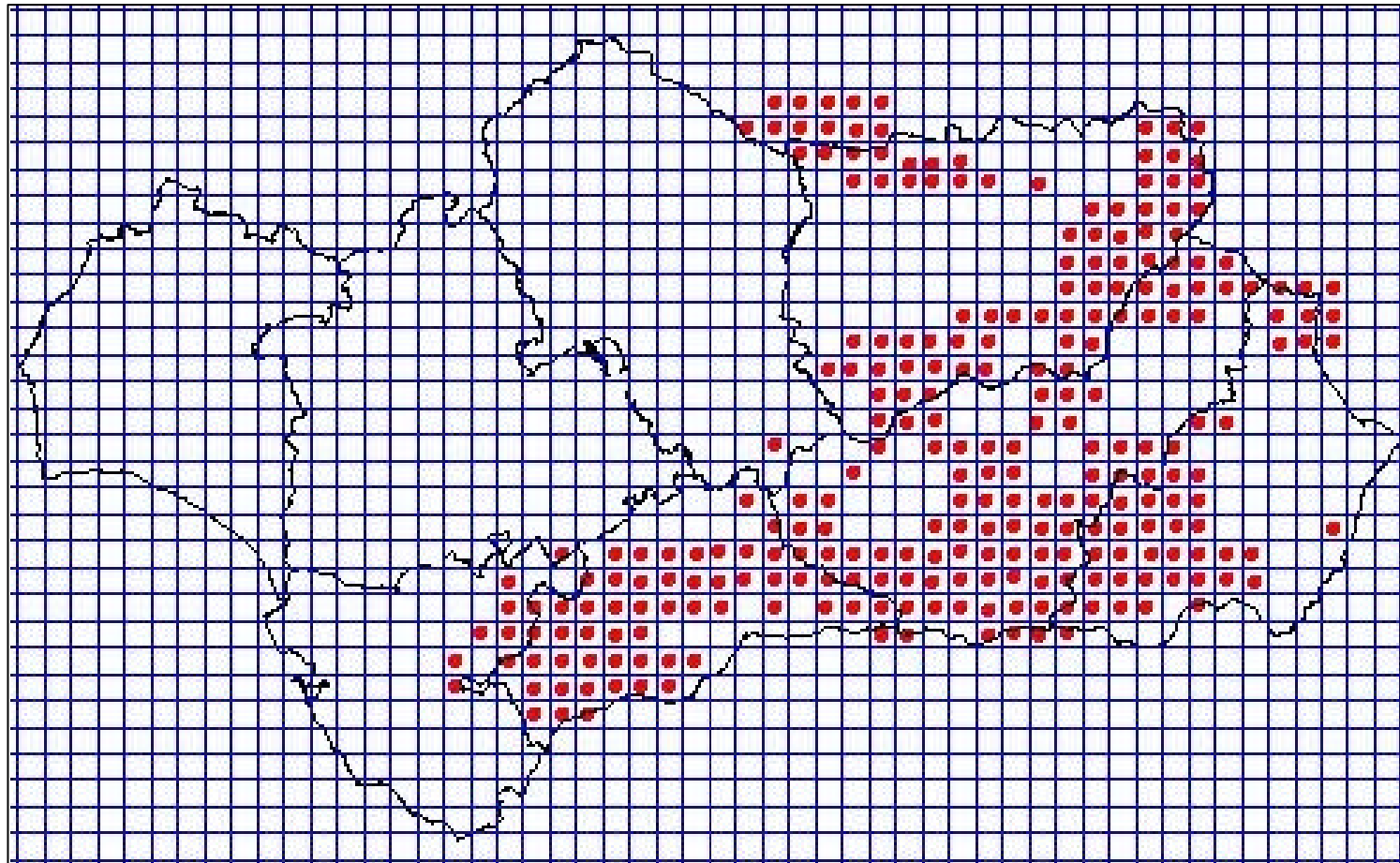
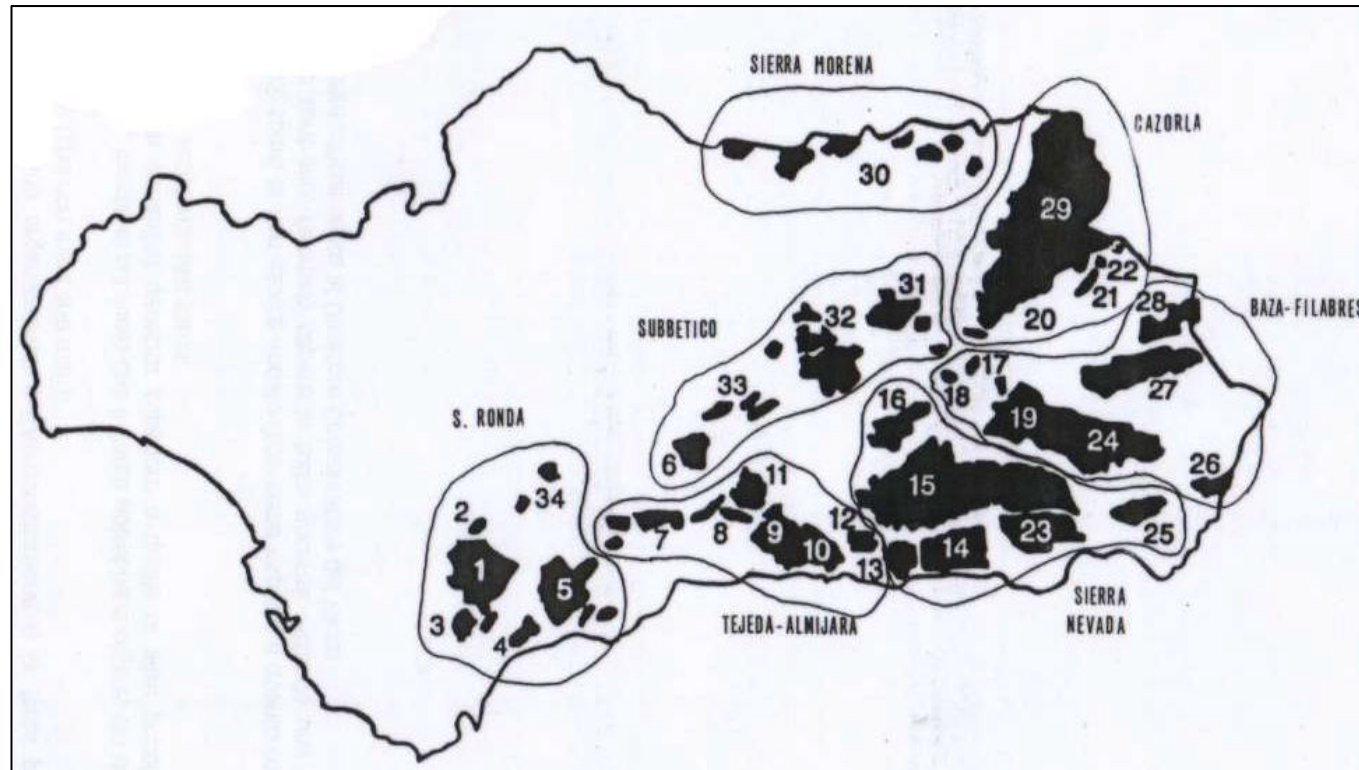


Figura 7.2. Atlas de distribución de la cabra montés en Andalucía (cuadrícula UTM 10x10 km.).



1: P.N. Sierra de Grazalema; 2: Sierra de Lijar; 3: Sierra del Aljibe; 4: Los Reales de Sierra Bermeja; 5: P.N. Sierra de las Nieves; 6: Sierras de Arcas-Pedroso; 7: Sierras Sur de Antequera; 8: Sierras de Alfarnate; 9: Sierra Tejeda; 10: Sierra de la Almirajara; 11: Sierra de Loja; 12: Sierras de los Guájares y las Albuñuelas; 13: Sierra de Lújar; 14: Sierra de la Contraviesa; 15: P.N. Sierra Nevada; 16: P.N. Sierra de Huétor; 17: Depresión de Guadix; 18: El Mencil; 19: P.N. Sierra de Baza; 20: P.N. Sierra de Castril; 21: Sierra de la Sagra; 22: Sierra de Lobos y Montilla; 23: Sierra de Gádor; 24: Sierra de los Filabres; 25: Sierra Alhamilla; 26: Sierra Cabrera; 27: Sierra de las Estancias; 28: P.N. Sierra de María; 29: P.N. Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas; 30: Sierra Morena; 31: P.N. Sierra Mágina; 32: Subbético Jienense; 33: Sierras de Horconera y Sierras Albayate; 34: Sierra del Tablón y Montés de Osuna.

Figura 7.3. Núcleos poblacionales de cabra montés en Andalucía.

El área de distribución de este ungulado de montaña ha sufrido un espectacular incremento durante los últimos años, debido a varias razones:

- ?? Expansión de los núcleos principales como consecuencia de los arbitrios proteccionistas llevados a cabo a partir de la década de los 50 del siglo XX, con la creación de las reservas y cotos nacionales de caza.

- ?? Cambio de usos de los ecosistemas y hábitats ocupados por la cabra montés. En efecto, el medio ha sufrido enormes transformaciones durante los últimos años lo que ha favorecido en muchos casos, un aumento de los efectivos de las poblaciones de cabra montés y por ende de su área de distribución. La desaparición en los ecosistemas de los depredadores, lobo fundamentalmente, ha contribuido a la inestabilidad de los mismos, ya que su presencia contribuyen a mantener las poblaciones de ungulados dentro de unos límites (FILANOV, 1980; LOVARI, 1982). Paralelamente, las áreas de montaña han estado habitadas por el hombre hasta bien entrada la década de los 70, momento en el cual se produjo un despoblamiento masivo, lo cual ha sido un factor predisponente para la expansión de la cabra montés al reducirse la presión ejercida por el hombre. Conclusiones similares han sido manifestadas por BLUZMA y RIMANTAS (1992) en relación a poblaciones lituanas de corzo, ciervo y alce y por SAENZ DE BURUAGA *et al.* (1992) para las poblaciones cántabras de ciervo, corzo y jabalí, las cuales han aumentado significativamente su área de distribución como consecuencia de la eliminación de bosques e implantación de zonas de cultivo y del despoblamiento humano, así como por una reducción de la cabaña ganadera y de las explotaciones forestales, respectivamente.

?? Reintroducciones efectuadas por el hombre, como consecuencia del valor cinegético de la especie.

?? El grado de conocimiento adquirido sobre la distribución de la cabra montés en la comunidad autónoma andaluza, descansa en el gran esfuerzo de muestreo realizado, que ha permitido identificar todos los territorios donde se localiza este ungulado.

Este fenómeno no es un hecho aislado, ya que BRAZA *et al.* (1989) y ALADOS y ESCOS (1995) han puesto de manifiesto un incremento del área de distribución de varias especies de ungulados en la Península Ibérica, debido a los mismos factores expuestos anteriormente.

7.2 Razón de sexos.

Uno de los parámetros definitorios del estado de las poblaciones es la razón de sexos, proporción de animales de cada sexo presentes en la población. La razón de sexos, también nos puede acercar al conocimiento de la evolución demográfica poblacional. Tal como apuntan ALADOS y ESCOS (1995) la producción máxima de jóvenes, será favorecida en especies monógamas con una tasa de sexos idéntica, mientras que en especies polígamas, lo será por una tasa desequilibrada a favor de las hembras, a no ser que existan otros operadores controlando la productividad (RINEY, 1982). Asimismo, los cambios observados en la razón de sexos han sido usados ampliamente para estimar la abundancia de las poblaciones y su productividad (RASMUSSEN y DOMAN, 1943; RIORDAN, 1948; HANSON, 1963).

a. Razón de sexos neonatal.

La mayoría de los vertebrados poseen una razón de sexos al nacer de 1:1 (CAUGHLEY, 1977), aunque en algunas poblaciones se han evidenciado

diferencias respecto a este valor teórico (BOYD, 1981; CLUTTON-BROCK *et al.*, 1982) debido fundamentalmente a una estrategia para minimizar la interacción social de los machos y el desgaste producido por el celo. VERME (1969) observó en ciervo de cola blanca la influencia de la alimentación en la razón de sexos neonatal. Hembras mal alimentadas paren un gran porcentaje de machos, mientras que cuando el alimento es abundante, nacen más hembras. Para CLUTTON-BROCK e IASON (1986), la razón de sexos al nacer puede variar dependiendo de la conveniencia, en respuesta de los costes y beneficios. En este sentido HOEFS y NOWLAN (1994) trabajaron con poblaciones cautivas de varias especies de ungulados, poniendo de manifiesto una mayor “producción” de hembras en todas las especies estudiadas, lo que se debía a una mayor calidad nutricional del alimento suplementado a estos ejemplares. Sin embargo, SMITH *et al.* (1996) no observan ninguna tendencia hacia uno de los sexos, en una población cautiva de ciervos de cola blanca, con aportes alimentarios extras. No obstante cuando el aporte alimenticio se produce tempranamente, aumenta la proporción de machos nacidos. Estos autores concluyen que en situaciones de baja densidad, existe una mayor disponibilidad de recursos y por consiguiente se tiende a que nazcan más machos. MARK HEWISON y GAILLARD (1996) evaluaron la razón de sexos al nacer en 14 poblaciones de corzo, relacionando este parámetro con la condición corporal de las madres. Se observa que al decrecer el tamaño de las mismas, la razón de sexos se inclina hacia los machos. Al aumentar el estrés ambiental, las hembras tienden a producir machos, reduciendo la “posible” competencia por los recursos alimenticios, ya que se ha observado que los machos jóvenes tienden a dispersarse a muy temprana edad, fundamentalmente cuando la densidad poblacional aumenta y los recursos alimenticios escasean. KOJOLA (1997) al relacionar el estatus social y condición física de las hembras con la razón de sexos de la descendencia en varias especies de cérvidos, pone de manifiesto que en especies con camadas unitarias, hembras en buenas condiciones corporales producen más machos que las hembras en peores condiciones. Esta afirmación sin embargo no es concluyente en especies con tamaños de camada mayores.

GLATSTON (1997) ha observado en poblaciones cautivas (zoológicos) que factores tales como la composición de la dieta, disponibilidad de alimento, tamaño de grupo, etc., pueden influir en la razón de sexos secundaria de las poblaciones, pudiendo ser manipulados en una determinada dirección, para conseguir unos objetivos determinados. Más recientemente KOHLMANN (1999) ha puesto de manifiesto en cérvidos, que la razón de sexos fetal varía con la condición corporal de las hembras; hembras con peor condición corporal pueden parir mas hembras, que hembras con una condición corporal excelente, las cuales paren más machos. Para este autor, la igualdad de la razón de sexos en la descendencia es una rara ocurrencia y está limitada por las condiciones ambientales.

Para la cabra montés, VIGAL y FANDOS (1989) y FANDOS (1991) estimaron la razón de sexos neonatal en las poblaciones de Gredos y Cazorla respectivamente, no observando diferencias significativas respecto al valor teórico, por lo que podemos asumir que en la especie *Capra pyrenaica*, nacen igual número de machos que de hembras.

b. Razón de sexos de las poblaciones.

Esta proporción de sexos neonatal, en muchas poblaciones naturales se mantiene en equilibrio (COUTURIER, 1962; PAPAGEORGIU, 1979; SCHALLER, 1977; FOX *et al.*, 1992) y no difiere significativamente de este valor, aunque como consecuencia de determinados factores que afectan fundamentalmente a la supervivencia de los individuos, se observan alteraciones en el valor teórico 1:1, a favor tanto de machos como hembras. Así por ejemplo, PFEFFER (1967) en la población de muflón de Córcega, SPINAGE (1970) en la población de kobus del Parque Nacional Reina Isabel de Uganda, LESLIE y DOUGLAS (1979) en una población de carnero de las Rocosas de Nevada, DZIECIOLOWSKI *et al.* (1980) en las poblaciones de árgali e íbice siberiano de

la Reserva Khuhsyrch de Mongolia, KALUZINSKI (1982) en una población de corzo de Polonia, EGDE y OLSON-EDGE (1990) en la población de íbices en el Parque Nacional Kirthar de Pakistán, GARCIA GONZALEZ *et al.* (1992) en la población de rebecos del Parque Nacional de Ordesa, COSTA y PURROY (1992) en las poblaciones cantábricas de corzo, o HAKHAM y RITE (1993) en la población de íbice nubiana de la Reserva de Gedi (Israel) encuentran una razón de sexos favorable a las hembras. Por el contrario, WOODGERD (1964) en una población de carnero de las Rocosas, SCHALLER y MIRZA (1971) en la población de *Capra falconeri* de la Reserva Chitral en Pakistán, SHANK (1972) en cabras silvestres de la isla Saturna (Nueva Zelanda), HUSBAND *et al.* (1986) en una población de agrimis o BASSANO y PERACINO (1994) en la población de íbice alpino del Parque Nacional Gran Paradiso, encuentran una razón de sexos favorable a los machos.

El desequilibrio en la razón de sexos poblacional puede llevar consigo un cambio en la frecuencia de alelos y pérdida de los mismos, provocando por consiguiente la disminución de la variabilidad genética de la población (KLEIN *et al.*, 1992). Asimismo, un aumento desproporcionado de hembras, puede disminuir la sincronía reproductiva, estrategia que permite el incremento del número de emparejamientos (KNOWLTON, 1979).

Hay que tener en cuenta que la razón de sexos es un parámetro dinámico y tal como pone de manifiesto MONFORT (1972) al estudiar las estructuras poblacionales de los ungulados presentes en el Parque Nacional de l'Akegera, es necesario establecer muestreos en épocas y zonas geográficas diferentes, ya que la razón de sexos varía estacionalmente, lo cual puede inducir falsas interpretaciones de los resultados. La estructura social de las poblaciones de ungulados y la segregación sexual manifiesta durante todo el año, puede influir en el cálculo de la razón de sexos de una población. Así, por ejemplo, SHANK (1972) explica las diferencias encontradas en la razón de sexos de una población de *Capra hircus* confinada en la isla de Saturna, a la tendencia de las hembras por

formar grupos menos numerosos que los machos, y por consiguiente, menos llamativos para el observador. CRAMPE (1997) achaca el desequilibrio de la razón de sexos en una población pirenaica de rebecos, a un posible error de muestreo, al confundir machos jóvenes con hembras.

Aunque SCHALLER (1977) dice que las causas de desequilibrio encontradas en los valores de la razón de sexos, han sido por lo general poco explicadas, en base a referencias bibliográficas podemos establecer varios factores explicatorios de las desviaciones de este parámetro. Propiedades intrínsecas a los individuos de la población, como una mortalidad más acusada en alguno de los sexos o una mayor esperanza de vida y longevidad de alguno de ellos, se han propuesto como factores causantes de este desequilibrio. PFEFFER (1967) en general, dice que los machos son más susceptibles a accidentes y predación que las hembras. EDGE y OLSON-EDGE (1990) y BASSANO y PERACINO (1994) encuentran una mortalidad más acusada en los machos de *Capra aegagrus* y *C. ibex* respectivamente, durante el primer año de vida. En rebecos, BERDUCOU y BESSON (1982) o en arruí, GRAY y SIMPSON (1983) ponen de manifiesto una mayor mortalidad en machos de menor edad debido a la organización social de los ungulados: las hembras jóvenes quedan próximas a las madres después de alcanzar la madurez sexual, mientras que los machos jóvenes son expulsados a partir de los dos años de edad y tienden a dispersarse hacia áreas menos favorables. Varios autores han observado una gran mortalidad de machos viejos después del esfuerzo realizado durante el celo, en varias especies: carnero de las Rocosas (LESLIE y DOUGLAS, 1979), cabras silvestres (BOYD, 1981), rebecos (CHABAUD, 1982), cabra montés (ALADOS y ESCOS, 1985; ESCOS y ALADOS, 1991) o íbice alpino (BASSANO y PERACINO, 1994). Esta disminución de los machos de mayor edad provoca un aumento de las interacciones agonísticas entre machos más jóvenes, lo que induce al aumento de la mortalidad en estas clases de edad (BOYD, 1981). Esta estrategia puede formar parte de la selección natural propia de especies polígamas, quedando sólo los mejores machos para la reproducción.

La mayor esperanza de vida y longevidad de alguno de los sexos, como se comentó anteriormente, también ha sido propuesto como causante del desequilibrio de la razón de sexos. WOODGERD (1964) observó una mayor esperanza de vida y tasa de supervivencia en los machos de una población de carnero de las Rocosas mientras que PIELOWSKI y BRESINKI (1982) en una población de corzo, observaron una mayor longevidad en hembras. ESCOS y ALADOS (1991) observan una menor supervivencia de las hembras jóvenes en la población de cabra montés de Cazorla.

Factores extrínsecos a las características poblacionales que pueden incidir en el desequilibrio de la razón de sexos, descansan en manejos diferentes dependiendo del sexo. HUSBAND *et al.* (1986) al estudiar la población de agrimis de la isla Teodoro, observan como la captura selectiva de uno de los sexos, en este caso de las hembras, provoca un desequilibrio en la razón de sexos de la población. Sin embargo, este puede ser un caso excepcional, ya que poblaciones de ungulados sometidas a explotación cinegética, muestran desequilibrios como consecuencia de las capturas dirigidas hacia el sector masculino de la población (SCHALLER, 1977; BLANT *et al.*, 1982; GRAY y SIMPSON, 1983; ALADOS y ESCOS, 1985; COSTA, 1992).

Para la cabra montés, el valor de la razón de sexos calculado en estudios precedentes (ALADOS y ESCOS, 1986; ESCOS y ALADOS, 1991; FANDOS 1991; PALOMARES y RUIZ MARTÍNEZ 1993) muestra en todos los casos un valor muy próximo al teórico. ALADOS y ESCOS (1995) observan en la población de Cazorla un desequilibrio en la razón de sexos, a favor de las hembras, argumentando una mayor incidencia de la caza en los machos, mortalidad mayor en los machos a causa del celo y/o una mayor dispersión de los machos hacia otros hábitats.

Al igual que manifiestan GAUTHIER *et al.* (1991) en las poblaciones francesas de ibice alpino, en Andalucía nos encontramos ante poblaciones de cabra montés de diferente origen: poblaciones originarias, reintroducciones y colonizaciones naturales. En la primera de estas categorías podemos incluir las poblaciones de las Reservas y Cotos Nacionales de Caza: Cazorla, Tejeda-Almijara, Ronda y Sierra Nevada. Introducidas han sido las poblaciones sometidas a explotación cinegética en determinadas fincas de la geografía andaluza, concentrándose fundamentalmente en Sierra Morena, o la población de Baza-Filabres. Por último, dentro de esta clasificación, podemos incluir dentro del tercer grado, las colonizaciones efectuadas por ejemplares de las poblaciones originarias: Grazalema, Subbético, Huétor, Gádor, etc.

c. Razón de sexos en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

El análisis de la razón de sexos en las poblaciones andaluzas de cabra montés, pone de manifiesto una enorme variabilidad de este parámetro, no sólo entre núcleos, sino también en un mismo núcleo a lo largo de diferentes muestreos. En Sierra Morena, son mayoritarios los contactos con hembras en todos los núcleos considerados, y en el conjunto de la población, apareciendo diferencias significativas en la razón de sexos calculada. Esto, puede deberse a la presión cinegética a la que están sometidos los machos y a que nos encontramos ante una especie polígama. En la población de Cazorla, las variaciones anuales encontradas en este parámetro son causa del propio muestreo, no siendo significativas las diferencias observadas entre los valores teóricos y los calculados. En el núcleo de Baza-Filabres, han sido mayoritarios los contactos con machos, aunque las diferencias observadas respecto al valor teórico no son significativas. La elevada cobertura vegetal de este sistema montañoso ha podido influir en el muestreo, dificultando la visualización de hembras.

En Sierra Nevada la razón de sexos se encuentra equilibrada en el conjunto del área de estudio, aunque aparece una marcada segregación, con áreas donde

predominan los machos y áreas donde son mayoritarias las hembras. Estas variaciones observadas pueden deberse al propio muestreo o a que se ponga de manifiesto lo esgrimido por BASSANO y PERACINO (1994), los cuales observan una predominancia de los machos en las poblaciones, cuando éstas envejecen. Esta última afirmación debe verificarse mediante el seguimiento de ejemplares marcados, que pongan de manifiesto los movimientos de la cabra montés en el macizo nevadense. Los diferentes muestreos efectuados en esta población de cabra montés (Tabla 7.2), a lo largo de los años de estudio, nos indican un desequilibrio de la proporción de sexos a favor de los machos, siendo más acusados estos desequilibrios en las zonas de Reserva, lugares que actuaron como “fuentes” para la colonización de zonas adyacentes.

En la población del Subbético se ha observado una variación de la razón de sexos entre los dos muestreos efectuados: mientras que en el primero de ellos son mayoritarios los contactos con hembras, en el segundo de los mismos son mayoritarios los contactos con machos. Esto puede deberse a una posible dispersión de las hembras hacia otras zonas, a la segregación de sexos que muestran muchos ungulados o a que la sarna ha afectado principalmente a las hembras, aunque no se conoce con exactitud los valores de prevalencia de la sarcoptidosis en esta población debido a la dificultad para muestrear la zona, por su topografía y abundante cobertura vegetal (VARIOS AUTORES, 1999). Es asimismo posible que nos encontremos ante un núcleo poblacional inestable.

En el conjunto de la población de Tejeda-Almijara, durante el primero de los muestreos efectuados, la razón de sexos observada se encuentra en equilibrio, aunque el análisis por núcleos evidencia una predominancia de los machos en la Reserva Nacional de Caza y de hembras en el resto de núcleos que conforman el área de trabajo. Durante el segundo de los muestreos, tan sólo se han encontrado diferencias significativas respecto al valor teórico, en el núcleo denominado Sierras del Valle de Abdalajis, donde son mayoritarias las hembras.

Área	Núcleo	Año	Razón de sexos	Área	Núcleo	Año	Razón de sexos
Sierra Morena	Área total	1996	1,54	Tejeda - Almijara	Tejeda-Almijara	1996	0,63
	N . occidental	1996	1,40		Sur Antequera	1996	4,17
	N. central	1996	1,75		S. Albuñuelas	1996	4,00
	Jaén	1996	3,07		R.N. Caza	1996	0,65
	Ciudad Real	1996	1,14		La Resinera	1996	0,50
	M. primavera	1996	2,50		S. Villanueva	1996	2,42
	M. invierno	1996	1,40		El Torcal	1996	22,0
Cazorla	Área total	1996	1,46		Valle Abdalajis	1996	6,12
	Área de Segura	1996	1,40		Total área	1996	1,08
	Área de Tíscar	1996	1,47		Tejeda-Almijara	1997	0,98
	Área total	1998	0,66		Sur Antequera	1997	1,20
	Área de Segura	1998	0,77		Sierra de Loja	1997	1,50
	Área de Tíscar	1998	0,62		R.N. Caza	1997	0,94
Baza- Filabres	Área total	1996	0,54		La Resinera	1997	1,23
	Sierra de Baza	1996	0,66		S. Villanueva	1997	1,00
	Sierra Filabres	1996	0,40		Valle Abdalajis	1997	2,00
Sierra Nevada	Sierra Nevada	1995	0,96		Total área	1997	1,07
	R.N. Caza	1995	0,75	Serranía de Ronda	P.N. S. Las Nieves	1995/96	2,17
	P.N. Granada	1995	2,28		P.N. S. Grazalema	1995/96	1,32
	P.N. Almería	1995	1,27		S. Peñarrubia	1995/96	1,90
	Sierra Nevada	1996	0,35		P.N. Alcornocales	1995/96	3,00
	Sierra Nevada	1997	0,41		Sierra de Lújar	1995/96	0,87
	R.N. Caza	1997	0,51		Total área	1995/96	1,59
	P.N. Granada	1997	0,20		P.N. S. las Nieves	1997/98	2,40
	P.N. Almería	1997	1,03		P.N. S. Grazalema	1997/98	1,96
	P.N. Huétor	1997	1,17		Sierra Bermeja	1997/98	0,52
	Sierra Lújar	1997	0,86		S. Alpujata	1997/98	0,44
	Contraviesa	1997	1,25		Sierra de Lújar	1997/98	1,69
	Sierra de Gádor	1997	1,36		S. Peñarrubia	1997/98	2,75
	Total área	1997	0,56		Sierra de Mijas	1997/98	3,00
	Sierra Nevada	1998	0,89		Total área	1997/98	1,74
	R.N. Caza	1998	0,81				
	P.N. Almería	1998	0,96				
	P.N. Huétor	1998	2,47				
	Total área	1998	1,01				
Subbético	Área total	1996	2,39				
	Pandera- Grajales	1996	1,35				
	P.N. S. Mágina	1996	15,2				
	Alta Coloma	1996	3,63				
	Área total	1998	0,64				
	Pandera- Grajales	1998	0,50				
	Alta Coloma	1998	0,50				

Tabla 7.2. Valores de la razón de sexos calculada en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

En el área denominada Serranía de Ronda, la razón de sexos observada no difiere durante el primero de los muestreos, significativamente del valor teórico 1:1, aunque en la población de la Sierra de las Nieves predominan los contactos con hembras debido a que la sarna ha incidido fundamentalmente sobre los machos (VARIOS AUTORES, 1999). Esta mayor tasa de parasitación en los machos, es un hecho común en mamíferos (SCHALK y FORBES, 1997) ya que según estos autores, los estrógenos estimulan la inmunidad mientras que los andrógenos la deprimen. En el segundo de los muestreos, se sigue observando una mayor presencia de hembras que de machos en el área de la Sierra de las Nieves, siendo también observable este fenómeno en la Sierra de Grazalema, lo que puede ser debido a la presión cinegética hacia el sector masculino de la población.

d. Dispersión.

Es posible que las hembras, al “alcanzarse” la capacidad de acogida del medio se desplazan hacia zonas periféricas con mejores pastos. Esto se evidencia en el borde norte del macizo de Sierra Nevada, donde varios incendios forestales han provocado la transformación del hábitat (masas monoespecíficas de coníferas a zonas de pastizal). Esto, seguramente ha actuado de atrayente de hembras, las cuales tienen unos mayores requerimientos alimenticios, al tener una menor eficacia para rumiar mientras que los machos siguen ocupando zonas más desfavorables, en las que el medio se encuentra sobreexplotado. Razones similares fueron esgrimidas por PÉREZ BARBERÍA *et al.* (1997) para explicar la segregación sexual en el rebeco cantábrico.

Esta segregación espacial de los sexos, se ha confirmado al sectorizar el territorio de Sierra Nevada y calcular el valor de la razón de sexos a lo largo de todo el año y en diferentes niveles altitudinales, con lo cual es difícil pensar en un error muestral como una mayor ocultación de las hembras o una ocupación por las mismas de áreas de menor visibilidad. Los resultados asimismo nos confirman el

predominio de los machos en el conjunto poblacional y por tanto la “ancianidad” de la población.

Tal como apuntan OZOMA *et al.* (1982) al estudiar la conducta de los partos en ciervos de cola blanca, las hembras muestran una marcada territorialidad durante las primeras semanas de vida de la progenie, observándose diferencias entre hembras de distintas edades. Las hembras matriarcales defienden la misma área anualmente; las hembras primerizas se establecen en las inmediaciones de las hembras dominantes, mientras que las hembras de tres años (han parido al menos una vez) se establecen en nuevos territorios, lejos del grupo familiar. Las hembras vacías muestran un comportamiento agresivo y solitario. Este modelo de dispersión puede estar actuando en las poblaciones de cabra montés andaluzas, provocando el incremento del área de distribución y la colonización de zonas periféricas a los núcleos ya establecidos. Esta fidelidad de las hembras a los territorios de cría se ha observado en la cabra montés por ESCOS y ALADOS (1992 b).

A la luz de los resultados obtenidos y en base a la bibliografía existente podemos concluir que la razón de sexos es un parámetro que varía estacionalmente, principalmente en aquellas especies donde se observa una marcada segregación de sexos, como ocurre con la cabra montés.

7.3 Segregación sexual.

Existen varias teorías que tratan de explicar el porqué de la segregación sexual en ungulados. Fundamentalmente se pueden establecer dos estrategias específicas, que explican esta segregación: requerimientos energéticos y requerimientos reproductivos. GEIST Y PETOCZ (1977) ponen de manifiesto al estudiar una población de *Ovis canadensis*, que la segregación sexual se produce para disminuir la competencia intraespecífica por el alimento: mientras los machos prefieren hábitats abiertos, las hembras se acantonan en áreas escarpadas.

Asimismo, CLUTTON-BROCK *et al.* (1987) observaron diferencias en la dieta y uso del hábitat de ciervos en varias poblaciones escocesas, proponiendo que esta segregación sexual se debe a una exclusión de los machos por parte de las hembras, al tener diferentes requerimientos energéticos. BOWYER (1984) concluye que la separación entre sexos de ciervo mulo, se debe a las mayores necesidades de agua que manifiestan las crías.

En el otro sentido, se han manifestado MAIN Y COBLENTZ (1990), los cuales analizaron las diferentes hipótesis propuestas para explicar la segregación sexual en ungulados, argumentando estrategias reproductivas: las hembras seleccionan áreas para la descendencia, mientras que los machos seleccionan áreas que les permitan maximizar su condición corporal. SKOGLAND (1992) pone de manifiesto que energéticamente determinados ungulados ocupan hábitats subóptimos, los cuales pueden ofrecer otras ventajas, tan importantes o más como pueden ser la ocultación ante predadores o la disminución de la competencia.

BON (1992) analizó las hipótesis propuestas para explicar la segregación socio-espacial que manifiestan los adultos de los ungulados poligínicos en climas templados, concluyendo que machos y hembras muestran una estructura sexual específica que puede explicar esta segregación, para:

- 1) maximizar los sucesos reproductivos; los machos evitan la competencia por el alimento, con hembras y crías.
- 2) evitar los combates entre machos fuera de la época de celo, estos se segregan, aumentando sus posibilidades individuales.
- 3) evitar condiciones desfavorables con el fin de restablecer costes energéticos (machos).
- 4) reducir el riesgo de predación sobre los machos, como consecuencia de su desgaste reproductor.
- 5) como consecuencia del tamaño corporal: los animales más pequeños (hembras y crías) se mueven más dificultosamente por áreas de fuertes

nevadas.

- 6) como consecuencia de los diferentes requerimientos energéticos o de agua entre sexos.
- 7) cuando aumenta la densidad, las hembras ocupan áreas de mayor calidad que los machos.
- 8) para restablecer la dominancia (machos) y reducir el riesgo para sus astas o cuernas.

MAIN *et al.* (1996) define una nueva hipótesis a las ya planteadas, en las que incluye perspectivas ecológicas (factores energéticos y de defensa), fisiológicas (dimorfismo sexual y requerimientos energéticos) y sociales. Aunque son necesarios otros estudios que corroboren lo establecido, el principal factor que explica esta segregación sexual es el reproductor. Por otro lado, BLEICH *et al.* (1997) relacionaron la segregación sexual con factores alimenticios o de defensa, en una población de *Ovis canadensis*. Los machos ocupan áreas de mayor potencial nutritivo alcanzando una mayor condición corporal e incurriendo en un mayor riesgo. En contraste, las hembras minimizan el riesgo de predación para ellas y su descendencia a expensas de la calidad alimenticia. Esta hipótesis de competencia indirecta ha sido rechazada por CONRADT (2000), CONRADT *et al.* (2000) y CONRADT *et al.* (en prensa) para explicar la segregación sexual de una población de ciervos en la isla de Rhum (Escocia), proponiendo en su lugar una mayor sensibilidad de los machos a las condiciones atmosféricas desfavorables.

Según CONRADT (1998) las medidas existentes para medir la segregación sexual, son medidas estocásticas que dependen de la razón de sexos, densidad poblacional y tamaño de grupo. Por este motivo, esta autora propone una nueva medida libre de relaciones estocásticas, que denomina coeficiente de segregación social, y que define como la asociación de machos y hembras en grupos separados. La fórmula propuesta para calcular este coeficiente es

$$SC_{\text{social}} = 1 - \frac{N}{X \cdot Y} \sum_{i=1}^n \frac{x_i \cdot y_i}{n_i - 1}$$

donde x_i es el número de machos en el grupo i , y_i es el número de hembras en el grupo i , n_i es el tamaño del grupo, X es el número total de machos, Y es el número total de hembras y N es el número total de machos y hembras en la muestra. SC_{social} toma valores de 0 en el caso de no segregación y de 1 en el caso de una segregación total de ambos sexos.

Al aplicar la fórmula propuesta en cada una de las poblaciones sometidas a estudio se observa un amplio rango de valores (Tabla 7.3) que oscilan entre 0,977, valor calculado durante la primavera de 1998 en la población del P.N. Sierra de Grazalema durante el segundo de los muestreos y el 0,0007 calculado para la población de Sierra Morena durante el otoño. Se han representado gráficamente la tendencia de los valores de segregación sexual calculados para cada uno de los muestreos en los núcleos poblacionales estudiados (Figura 7.4), observándose una evolución estacional de la segregación sexual de la cabra montés durante todo el año. Los valores de segregación son máximos entre marzo y agosto, disminuyendo sustancialmente conforme se acerca la época del celo. Nuestros resultados contrastan profundamente con los obtenidos por YOCOM (1967) y SHANK (1972) en poblaciones de cabras silvestres, introducidas en islas del Pacífico, en las cuales se producen nacimientos durante todo el año.

Muestras postcelo	SC _{social}	Muestras precelo	SC _{social}
S. Morena 96	0,666	S. Morena 96	0,0007
Cazorla 96	0,529	Baza-Filabres 96	0,375
Cazorla 98	0,300	S.Nevada 95	0,662
S.Nevada95	0,889	S.Nevada 97	0,758
S.Nevada 96	0,425	S.Nevada 98	0,185
S. Gádor, 97	0,663	S. Huétor 97	0,080
Subbético 96	0,389	Subbético 96	0,047
Tejeda 96	0,459	Subbético 96	0,095
S. V. Abdalajis 96	0,180	S. Villanueva 96	0,108
S. Líjar 97	0,732	Tejeda 97	0,070
S. Nieves 95	0,506	S. Loja 97	0,466
S. Grazalema 98	0,977	S. V. Abdalajis 97	0,144
		S. Villanueva 97	0,109
		S. Grazalema 96	0,118
		S. Nieves 98	0,346

Tabla 7.3. Valores de la segregación sexual calculados para las poblaciones andaluzas de cabra montés, según el método propuesto por CONRADT (1998).

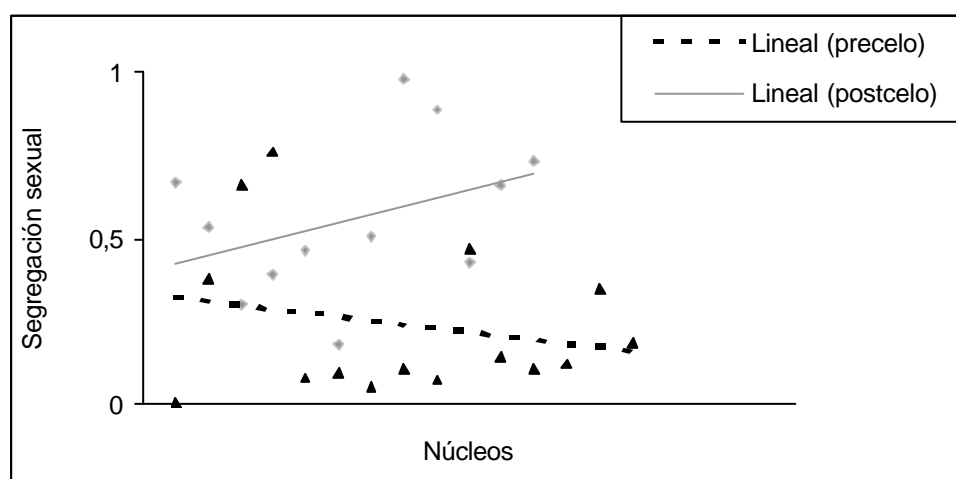


Figura 7.4. Variación estacional del índice de segregación sexual de CONRADT (1998) en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

7.4 Organización social.

El gregarismo es una de las características más estudiadas en los ungulados. En especies con un ciclo reproductivo marcado existe una interrelación entre las diferentes fases de dicho ciclo y el tamaño y agrupación de los grupos (FANDOS, 1991). Además de los factores reproductivos, en la formación de grupos intervienen otros factores. La organización social dentro de las poblaciones de ungulados es un componente importante en la estrategia biodemográfica de los ungulados (CRAMPE, 1997), siendo la disponibilidad y competencia por los recursos alimenticios, estabilidad del hábitat, funciones de vigilancia y la estrategia de lucha para evitar la predación de los chotos, los factores que inciden en la estructura de los grupos (GEIST, 1974; JARMAN, 1974; CLUTTON-BROCK, 1974; NIEVERGELT, 1974; WILSON, 1975; BERTRAN, 1978; JODRA, 1981; UNDERWOOD, 1982; OWEN SMITH, 1985; ALADOS, 1985 a, TOIGO *et al.*, 1995, TOIGO *et al.*, 1996; BHATNAGAR *et al.*, 1997), determinando la organización de los mismos el dimorfismo sexual, la territorialidad, la estructura de la dominancia y/o el área de campeo (GEIST, 1974).

La composición y el tamaño de los grupos sociales es una característica de cada especie en un territorio. Determinadas especies solitarias pueden en determinados ambientes formar agrupaciones con cierta estructura (GEIST, 1974). En las sociedades de caprinos, la unidad básica de grupo lo forman la hembra con su cría, representando el resto de sistemas sociales permutaciones de esta unidad (ALADOS y ESCOS, 1995). El comportamiento gregario de las especies del género *Capra* ha sido ampliamente estudiado por diversos autores: COUTURIER (1962), NIEVERGELT (1967; 1974), SCHALLER (1977), GONÇALEZ (1982 b), HUSBAND *et al.* (1984), ALADOS (1985), FANDOS (1991), FANDOS *et al.* (1992). En nuestro estudio hemos diferenciado 6 grupos sociales en base al criterio establecido por ALADOS y ESCOS (1985; 1986). Los mismos han sido:

- ?? Grupos mixtos: formados por individuos de todas las clases de edad.
- ?? Grupos de hembras con crías: compuestos por hembras adultas con crías, pudiendo estar acompañados por hembras o machos jóvenes.
- ?? Grupos de machos: formados por machos de todas las clases de edad.
- ?? Grupos de hembras: compuestos por hembras de todas las edades.

a. Variación estacional.

Habiéndose determinado la existencia de una marcada segregación sexual durante todo el año, excepto durante la época de celo, y con el fin de determinar las variaciones estacionales de las observaciones de grupos de cabra montés en los diferentes muestreos efectuados, se han agrupado los avistamientos, representándose en la figura 7.5. Esta tendencia estacional ha sido manifestada en diferentes especies de ungulados y particularmente en caprinos: PFEFFER (1967), GEIST (1974), NIEVERGELT (1974), SCHALLER (1977), GONÇALEZ (1982 b), ALADOS (1985 a), ALADOS y ESCOS (1985; 1986), FANDOS y MARTÍNEZ (1988), CIBIEN *et al* (1989), FANDOS (1991), FANDOS *et al.* (1992), CRAMPE (1997).

Durante la primavera son mayoritarios las formaciones de hembras con crías, seguido de grupos mixtos y en número similar agrupaciones de machos y de hembras. Durante este periodo de tiempo se ha tenido un elevado contacto con individuos solitarios, tanto machos como hembras. Esta estructura social observada en los diferentes núcleos poblacionales de cabra montés, está relacionada positivamente con la época reproductora en la que nos encontramos. Durante el verano, se observa una ligera inversión en la composición grupal, predominando durante esta estación las agrupaciones de machos y grupos mixtos, disminuyendo con respecto a la primavera, los contactos con ejemplares solitarios.

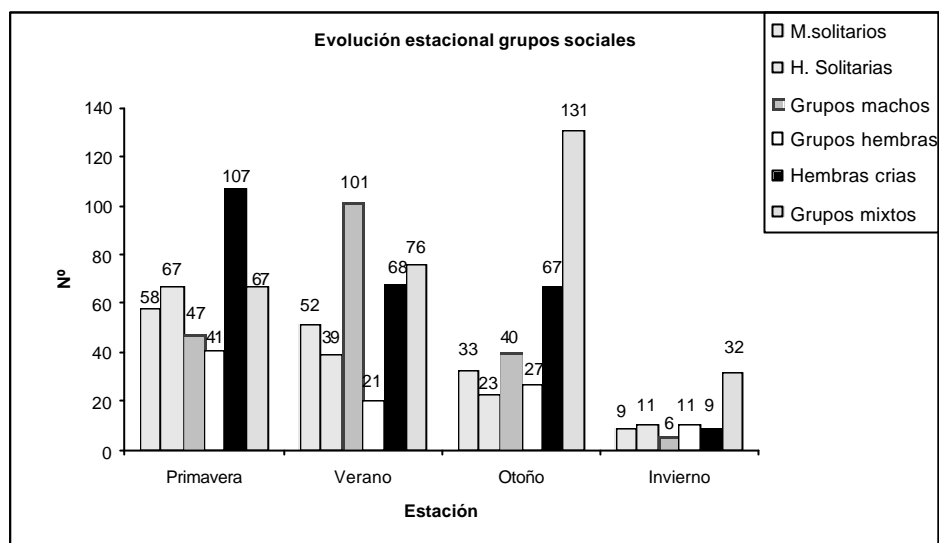


Figura 7.5. Variación estacional de los grupos sociales encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía.

En el otoño, época de celo, predominan los grupos mixtos y los grupos de hembras con crías, observándose en este periodo un acusado descenso de los grupos de machos. Durante el invierno, se ha visto reducido sensiblemente el número de formaciones avistadas, debido fundamentalmente al diseño del muestreo. Los grupos mixtos dominan sensiblemente sobre el resto de los grupos determinados, siendo muy bajo el contacto con ejemplares solitarios de ambos sexos.

Nuestros resultados son muy similares a los observados para la cabra montés por GONÇALEZ (1982 b), ALADOS Y ESCOS (1986) y FANDOS (1991) y para el íbice alpino por PERACINO *et al.* (1989). Sin embargo difieren en aspectos muy concretos de los observados por ALADOS (1985 a) en la población de cabra montés de Cazorla, donde no aparecieron grupos mixtos durante el mes de agosto y en donde se observa un aumento progresivo de los

grupos de hembras con crías, desde Febrero a Agosto. De igual forma, nuestros resultados difieren de los de NICHOLSON y HUSBAND (1992) en la población de agrimi de la isla Teodoro, donde observaron un predominio de individuos solitarios durante todo el año, debido al confinamiento de la población en una isla de pequeño tamaño.

El 44,49% de los ejemplares contabilizados lo han sido formando agrupaciones mixtas, mientras que el 22,34 % lo han sido en grupos de hembras con crías y el 20,23 % en grupos de machos. Las formaciones individuales de machos y hembras tan sólo representan el 3,21 % y 2,95 % respectivamente.

Durante la primavera, la mayor parte de los ejemplares se han visto formando grupos mixtos (36,68 %) y grupos de hembras con crías (29,47 %). Los ejemplares que forman grupos de machos y grupos de hembras se han observado en un 16,03% y 8,54 % respectivamente. Los individuos solitarios, tanto hembras como machos se han contabilizado en pocas ocasiones (4,97 % y 4,31 % respectivamente). Esta tendencia varía sustancialmente durante el verano. En esta época el mayor número de ejemplares observados forman parte de grupos de machos (35,03 %) y grupos mixtos (34,97 %). Debido a la fenología reproductiva de la especie, las ejemplares que conforman grupos de hembras con crías decrece con respecto a la época primaveral (17,24 %), disminuyendo asimismo los avistamientos de ejemplares solitarios (3,59 % de machos y 2,69 % de hembras).

En el otoño, el 58,59 % de las cabras monteses vistas en los muestreos, se encontraban formando grupos mixtos. El porcentaje de individuos formando grupos de machos y grupos de hembras decrece en este periodo, con respecto al estío (11,47 % y 4,81 %). El porcentaje de machos y hembras solitarios es muy bajo durante este periodo (1,84 % y 1,12 % respectivamente). En invierno, se produce una disminución del número de ejemplares que forman los grupos mixtos (40,12 %) y un aumento de ejemplares formando grupos unisexuales (19,75 % de

machos y 16,66 % de hembras), así como ejemplares aislados (el 5,56 % machos y el 6,79 % hembras).

b. Tamaño medio de grupo.

El tamaño medio del grupo en el conjunto de las poblaciones es de 5,23, ligeramente superior a los tamaños medios de los grupos de machos (4,9) (Figura 7.6), de hembras (3,18) (Figura 7.7) y grupos de hembras con crías (4,23) (Figura 7.8), pero inferior al tamaño medio de los grupos mixtos (6,95) (Figura 7.9). Los tamaños oscilan entre 2 y 66 ejemplares, no apareciendo diferencias significativas a lo largo del periodo de estudio ($H= 7,89$; D.F.= 9; $p > 0,5$).

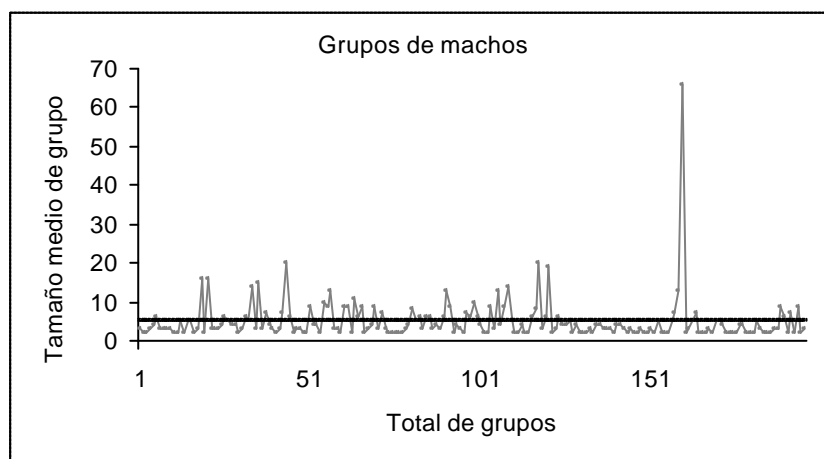


Figura 7.6. Tamaño de los grupos de machos encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía. La línea marca el valor medio del tamaño de grupo.

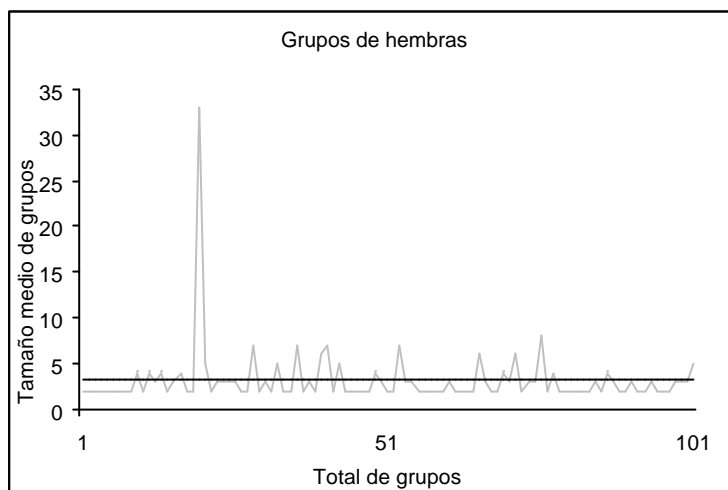


Figura 7.7. Tamaño de los grupos de hembras encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía. La línea muestra el valor medio del tamaño de grupo.

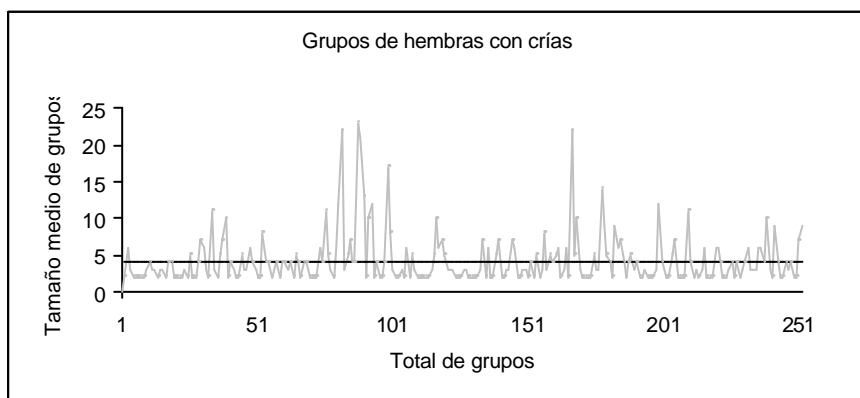


Figura 7.8. Tamaño de los grupos de hembras con crías, encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía. La línea representa el valor medio del tamaño de grupo.

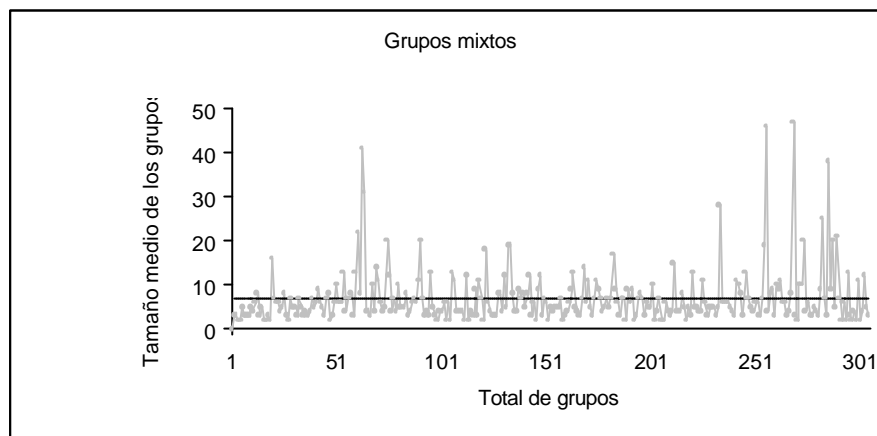


Figura 7.9. Tamaño de los grupos mixtos, encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía. La línea representa el valor medio del tamaño de grupo.

Los grupos de machos, entre 2 y 66 ejemplares, mantienen un tamaño similar a lo largo del año no siendo significativas las diferencias encontradas ($H=6,89$; D.F.= 9; $p > 0,5$). Los grupos de hembras muestran su tamaño máximo en verano y el mínimo en otoño, (2 y 33 ejemplares) no apareciendo diferencias significativas ($H= 0$; D.F.= 7; $p = 1$). Los grupos de hembras con crías muestran un tamaño similar durante todo el año, excepto en otoño que aumentan el número de ejemplares que lo componen aunque no aparecen diferencias significativas en el número que forman los mismos ($H= 0$; D.F.= 9; $p = 1$). La composición de estos grupos varía entre 2 y 23 ejemplares. Las agrupaciones mixtas son las más numerosas y mantienen un tamaño similar a lo largo del año, entre 2 y 47 ejemplares, no siendo significativas las variaciones de las mismas ($H= 8,2$; D.F.= 9; $p > 0,9$) (Figura 7.10).

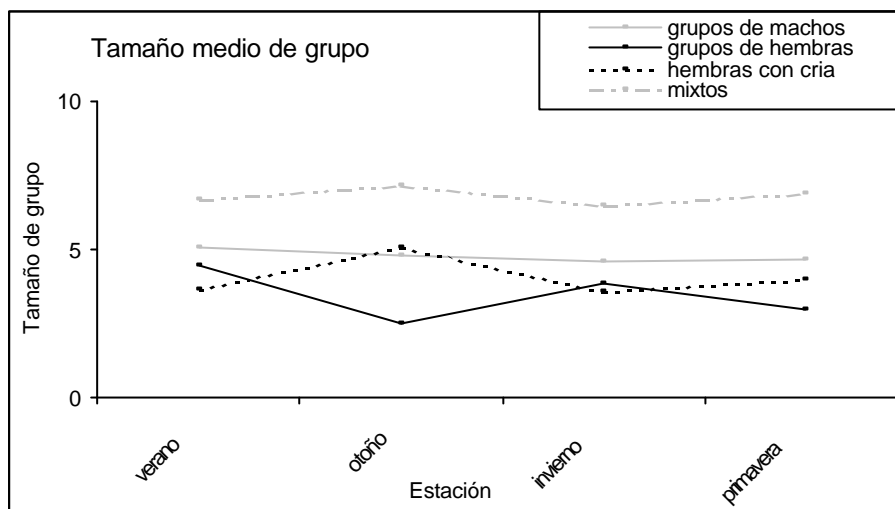


Figura 7.10. Evolución estacional del tamaño medio de los grupos encontrados en las diferentes poblaciones de cabra montés de Andalucía.

El tamaño de grupo es un parámetro que está relacionado con variables tales como la densidad de la población, disponibilidad de alimento y/o las características del hábitat (COUTURIER, 1962; NIEVERGELT, 1974; 1981; PÉREZ BARBERÍA y NORES, 1994; ALADOS y ESCOS, 1995; CRAMPE, 1997). GAUTHIER *et al.* (1994 b) al estudiar los grupos sociales de las poblaciones de íbice alpino francesas, concluyen que la organización social está directamente relacionada con la “ancianidad” de la población. TOIGO *et al.* (1996) relacionaron el tamaño de grupo y la densidad poblacional en una población de íbice alpino. El tamaño medio de los grupos de machos y la proporción de ejemplares solitarios está altamente relacionado con la densidad poblacional, aunque no ocurre igual para los grupos de hembras. Al aumentar la densidad, se incrementa el tamaño medio del grupo de machos, pero disminuye el número de ejemplares solitarios.

Hemos relacionado el tamaño medio de los diferentes grupos con la densidad, aunque no se han observado relaciones significativas, excepto cuando se han considerado el conjunto de todas las agrupaciones (Tabla 7.4). Los resultados obtenidos no nos permiten afirmar la relación existente entre tamaño de grupo y densidad del núcleo poblacional.

	Grupos Hembras con crías	Grupos Machos	Grupos Hembras	Grupos Mixtos	Total de grupos
Densidad	0,156	0,060	0,235	0,315	0,345

Tabla 7.4. Matriz de correlación del tamaño medio de grupo y densidad poblacional.

El tamaño de los grupos de cabra montés en las poblaciones andaluzas coincide con los tipos intermedios descritos por JARMAN (1974) y con las características ecológicas que los definen como son la alimentación, peso corporal y hábitat que ocupan (FANDOS *et al.*, 1992). La variabilidad detectada en la composición y tamaño de los grupos a lo largo del año ha sido relacionado con el carácter poligámico de la especie o con el hábitat que ocupa. Tal como apuntan FANDOS *et al.* (1992) la presencia de grupos matriarcales durante todo el año está condicionado con las relaciones de dependencia y ligazón entre madre y cría, lo que puede explicarse en términos de aprendizaje y ayuda para el óptimo desarrollo de las crías.

Debido a la ausencia de depredadores en prácticamente todo el área de estudio, pensamos que el principal factor determinante de la organización social

de la cabra montés en las poblaciones andaluzas está relacionado con los diferentes requerimientos metabólicos que manifiestan los animales durante el celo, gestación o periodo de cría.

Un hecho destacable en los resultados obtenidos en nuestro estudio es que no se han evidenciado las guarderías descritas en las poblaciones de una especie muy similar, *Capra ibex nubiana* (GREENBERG y LEVY, 1989; LEVY y BERNADSKY, 1991; MÜLLER *et al.*, 1995).

7.5 Parámetros reproductivos.

La reproducción es uno de los fenómenos más importantes en la biología y ecología de los organismos, influyendo en los cambios fundamentales de la población (FANDOS, 1991). El dimorfismo sexual que presenta la cabra montés va a condicionar los procesos reproductivos con una diferente aportación de los sexos en el mismo. Mientras que las hembras realizan un gasto continuado con procesos parentales, los machos invierten puntualmente en el apareamiento. Este grado de esfuerzo diferencial, influye tanto en la proporción de sexos como en la esperanza de vida.

Normalmente todos los ungulados tienen un ciclo reproductivo muy marcado, con unos periodos de celo y partos muy concretos (CAUGHLEY, 1966 a), los cuales están relacionados con la latitud. FANDOS (1991) determina un periodo de celo entre Diciembre y Enero, para las poblaciones de caprinos que viven alrededor del paralelo 40, como es el caso de las poblaciones andaluzas de cabra montés. Los periodos de celo están influenciados asimismo por la disponibilidad de alimento (PLETICHA, 1972), el fotoperiodo (SINCLAIR, 1974; ANDERSON, 1979; BAUER, 1987) o por la estación de lluvias (NIEVERGELT, 1974). La sincronía reproductiva en la mayoría de las poblaciones de ungulados es una estrategia desarrollada para incrementar el número de emparejamientos en la población. Esta sincronía sin embargo se ve disminuida ante el incremento del

tamaño poblacional o al aumentar las hembras en la población (KNOWLTON, 1979).

La existencia de un ciclo de este tipo se debe fundamentalmente a la estrategia adaptativa que utilizan los individuos de una población con el fin de maximizar el éxito reproductivo. Los partos se producen en los periodos de abundancia de recursos, con el fin de tener alimento disponible para completar la madre el esfuerzo parental y tenerlo en cantidad suficiente para no realizar grandes desplazamientos y exponerse lo mínimo posible a los depredadores (FANDOS, 1991). La disponibilidad de recursos va a limitar en parte la capacidad de producir descendencia en las poblaciones.

a. Influencia de la climatología y densidad en la reproducción.

El éxito reproductor de las poblaciones está influenciado por factores extrínsecos e intrínsecos a las mismas: climatología, densidad, etc. La climatología incide en las poblaciones de ungulados de dos formas: intensos efectos invernales que provocan mortalidades masivas en la progenie limitando el éxito reproductor de las poblaciones afectadas, o ausencia de precipitaciones, las cuales minimizan la oferta forrajera, limitando así la producción de crías (SADLEIR, 1969). En este sentido VERME (1969) en ciervo de cola blanca, ADAMS y BAILEY (1982) en poblaciones de *Oreamnos americanus*, GAUTHIER y VILLARET (1990) en poblaciones de íbice alpino, EDGE y OLSON-EDGE (1990) en poblaciones de *Capra aegagrus*, ANDERSEN (1991) en alces y HAKHAM y RITTE (1993) en *Capra ibex nubiana*, observan como las condiciones ambientales influyen negativamente en el éxito reproductor.

WHITE (1983) en poblaciones de ungulados árticos y ALADOS y ESCOS (1995) en cabra montés, confirmaron la relación entre alimentación y procesos reproductivos.

Por otra parte, SWENSON (1985), CLUTTON-BROCK *et al.* (1985), HOUSTON y STEVENS (1988), VINCENT y BIDEAU (1992), COSTA y PURROY (1992), VINCENT *et al.* (1995) pusieron de manifiesto la relación entre índice reproductor y densidad poblacional: a mayor densidad, menor éxito reproductor. BAILEY (1991) observó oscilaciones en el éxito reproductor de una población de *Oreamnus americanus*, y una influencia negativa de la densidad y factores climatológicos en el mismo. DUSEK *et al.* (1992) pusieron de manifiesto una fuerte correlación entre peso corporal de las madres y sucesos reproductivos, en varias poblaciones de ciervo de cola blanca. RECARTE *et al.* (1995) observaron en gamos una reducción de los fenómenos reproductivos, en situaciones de simpatria con ciervos. Según PUTMAN *et al.* (1996), en poblaciones de cérvidos los efectos de la densidad se manifiestan en los índices de reclutamiento (éxito reproductor). CASINELLO (1998) al estudiar una población de arrui en cautividad, observa como el aumento de la densidad de la población, inhibe el número de hembras que entran en estro y por consiguiente regula el éxito reproductor. No obstante, determinados autores han observado que poblaciones en condiciones de alta densidad, aumenta significativamente el índice reproductor (BOYD, 1981). CONRADT *et al.* (1999) observan una variación en los índices reproductores de tres poblaciones de ciervo, de diferentes densidades, las cuales ocupan hábitats con productividad diferente. Los índices reproductores son mayores en la población menos densa, la cual ocupa un hábitat de baja productividad.

El valor del índice reproductor en las poblaciones de ungulados varía a lo largo del año, ya que durante los primeros meses de vida de las crías se produce una marcada mortalidad (FRUZINSKI y LABUZKI, 1982; RICE, 1988; KRAUSMAN *et al.*, 1989), por lo que no es lo mismo calcular este valor justo después de las parideras que en los meses otoñales. Asimismo el éxito reproductor varía entre picos reproductivos (COBLENTZ, 1980). Tal como ponen de manifiesto determinados autores, la supervivencia de las crías es un factor densidad dependiente (ALBON *et al.*, 1987) y se encuentra influenciado por las

condiciones meteorológicas (DOUGLAS y LESLIE, 1986). No obstante ALLAINÉ *et al.* (1990) al analizar la variación espacio temporal del índice reproductor en una población pirenaica de rebecos, observan como este valor no varía entre años, ni entre zonas estudiadas. KRAUSMAN *et al.* (1989) en varias poblaciones de *Ovis canadensis* calculan un éxito reproductor alto, aunque a los seis meses de producirse los nacimientos tan sólo sobreviven un 21% de las crías nacidas.

b. Valores reproductores en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

Los parámetros reproductivos analizados en esta memoria han sido el índice reproductor y el potencial reproductivo. El primero de ellos, como se comentó en el capítulo de Metodología, lo hemos definido como la relación entre crías y hembras adultas de la población, mientras que el segundo se ha calculado siguiendo la fórmula propuesta por SEVIERCOU (1941). En la tabla 7.5 se representan los diferentes valores de índice reproductor y potencial reproductivo calculado en las poblaciones andaluzas de cabra montés. Los resultados obtenidos en nuestro trabajo ponen de manifiesto variaciones estacionales y anuales en los parámetros reproductivos analizados. En las crías de cabra montés la mortalidad incide fundamentalmente durante las primeras semanas de vida (FANDOS, comunicación personal) por lo que en los muestreos no se ha detectado esta mortalidad. En este sentido, los índices reproductores calculados son inferiores a los reales.

El valor del índice reproductor máximo encontrado en nuestro estudio es 1 y el mínimo 0,01, habiéndose encontrado estos valores extremos en la misma población (Sierra de la Pandera, en el núcleo del Subbético), en tan sólo un año de diferencia. Debido a que los muestreos se han efectuado en épocas diferentes, es probable que estas oscilaciones sean más marcadas y acusadas que las reales.

Área	Núcleo	I.R	Área	Núcleo	I.R
Sierra Morena	Área total,96	0,39	Tejeda-Almijara	Tejeda-Almijara,96	0,37
	N .occidental,96	0,33		Sur Antequera,96	0,32
	N. central,96	0,64		S. Albuñuelas,96	0,25
	N. oriental, 96	0,66		R.N. Caza,96	0,35
	Jaén,96	0,52		La Resinera,96	0,75
	Ciudad Real,96	0,30		S. Villanueva,96	0,26
	M. primavera,96	0,65		El Torcal,96	0,18
	M. invierno,96	0,33		Valle Abdalajis,96	0,42
Cazorla	Área total,96	0,16	Serranía de Ronda	Total área,96	0,35
	Área de Tiscar,96	0,19		Tejeda-Almijara,97	0,31
	Área total,98	0,65		Sur Antequera,97	0,33
	Área de Segura,98	0,71		Sierra de Loja,97	0,60
	Área de Tiscar,98	0,61		R.N. Caza,97	0,31
Baza-Filabres	Área total,96	0,33		La Resinera,97	0,31
	Sierra de Baza,96	0,50		S. Villanueva,97	0,43
Sierra Nevada	Sierra Nevada,95	0,51		Valle Abdalajis,97	0,17
	R.N. Caza,95	0,47		Total área,97	0,33
	P.N. Granada,95	0,60		P.N. S. Las Nieves,95	0,50
	P.N. Almería,95	0,53		P.N. S. Grazalema,96	0,68
	Sierra Nevada,96	0,35		S. Peñarrubia,95	0,26
	Sierra Nevada,97	0,42		P.N. Alcornocales,96	0,33
	R.N. Caza,97	0,37		Sierra de Lújar,96	0,28
	P.N. Granada,97	0,50		Total área 95-96	0,60
	P.N. Almería,97	0,44		P.N. S. las Nieves,97	0,47
	P.N. Huetor,97	0,65		P.N. S. Grazalema,98	0,33
	Sierra Lújar,97	0,16		Sierra Bermeja,98	0,10
	Contraviesa,97	0,20		S. Alpujata,97	0,50
	Sierra de Gádor,97	0,19		Sierra de Lújar,97	0,04
	Total área,97	0,38		S. Peñarrubia,98	0,27
	Sierra Nevada,98	0,24		Sierra de Mijas,98	0,66
	R.N. Caza,98	0,16		Total área, 97-98	0,33
	P.N. Almería,98	0,29			
	P.N. Huetor,98	0,19			
	Total área,98	0,23			
Subbético	Área total,96	0,17			
	PanderaGrajales,96	0,01			
	Alta Coloma,96	0,4			
	Área total,98	0,44			
	PanderaGrajales,98	1			
	Alta Coloma,98	0,33			
	P.N. Mágina	0,5			

Tabla 7.5. Valores reproductivos calculados para las poblaciones andaluzas de cabra montés.

En el área de Sierra Morena los índices reproductores calculados son muy variables, oscilando entre el 66% en el sector oriental de la población y el 30% observado en la provincia de Ciudad Real. En la población de Cazorla, los índices reproductores calculados durante el segundo de los muestreos, son más elevados que los observados en el primer año, lo que puede ser debido a la realización de los trabajos de campo durante la época de partos.

En la población de Baza-Filabres, las crías se localizaron en el sector de la Sierra de Baza, viéndose una cría por cada dos hembras. En Filabres no se observaron crías, durante la realización de los transectos. En Sierra Nevada se ponen de manifiesto variaciones geográficas en los diferentes muestreos efectuados, lo que pone de manifiesto la inestabilidad de la población. En el área de Tejeda-Almijara, los índices reproductores calculados son muy similares en los dos muestreos efectuados, aunque se observan variaciones en los sectores considerados. Estas mismas oscilaciones pueden observarse en la población de cabra montés de la Serranía de Ronda. Mientras que el P.N Sierra de las Nieves los valores calculados son similares en los dos muestreos, en Grazalema se observan diferencias del 30% en el índice reproductor.

c. Influencia de la densidad en la reproducción.

En nuestro estudio hemos correlacionado los valores de densidad y climatología con los parámetros reproductivos de las poblaciones estudiadas, aunque como se ha comentado anteriormente, el éxito reproductor calculado es inferior al real, ya que no ha podido contabilizarse la mortalidad neonatal. Se han correlacionado los valores de densidad con los índices reproductores de las poblaciones estudiadas. El valor medio del índice reproductor se sitúa en torno a 0,4-0,3, y el mismo se mantiene prácticamente constante en poblaciones de baja y elevada densidad. Nuestros resultados ponen de manifiesto una ausencia de significación entre ambos parámetros ($R = -0,13$). La ecuación que define la

relación es la siguiente: **índice reproductor** = **0,443 – 0,007 * (densidad)**, (Figura 7.11).

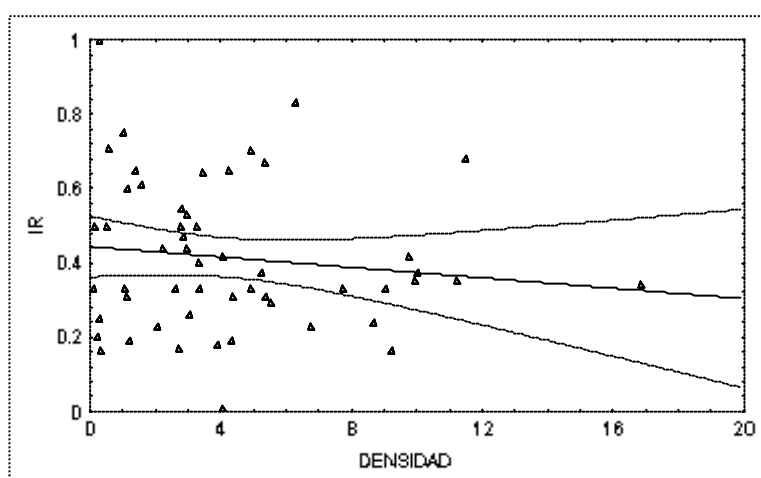


Figura 7.11: Relación entre densidad e índice reproductor, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

Ante esta ausencia de relación se han diferenciado los datos obtenidos antes del celo y los obtenidos con posterioridad. En el primero de los casos, el precelo, el valor medio del índice reproductor se sitúa en torno a 0,5-0,1, y el mismo disminuye cuando aumenta la densidad. El índice de correlación obtenido es de $R = -0,45$. La ecuación que define la relación es la siguiente: **índice reproductor** = **0,5 – 0,022 * (densidad)**, (Figura 7.12). En el postcelo (Figura 7.13) el valor medio del índice reproductor se sitúa en torno a 0,4-0,5, y el mismo aumenta al aumentar la densidad, aunque el índice de correlación no es robusto ($R = 0,22$). La ecuación que define la relación es la siguiente: **índice reproductor**

= $0,385 + 0,014 * (\text{densidad})$. Nuestros resultados ponen de manifiesto la ausencia de una relación robusta entre los parámetros reproductivos y la densidad, lo que puede deberse a la heterogeneidad de la muestra.

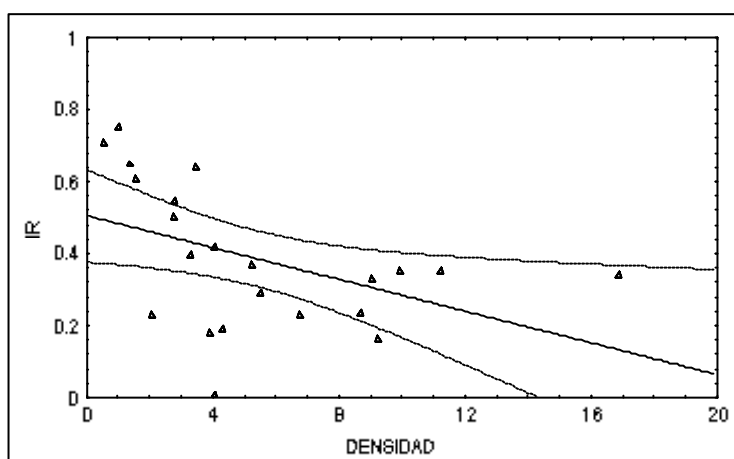


Figura 7.12: Relación entre densidad e índice reproductor, en las poblaciones de cabra montés andaluzas, en los muestreos de precelo.

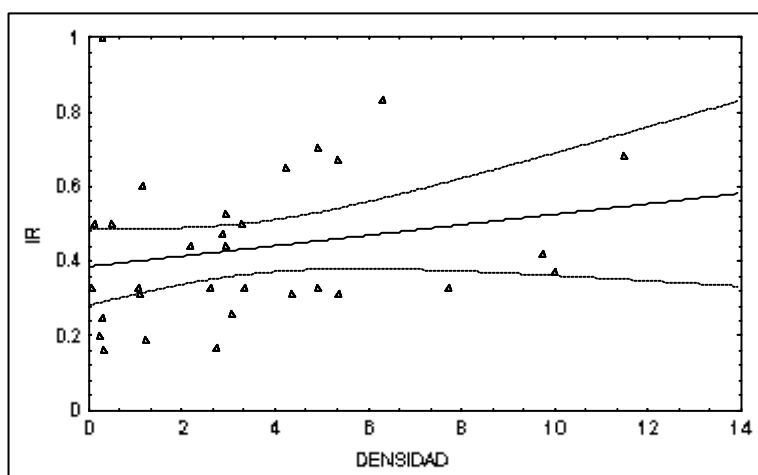


Figura 7.13: Relación entre densidad e índice reproductor, en las poblaciones de cabra montés andaluzas, en los muestreos de postcelo.

d. Influencia de la climatología en la reproducción.

Para establecer la correlación entre parámetros reproductivos y climatología hemos relacionando los índices reproductores con las precipitaciones recogidas en las áreas de estudio en tres supuestos diferentes: durante el celo que ocasionan esos nacimientos, durante los primeros meses de vida de las crías y durante el año anterior a los nacimientos, como medida de la productividad vegetal. En el primero de los casos, al relacionar el índice reproductor con la precipitación durante los meses del celo, el valor medio del índice reproductor se sitúa en torno a 0,4-0,3, y el mismo disminuye cuando aumentan las precipitaciones. El factor de correlación, $R = -0,284$ es poco consistente, siendo la ecuación que define la relación es la siguiente: **índice reproductor = $0,458 - 0,0004 * (\text{precipitación celo})$** (Figura 7.14). La correlación entre índice reproductor y precipitación media durante el año anterior al nacimiento, es asimismo muy baja ($R = -0,107$). La ecuación que define la relación es la siguiente: **índice reproductor = $0,421 - 0,0001 * (\text{precipitación año anterior})$** (Figura 7.15). El factor de correlación entre índice reproductor y precipitación durante los primeros meses de vida de las crías, muestra un valor de 0,229. La ecuación que define la relación es la siguiente: **índice reproductor = $0,377 + 0,0019 * (\text{precipitación primeros meses de vida crías})$** (Figura 7.16).

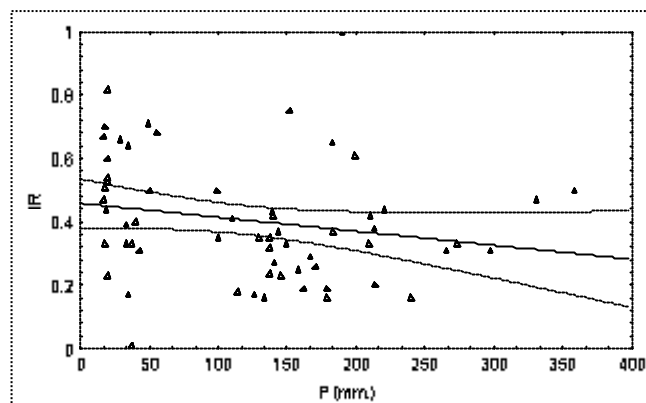


Figura 7.14: Relación entre índice reproductor y precipitación durante el celo, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

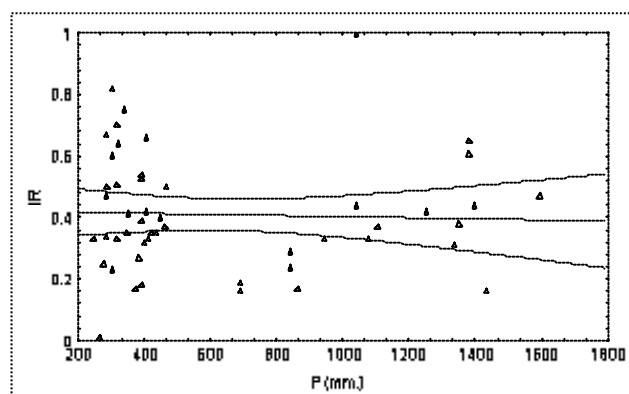


Figura 7.15: Relación entre índice reproductor y precipitaciones medias del año anterior, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

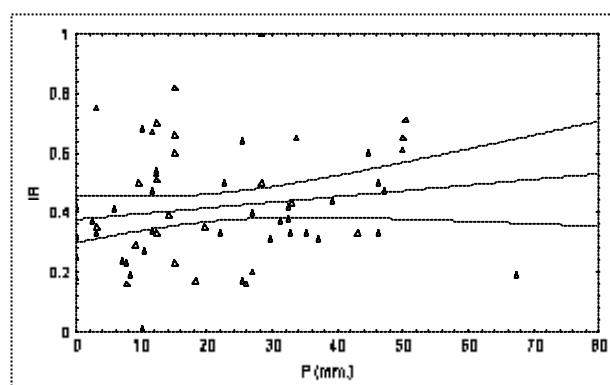


Figura 7.16: Relación entre índice reproductor y precipitaciones en los primeros meses de vida de las crías, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

e. Estrategia reproductiva de la cabra montés.

Al igual que la densidad, no se pone de manifiesto una relación clara entre factores climatológicos y éxito reproductor de las poblaciones, lo que puede deberse asimismo a la heterogeneidad de la muestra. Para cuantificar esta posible correlación entre ambos parámetros a una escala más reducida, hemos efectuado correlaciones entre factores climatológicos y éxito reproductor, y producción de chotos y densidad, en cada una de las poblaciones estudiadas (Tabla 7.6). Del análisis de la misma se observa la ausencia de un patrón concreto para la especie, observándose comportamientos particulares en cada una de las poblaciones consideradas.

En el área de Sierra Morena se observa una elevada correlación entre éxito reproductor y precipitaciones acaecidas durante el celo y durante los primeros meses de vida de las crías, aunque con signos diferentes. La correlación entre densidad y éxito reproductor es muy elevada, presentando un signo negativo. En el área de Cazorla se vuelve a poner de manifiesto una robusta correlación entre éxito reproductor y precipitaciones de primavera, así como entre índice reproductor y precipitación acaecida durante el año anterior al nacimiento de las crías. La relación entre éxito reproductor y densidad es muy laxa ($R = -0,1$). En la población de Baza-Filabres no ha sido posible establecer dichas correlaciones, al ser escasos los datos relativos a esta población. En el área de Sierra Nevada, los índices de correlación son poco robustos, siendo positiva la correlación entre éxito reproductor y lluvias durante los primeros meses de vida de las crías. Las otras dos correlaciones muestran un signo negativo. La relación entre reproducción y densidad es poco robusta ($R = 0,03$).

Iteración	R de Spearman	Iteración	R de Spearman
Área de Sierra Morena		Área del Subbético	
IR-precipitación cielo	-0,80	IR-precipitación cielo	0,60
IR-precipitación año anterior	-0,40	IR-precipitación año anterior	0,97
IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	0,8	IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	0,64
IR-densidad	-0,8	IR-densidad	-0,71
Área de Cazorla		Área de Tejeda-Almijara	
IR-precipitación cielo	-0,2	IR-precipitación cielo	0,06
IR-precipitación año anterior	0,95	IR-precipitación año anterior	-0,15
IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	1	IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	0,31
IR-densidad	-0,1	IR-densidad	0,02
Área de Sierra Nevada		Área de la Serranía de Ronda	
IR-precipitación cielo	-0,47	IR-precipitación cielo	-0,56
IR-precipitación año anterior	-0,37	IR-precipitación año anterior	-0,50
IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	0,15	IR.precipitación primeros meses de vida de las crías	-0,56
IR-densidad	0,03	IR-densidad	0,2

Tabla 7.6. Correlación de Sperman entre índice reproductor y precipitaciones en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

En el área del Subbético aparece una estrecha relación entre producción de chotos y pluviometría durante el año anterior ($R= 0,974$), siendo mas laxa entre éxito reproductor y precipitaciones durante el celo y durante los primeros meses de vida de las crías. El R calculado entre densidad y reproducción es de signo negativo siendo fuerte la relación entre ambos parámetros. En el área de Tejeda no se han puesto de manifiesto correlaciones robustas en los cuatro supuestos

considerados. En el área de la Serranía de Ronda, las relaciones entre producción de crías y precipitaciones son similares, siendo todas de signo negativo. La relación entre densidad e índice reproductor es poco consistente, siendo $R = 0,2$.

Nuestros resultados no coinciden con los observados por FANDOS (1989 a) y ESCOS y ALADOS (1991) quienes en las poblaciones de Cazorla y Sierra Nevada, observaron como el índice reproductor disminuye al aumentar la densidad, debido fundamentalmente a la disponibilidad del alimento.

Observamos tras analizar los resultados la ausencia de un patrón típico para la especie, ya que aparece un comportamiento diferente dependiendo de la población en cuestión. Es posible que en nuestra área de estudio, la meteorología incida en las tasas de fecundidad y no en las de natalidad. La producción forrajera se encuentra sujeta a un régimen de lluvias irregular, típico del clima mediterráneo. La adaptación de la cabra montés a este ambiente cambiante, puede provocar una reducción de la fecundidad, cuando las condiciones ambientales no son óptimas (baja productividad vegetal); dicho de otra forma, la inexistencia de crías no se debe a la mortalidad producto de una baja pluviometría, sino a que éstas no han nacido. Estas conclusiones son similares a las propuestas por SKOGLAND (1985), quien pone de manifiesto que los efectos densidad dependiente en una población de renos, se manifiestan principalmente en una disminución de la fecundidad juvenil, y por consiguiente del éxito reproductor.

Si consideramos las condiciones bajo las que se encuentra la cabra montés en Andalucía, parece razonable relacionar este bajo éxito reproductor con la adaptación de la especie a las características ecológicas de los ecosistemas mediterráneos. En este medio, las crías deben afrontar con apenas tres meses el periodo más crítico del año, el verano, con un desarrollo corporal más inmaduro que otros ungulados de ambientes alpinos, los cuales afrontan la época más desfavorable, el invierno, con un mayor nivel de desarrollo. Conclusiones

similares fueron realizadas por DELIBES (1996) al estudiar la población de corzos del Parque Natural de Grazalema.

Pensamos, asimismo que la cabra montés contrarresta estas influencias climatológicas, aumentando su área de distribución al ocupar áreas de cultivo periféricas, donde encuentran una excelente oferta forrajera, en muchas ocasiones zonas de regadío y/o invernaderos. Estas áreas no se encuentran afectadas por los regímenes pluviométricos al ser sistemas artificiales, regulados por el hombre.

El índice reproductor considerado en nuestro estudio como óptimo ha sido 0,3-0,4. Valores superiores pueden indicar una población joven o en crecimiento, mientras que valores inferiores pueden indicarnos la “vejez” de la población o problemas en la misma (MICHALLET, 1989). En este sentido GAUTHIER *et al.* (1991) en poblaciones reintroducidas de íbice alpino, observan como al aumentar el tiempo de la introducción, la productividad de la población desciende bruscamente.

La cabra montés puede manifestar una estrategia reproductiva similar a la descrita por BAHARAV (1983) en hembras de varias especies de gacelas, que viven en ambientes áridos y semiáridos de Israel. Éstas muestran una fuerte adaptabilidad a las condiciones ambientales cambiantes, así como una gran habilidad para concebir bajo las mismas. Esta afirmación es posible realizarla al observar el éxito reproductor de poblaciones cautivas de cabra montés, mantenidas con alimentación suplementaria. En este sentido, FANDOS (1989 a) al comparar los índices reproductores de una población cautiva y una población silvestre (Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas) pone de manifiesto una mayor tasa reproductiva en la población cautiva (0,48 frente a 0,66); asimismo en cautividad observa partos gemelares, los cuales no se han observado en libertad. CABRERA (1994) en una población en cautividad de cabra montés, observan una eficacia reproductora del 70%, siendo los partos gemelares del 43%. GRANADOS *et al.* (1997 b) en cabra montés sometida a cautividad y mantenidas

con alimentación suplementaria, observan índices de nacimientos superior al 0,71 y tasas de fertilidad del 90%. FERNÁNDEZ ARIAS *et al.* (1997) calculan una tasa de fertilidad y un índice de nacimientos del 100 % en una población cautiva procedente de Tortosa-Beceite.

Los bajos valores del éxito reproductor encontrados en la mayoría de las poblaciones, confrontados con los calculados en esta población mantenida en cautividad, nos hace pensar que el potencial fisiológico de la especie es mucho mayor y que la mayoría de las poblaciones de cabra montés en Andalucía utilizan hábitats de baja calidad ambiental, con respecto a los requerimientos de la especie, lo que da lugar a desajustes de diversa índole, incluidos los niveles reproductores. En otros ungulados, se ha observado asimismo un mayor éxito reproductor en poblaciones cautivas que en poblaciones silvestres, siendo la alimentación el principal factor que incide en un mayor éxito reproductor (WHITE, 1983; STÜWE y GRODINSKY, 1987). Para FANDOS (1989 a) la madurez sexual en las hembras de cabra montés se alcanza cuando se llega a un peso de 24 kilogramos, independientemente de la edad fisiológica del animal: en cautividad este peso puede alcanzarse a los 18 meses, mientras que en libertad se alcanza aproximadamente a los 30 meses de edad.

Para explicar el bajo éxito reproductor encontrado en la población de cabra montés de Sierra Nevada oriental, ALADOS y ESCOS (1986) aluden tres tipos de motivos: incidencia de un fuerte furtivismo, elevadas mortalidades ocasionadas por enfermedades transmitidas por el ganado doméstico o simplemente, que las hembras no paren todos los años. Esta última afirmación, es la que nos parece más acertada, como estrategia adaptativa al ambiente mediterráneo y también ha sido manifestada por EDGE y OLSON EDGE (1990) como estrategia de adaptación al clima (monzones) en la población de *Capra aegagrus* del Parque Nacional de Kirthar (Pakistán), el cual afecta a la productividad vegetal. Como apuntan SAUER y BOYCE (1983) las crías de los ungulados tienen menos reservas energéticas que los adultos, siendo más sensibles a la presión de herbivoría, por lo

que en ambientes desfavorables con baja productividad vegetal, como ocurre en ecosistemas mediterráneos, es contraproducente la producción de crías ante condiciones climáticas adversas. En este sentido ALBON *et al.* (1983) en ciervos, observan en condiciones de alta densidad una reducción del éxito reproductor de las poblaciones. Las ciervas minimizan el riesgo de morir durante la gestación y reducen el gasto energético de la lactancia, maximizando la viabilidad de la descendencia.

El primero de los argumentos esgrimidos por ALADOS y ESCOS (1986), no explica el bajo éxito reproductor de las poblaciones de cabra montés, ya que el furtivismo incide fundamentalmente sobre machos adultos, siendo testimoniales las referencias sobre furtivismo en chotos, aunque sí existe predación de estos por zorros y águila real. La incidencia de enfermedades infectocontagiosas que provocan abortos (brucelosis, salmonelosis, etc.) o fuertes mortalidades infantiles (queratoconjuntivitis, etc.) muestran en las poblaciones andaluzas de cabra montés una incidencia muy baja, según los resultados obtenidos por VARIOS AUTORES (1999). La prevalencia de la brucelosis obtenida en el referido trabajo es inferior al 1%, concentrándose toda la casuística encontrada en la población de Sierra Nevada. FANDOS (1991) para la población de Cazorla, antes de producirse la epidemia de sarna que la diezmo, obtuvo valores de prevalencia de la brucelosis superiores al 30%. Según el estudio de referencia del estado sanitario de las poblaciones andaluzas de cabra montés (VARIOS AUTORES, 1999), la prevalencia de otros agentes abortantes (salmonelas) es muy baja, inferior al 0,2%. Con respecto a la queratoconjuntivitis, las afecciones muestran oscilaciones entre diferentes poblaciones: (1,7% en el sector granadino del Parque Natural de Sierra Nevada o un 5% en la Serranía de Ronda). Sin embargo, durante el año 1998, se produjo un fuerte brote de agalaxia contagiosa, fundamentalmente durante los meses estivales en el sector almeriense del Parque Natural de Sierra Nevada, con prevalencias superiores al 70% y tasas de mortalidad de más de un 14%. Los ejemplares más afectados eran fundamentalmente crías del año, las cuales al quedarse ciegas y presentar afectadas las extremidades por episodios

artríticos, se despenaban y morían. Este hecho provocó que los índices reproductores calculados para la población se vieran fuertemente disminuidos respecto a años precedentes: 0,53 en 1995; 0,44 en 1997 y 0,29 en 1998. Tal como manifiestan AGUIRRE y STARKEY (1994), los patógenos pueden funcionar como vehículos de la selección natural influyendo temporal y espacialmente en la dinámica poblacional de los hospedadores.

La enorme variabilidad encontrada en los índices reproductores de las poblaciones estudiadas y las conclusiones de ESCOS *et al.* (1994) al modelizar la dinámica poblacional de varias poblaciones de cabra montés, nos induce a no usar los parámetros reproductores como indicadores del estado de la población. Se pueden utilizar colateralmente para conocer el nivel de envejecimiento de las poblaciones (GAUTHIER *et al.*, 1991). Según ESCOS *et al.* (1994) las variables más críticas están relacionadas con la supervivencia de los adultos y no con los valores reproductivos. Afirmaciones similares han sido efectuadas por BOUTIN *et al.* (1987) al estudiar varias poblaciones francesas de corzo, ya que los índices reproductores oscilan entre años diferentes, defendiendo la necesidad de considerar otros parámetros como la densidad, para efectuar un manejo adecuado de la población.

f. Relación entre razón de sexos e índice reproductor.

Para HAKHAM y RITTE (1993) en poblaciones donde la razón de sexos se encuentra desequilibrada a favor de las hembras, el potencial reproductivo es muy elevado. De igual forma, HUSBAND *et al.* (1986) en una población de agrimi, donde la razón de sexos se encuentra desequilibrada a favor de los machos, como consecuencia de la abusiva captura de hembras para su traslado a zoológicos, se observa que no disminuye el potencial biótico de la población, ya que en estas circunstancias, aumentan los partos gemelares, los cuales no se habían detectado con anterioridad.

Para corroborar esta afirmación hemos correlacionado los valores de la razón de sexos e índice reproductor en las poblaciones estudiadas (Figura 7.17), poniendo de manifiesto una disminución del índice reproductor cuando en la población aumenta el número de machos, aunque la relación no es robusta ($R = -0,18$), siendo la ecuación que define la relación: **IR = 0,459 – 0,03 * (relación de sexos)**. Al relacionar ambos parámetros considerando por separado los datos obtenidos en el postcelo y en el precelo, la curva muestra una tendencia similar a la descrita con el global de datos. El índice de correlación de Spearman es de $-0,22$ y $-0,27$, respectivamente. Nuestras observaciones no coinciden con las de HAKHAM y RITTE (1993) y HUSBAND *et al.* (1986).

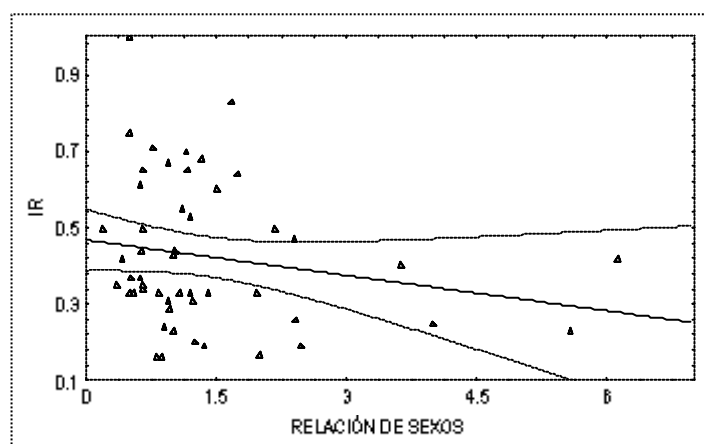


Figura 7.17. Relación entre razón de sexos e índice reproductor, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

Nuestros resultados ponen de manifiesto una ausencia de significación entre los índices reproductores y los parámetros relacionados: densidad, climatología y razón de sexos, debido fundamentalmente a la heterogeneidad de la

muestra. Al relacionar estos parámetros por poblaciones estudiadas, se observa la ausencia de un patrón típico para la especie, debido a que cada una de estas poblaciones presenta un estatus diferente. De igual forma, esta variabilidad puede ser consecuencia del ambiente fluctuante que caracteriza el clima mediterráneo.

7.6 Otros parámetros poblacionales de la cabra montés en Andalucía.

a. Tasa reproductora.

El conocimiento de la reproducción de las especies tiene gran utilidad para predecir y estimar el número de jóvenes que se pueden incorporar a la población. Dicho conocimiento aporta una serie de patrones que reflejan la adaptación de la especie o de la población a una estrategia reproductiva. Aunque cada especie presenta unas características fisiológicas propias, en cada población se modifican dentro de unos límites en respuesta a los estímulos medio ambientales, climatología y alimentación principalmente (FANDOS, 1991).

No todas las clases de edad de la población intervienen con el mismo esfuerzo en la reproducción. En ungulados se ha observado que las hembras comienzan a participar en la reproducción cuando han alcanzado el peso corporal adulto (BUNNELL y OLSEN, 1981; BERGER, 1982; BAUER, 1987; BAILEY, 1991), que normalmente se corresponde con los 2-3 años (RUDGE y CLARK, 1978; SAGIMURA *et al.*, 1983; STÜWE y GRODISNKY, 1987; ANDERSEN, 1991; GAUTHIER *et al.*, 1991; GIACOMETTI y RATTI, 1994; FESTA BIANCHET *et al.*, 1994; CRAMPE, 1997; PÉREZ BARBERÍA *et al.*, 1998) siendo su modulación un mecanismo de regulación de las poblaciones (CRAMPE, 1997). Para la cabra montés FANDOS (1989 a) la madurez sexual en las hembras de cabra montés se alcanza cuando se llega a un peso de 24 kilogramos.

El retraso de la madurez representa una saturación de la población, mientras que una madurez precoz es característica de las poblaciones en expansión. Sin embargo, COUTURIER (1962) y WOODGERD (1964) observaron individuos de *Capra ibex* y *Ovis canadensis* respectivamente participando en los procesos reproductivos con menos edad. Se ha puesto de manifiesto en determinadas especies de ungulados que la fecundidad aumenta al aumentar la edad de las hembras, disminuyendo bruscamente cuando alcanzan una determinada edad, que oscila en función de la especie considerada (PFEFFER, 1967; VALDEZ, 1976; HAMLIN y MACKIE, 1992; GIACOMETTI y RATTI, 1994).

En machos existe un rango mucho más amplio en la edad de comienzo de la reproducción. Así, ROBINETTE y GASHWILER (1950) observan machos de ciervo mulo de un año interviniendo en los procesos reproductivos. En íbice alpino, COUTURIER (1962) observó machos adultos con dieciocho meses; en *Ovis gmelini* PFEFFER (1967) observa machos sexualmente maduros a los 4 años; en *Capra cylindricornis* PEKARKOVA (1973) observa machos sexualmente maduros a los 3 años; en *Oreamnus americanus*, HENDERSON y O’GARA (1978) observan fenómenos reproductivos en machos de dos años; en serow, machos de seis meses son sexualmente maduros, SAGIMURA *et al.* (1983); en íbice alpino, STÜWE y GRODISNKY (1987) contemplan los 2 años, como límite inferior para que los machos intervengan en la reproducción. De forma parecida en *Ovis canadensis* y *O. dalli*, BERGER (1982) y FESTA BIANCHET (1988) determinaron a los 1-2 años y a los 3 años respectivamente, el inicio de la edad sexual. Tal como apuntan LEBERG y SMITH (1993), la consecución de la edad adulta, está íntimamente relacionada con la densidad de la población: en poblaciones densas, los machos tienden a alcanzar más tardíamente la madurez sexual.

Son dos los parámetros básicos necesarios para conocer el estatus reproductivo de las poblaciones animales: fecundidad y natalidad. La relación

existente entre ellos se debe a la estrategia reproductiva adoptada por los organismos en función del gasto que se necesita para sacar adelante a la descendencia (FANDOS, 1991). Existe un componente genético que influye sobre todo en la fecundidad y viene determinado por la evolución adaptativa de la especie. La natalidad viene determinada por la disponibilidad de recursos y por lo tanto presenta un componente ambiental muy marcado.

La tasa de fecundidad de la población de cabra montés del Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas, fue calculada por FANDOS (1991) quien obtuvo unos valores del 71 %. En poblaciones cautivas, GRANADOS *et al.* (1997 b) encuentran una tasa de fertilidad del 90%, mientras que FERNÁNDEZ ARIAS *et al.* (1997) calcularon una tasa de fertilidad del 100 %. En nuestro trabajo al no haberse podido cuantificar las tasas de fecundidad de las diferentes poblaciones estudiadas, vamos a tomar de referencia los valores aportados por FANDOS (1991).

A partir de los datos obtenidos mediante la captura al azar con “trampas-correr” durante 1994, hemos podido construir las tablas de natalidad de la población de Sierra Nevada. Asimismo, se ha podido calcular este parámetro para la poblaciones de Sierra Morena y del Subbético. El análisis de los resultados (Tabla 7.7 y figura 7. 18) pone de manifiesto un comportamiento particular para cada una de las poblaciones estudiadas. En la población de Sierra Morena, las clases de edad que más intervienen en la reproducción son las comprendidas entre los 5-8 años, mientras que en Sierra Nevada aparece entre los 2-5 años. En la población del Subbético el máximo reproductivo se alcanza a los 4 años. Para FANDOS (1991) en la población de Cazorla, el estrato de edad de las hembras que más profundamente intervienen en los procesos reproductivos, es el formado por hembras de 4 y 6 años.

Las tasas medias son muy diferentes entre poblaciones. Mientras que FANDOS (1991) obtiene un valor de 0,55, las tasas calculadas en nuestro estudio

son ligeramente inferiores, oscilando entre el 0,48 de Sierra Nevada y el 0,26 de la población del Subbético. Estas diferencias observadas nos confirman que la reproducción está relacionada con los condicionantes ambientales.

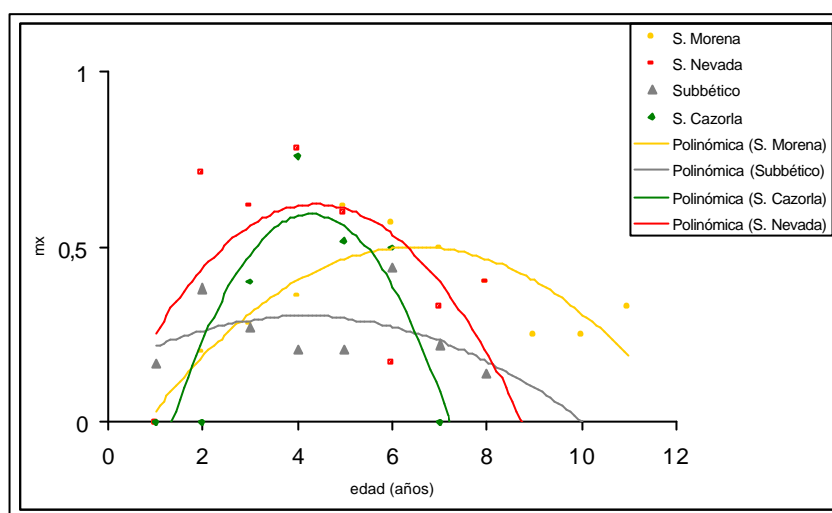


Figura 7.18. Tasas de natalidad entre clases de edad de hembras, en varias poblaciones andaluzas de cabra montés.

La diferencia observada entre las tasas de natalidad de las poblaciones estudiadas y la tasa de fertilidad calculada por FANDOS (1991) para la población de Cazorla, nos indica que al menos un 23-45% de los óvulos fecundados son reabsorbidos o abortados, produciéndose un acusado descenso en el potencial reproductor de la especie. FANDOS (1991) puso de manifiesto que al menos un 16% de los óvulos fecundados no habían llegado a un parto normal, en la población de Cazorla, antes de producirse el declive poblacional como consecuencia de la sarna sarcóptica. Los resultados obtenidos en nuestro trabajo confirman que la cabra montés en Andalucía reduce su potencial reproductor ante condiciones ambientales desfavorables.

Edad	M _x			
	Sierra Morena	Sierra Nevada	Subbético	Sierra de Cazorla (Fandos, 1991)
1	0	0	0,17	0
2	0,2	0,71	0,38	0
3	0,28	0,62	0,27	0,40
4	0,36	0,78	0,21	0,76
5	0,62	0,60	0,21	0,52
6	0,57	0,17	0,44	0,50
7	0,50	0,33	0,22	0
8	0,40	0,40	0,14	
9	0,25			
10	0,25			
11	0,33			
M _x	0,37	0,48	0,26	0,55

*: FANDOS (1991) utiliza en su trabajo clases de edad, las cuales se corresponden con los siguientes años: clase 1: 1 año de vida; clase 2: 2 años de vida; clase 3: 3 años de vida; clase 4: entre 4 y 6 años de vida, inclusive; clase 5: entre 7 y 11 años de vida, inclusive; clase 6: entre 12 y 14 años de vida, inclusive; clase 7: mayores de 14 años.

Tabla 7.7. Tabla de natalidad para varias poblaciones andaluzas de cabra montés.

b. Tasa neta de reproducción.

La tasa neta de reproducción representa el número medio de hembras que es capaz de producir una hembra a lo largo de toda su vida. Es considerada como el resultado de la acción reproductiva de una población en unas circunstancias determinadas. Cuando el valor de este parámetro, también denominado tasa de sustitución, es superior a 1, la población se encuentra en aumento (PIANKA, 1982). Los valores encontrados en nuestro estudio oscilan entre 1,53 y 2,49 (Tabla 7.8). Mientras que el valor calculado para la población de Sierra Morena es similar a los encontrados por CAUGHLEY (1966 a) y FANDOS (1991) para *Ovis*

aries y *Capra pyrenaica* respectivamente, la tasa neta de reproducción calculada para las poblaciones de Sierra Nevada y Sierra Morena son inferiores, aunque todas las poblaciones se encuentran en crecimiento.

c. Tiempo generacional.

El tiempo generacional representa el tiempo promedio entre dos generaciones sucesivas, siendo mayor en aquellos mamíferos de mayor tamaño (MILLAR y ZAMMUTO, 1983). Se le define asimismo como la edad parental media en la cual nacen los individuos de la progenie (PIANKA, 1982) o como la edad media de las madres del año y se traduce como el esfuerzo reproductivo en la pirámide de edad de las hembras (CRAMPE, 1997). El parámetro depende de la presencia de hembras viejas fértiles, pero también de la precocidad de las jóvenes.

El tiempo generacional calculado para cada una de las poblaciones es muy variable, siendo en todas las poblaciones estudiadas inferiores al valor encontrado por FANDOS (1991) para la población de Cazorla (Tabla 7.8). Para FANDOS (1991) la existencia de tiempos generacionales amplios en ungulados, se corresponden con mecanismos reguladores de la población, retrasándose en las mismas la producción de crías. Nuestros datos muestran valores intermedios a los valores conocidos y verifican lo dicho por GAILLARD (1992), el cual demuestra que en la mayoría de las poblaciones de ungulados, el tiempo generacional es mayor a 2 años, estimándose para *Capra hircus* un periodo generacional de 4,2 años.

Núcleo/Especie	Autor	Ro	T	r
Sierra Morena	Estudio actual	2,49	5,77	0,16
Sierra Nevada	Estudio actual	2,11	3,81	0,18
Subbético	Estudio actual	1,53	4,93	0,08
Cazorla	FANDOS (1991)	2,52	7,50	0,13
<i>Ovis aries</i>	CAUGHLEY (1966 a; 1967)	2,50	5,10	
<i>Hemitragus jemlahicus</i>	CAUGHLEY (1966 b)		5,40	
<i>Rupicapra rupicapra</i>	CAUGHLEY (1970 a)		3,80	
<i>Ovis canadensis</i>	GEIST (1968)		6,52	
<i>Capra hircus</i>	BOYD (1981)		4,90	

Ro: Tasa neta de reproducción; T: tiempo generacional; r: tasa intrínseca de crecimiento natural.

Tabla 7.8. Parámetros poblacionales en varias poblaciones de ungulados.

d. Tasa intrínseca de crecimiento natural.

La tasa intrínseca de crecimiento natural, basada en la capacidad innata de crecimiento de las poblaciones, calculada para las tres poblaciones muestran valores positivos (Tabla 7.8), lo que nos indica que en las poblaciones, los nacimientos superan a las muertes, aunque en la población del Subbético la tasa de crecimiento es muy baja, lo que puede significar una estabilidad de la población. En las otras dos poblaciones la tasa de crecimiento es mayor a la calculada por FANDOS (1991) para Cazorla.

e. Estructura de edades. Distribución estable de edades.

Es importante conocer la tasa de edades de las poblaciones, con el fin de elaborar una pirámide que informará sobre los cambios que se pueden producir en las mismas (FANDOS, 1991). Se han establecido una serie de clases de edad en las subpoblaciones de machos, siguiendo los criterios de ALADOS y ESCOS (1985; 1986). Las clases de edad consideradas han sido: crías, jóvenes (entre 1 y 2

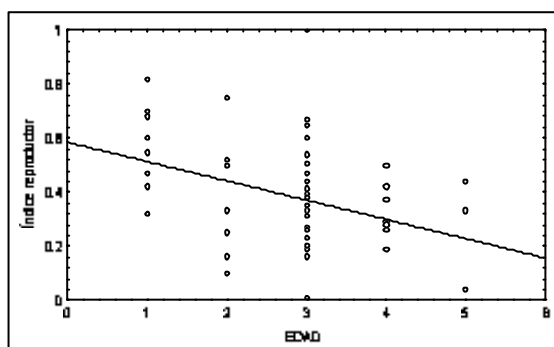
años), subadultos (hasta 5 años), adultos (de 5 a 8 años) y viejos (mayores de 8 años).

En nuestro trabajo se pone de manifiesto que en la mayoría de las poblaciones estudiadas y durante todos los muestreos realizados, predominan los contactos con ejemplares subadultos y jóvenes. Tan sólo en la sierra de Alta Coloma y Sierra de Líjar, han sido mayoritarios los contactos con ejemplares mayores de 8 años. Estos resultados son muy similares a los obtenidos por HABIBI y GRAINGER (1990) al describir la distribución de *Capra ibex nubiana* en Arabia Saudí, donde en las poblaciones estudiadas son mayoritarios los jóvenes.

BAILEY (1991) ha puesto de manifiesto una influencia de la edad de los ejemplares en los procesos reproductivos de los mismos. Existen muchos jóvenes que no participan en la reproducción. Asignando valores a las poblaciones estudiadas del 1 al 5, en función del predominio de una determinada clase de edad (crías, jóvenes, subadultos, adultos y viejos cinco clases de edad), hemos correlacionado estos valores categóricos con los índices reproductores, observando una correlación negativa no significativa entre ambos factores ($R = -0,31$) (Figura 7.19). Cuando en la población predominan los ejemplares adultos los índices reproductores son menores, mientras que en poblaciones donde son mayoritarios los jóvenes se alcanzan mayores índices reproductores. En este sentido, ALADOS y ESCOS (1986) argumentan que poblaciones donde son mayoritarios los jóvenes, se encuentran en expansión, máxima reproducción. Sin embargo, NOYES *et al.* (1996) en varias poblaciones de cérvidos de las montañas Rocosas, ponen de manifiesto una reducción de la productividad cuando en las poblaciones predominan los ejemplares jóvenes.

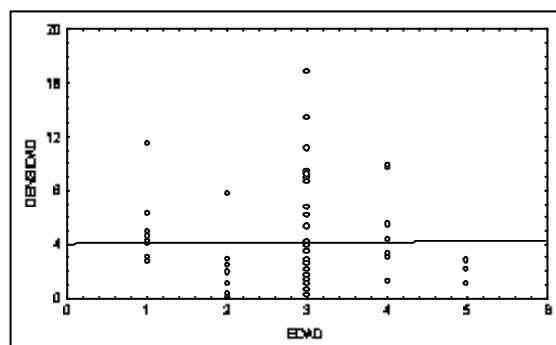
También hemos correlacionado la densidad con la clase de edad mayoritaria, poniendo de manifiesto una ausencia de relación entre ambos parámetros ($R = 0,055$) (Figura 7.19). Estos resultados son contrarios a los

expuestos en cérvidos norteamericanos por TABER y DASMANN (1957) y por MONFORT (1972) en ungulados africanos, los cuales observan que en áreas de baja densidad dominan los individuos viejos, mientras que en áreas de alta densidad, predominan los jóvenes. Sin embargo en bice alpino BASSANO y PERACINO (1992; 1994) encuentran que en poblaciones próximas a la capacidad de acogida del medio, predominan los ejemplares viejos, disminuyendo la tasa de incremento de las poblaciones.



1: Crías; 2: Jóvenes; 3: Subadultos; 4: Adultos; 5: Viejos.

Figura 7.18. Relación entre edad e índice reproductor, en las poblaciones andaluzas de cabra montés.



1: Crías; 2: Jóvenes; 3: Subadultos; 4: Adultos; 5: Viejos.

Figura 7.19. Relación entre densidad y clase de edad, en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

Uno de los pilares básicos de la ecología de poblaciones descansa en el principio que asume, una distribución estable de edades para cualquier valor de l_x y m_x , siendo estos parámetros, la supervivencia específica y la tasa de natalidad para cada clase de edad respectivamente (PIANKA, 1982). Dos poblaciones con valores idénticos de l_x y m_x , pero con diferente pirámide de edad, se comportan de modo distinto, si una población tiene una proporción más alta de reproductores y pueden incluso crecer con distintas tasas de crecimiento. No obstante, tal como puso de manifiesto LOTKA (1922), cualquier par de valores de l_x y m_x , al final dan lugar a una población con una distribución estable de edades, permaneciendo constantes el tanto por ciento de individuos de cada clase de edad. La entrada de ejemplares en cada clase de edad está equilibrada por las pérdidas debidas a la mortalidad y madurez.

Basándonos en la ecuación descrita por MERTZ (1970) hemos calculado la distribución estable de edades de las poblaciones consideradas, con el fin de determinar la estructura de edad y estatus de las mismas: en poblaciones en expansión predominan organismos jóvenes, mientras que poblaciones estables o en declive no presentan este amplio sector de jóvenes (KREBS, 1986).

En todas las poblaciones estudiadas, no se observan diferencias significativas entre la muestra observada y la distribución estable de edades. En general, en las subpoblaciones de machos se observa una inflexión entre los 4-6 años entre la pirámide de edad observada y la estable. Para las hembras se observa un patrón similar, produciéndose la inflexión a los 5-7 años. En todas las poblaciones analizadas hay una mayor proporción de individuos viejos en las poblaciones que en las distribuciones teóricas calculadas, lo que según KREBS (1986) puede deberse a un proceso de regresión de las mismas. Como se ha comentado anteriormente, la mortalidad de las crías durante las primeras semanas de vida no se ha podido cuantificar en los datos de campo, por lo que las estructuras de edades observadas pueden estar condicionadas por la misma.

7.7 Mortalidad y tablas de vida.

La mortalidad es una de las características de grupo de las poblaciones que afecta al tamaño de las mismas, siendo uno de los componentes de los cambios que se producen en una población por salida de individuos del conjunto (KREBS, 1986). Podemos definir la mortalidad o longevidad desde dos puntos de vista: longevidad demográfica y longevidad fisiológica. La longevidad fisiológica puede ser definida como la edad que alcanzan, bajo condiciones óptimas, los individuos de una población, o la edad a la que mueren por senectud (MEDAWAR, 1957; KREBS, 1986). La longevidad ecológica es la que alcanzan los individuos de una población en unas condiciones determinadas.

El método más empleado para el cálculo de la mortalidad media de una población, y el que hemos usado en el estudio de las poblaciones andaluzas de cabra montés, es el que relaciona la abundancia de individuos de una población, en las sucesivas clases de edad (KREBS, 1986) y se ha expresado como una tasa de mortalidad específica para cada cohorte, desde que nacen hasta que desaparecen.

En la construcción de las tablas de vida, como se ha especificado en el capítulo metodológico, se han efectuado una serie de transformaciones de los datos del muestreo, exponiéndose las mismas en el capítulo de resultados. La información principal que se puede obtener de las tablas de vida es la tasa de mortalidad específica para cada clase de edad, lo que permite construir la curva de mortalidad, la curva de supervivencia y la esperanza de vida de los individuos pertenecientes a cada clase de edad.

La estrategia demográfica de las especies va a condicionar la tasa de supervivencia de los individuos que componen una determinada población. Desde el punto de vista alométrico, la esperanza de vida está positivamente relacionada

con el peso corporal, siendo las especies de mayor tamaño las que muestran una esperanza de vida más elevada (MILLAR y ZAMUTO, 1983).

La mortalidad, representada por la tasa de supervivencia o tasa de mortalidad, afecta de forma diferente a las clases de edad que conforman una población, así como a los sexos. Es uno de los factores clave que regula la densidad poblacional y depende de múltiples factores como puede ser la presencia/ausencia de depredadores, inclemencias climáticas, disponibilidad de pasto y/o enfermedades.

En determinadas poblaciones de ciervos, la mortalidad invernal de jóvenes en ambos sexos, es el principal factor que regula la densidad poblacional y de ella depende el mantenimiento de la población (CLUTTON-BROCK *et al.*, 1985). La supervivencia adulta es otro de los factores que influyen en la dinámica poblacional de grandes mamíferos (EMLEN y PIKITCH, 1989), siendo en muchas ocasiones, la variable más crítica para el mantenimiento de las poblaciones (GAILLARD, 1988; ESCOS *et al.*, 1994; WALSH *et al.*, 1995). BASSANO y PERACINO (1994) en la población de íbice alpino del Parque Nacional Gran Paradiso, observan como la mortalidad afecta principalmente a machos crías y ejemplares mayores de 10 años, aunque no aducen ninguna razón específica.

En especies con un marcado dimorfismo sexual, es presumible la aparición de notables diferencias sexuales en la tasa de mortalidad, debido fundamentalmente a la estrategia reproductora que exhiben ambos sexos (PFEFFER, 1967; RALLS *et al.*, 1980; BOYD, 1981; PROMISLOW, 1992). Autores como WOODGERD (1964) en *Ovis canadensis* ponen de manifiesto una mayor tasa de supervivencia y esperanza de vida en machos. ROBINETTE *et al.* (1957) describen la existencia de una mortalidad diferencial entre sexos y clases de edad en ciervo mulo, siendo la mortalidad en todas las clases de edad mayor en los machos, debido fundamentalmente al esfuerzo reproductor de los mismos y a

una prioridad intrapoblacional para producir hembras. Para *Cervus elaphus*, CLUTTON-BROCK *et al.* (1982), CLUTTON-BROCK *et al.* (1988) encuentran una mayor tasa de mortalidad en los machos como consecuencia del esfuerzo reproductor de los mismos y la estrategia reproductora seguida en la formación y mantenimiento de harenes. ALLAINE *et al.* (1991) al estudiar una población de rebecos, observan una mayor supervivencia de las hembras debido a las elevadas tasas de dispersión de los machos, aunque también influye en la misma, la estrategia reproductora de la especie.

Algunos autores han puesto de manifiesto la incidencia de los factores ambientales en la mortalidad. Así, TABER y DASMANN (1957) al estudiar tres poblaciones de ciervo de cola blanca, que ocupan hábitats diferentes, observan diferencias en la supervivencia adulta como consecuencia de las condiciones ambientales, apareciendo una relación entre mortalidad y producción de jóvenes: cuando los jóvenes disminuyen en la población, aumenta la supervivencia de los adultos. Esto es debido presumiblemente a la competencia por el alimento. Según KALUZINSKI (1982) y FRUZINSKI y LABUZKI (1982), las altas tasas de mortalidad que manifiestan los estratos infantiles y adultos de varias poblaciones de corzo, se debe a las inclemencias meteorológicas y a la predación.

a. Análisis de la mortalidad.

La realización de los muestreos en diferentes épocas del año ha impedido que se pueda calcularla mortalidad neonatal, la cual es muy elevada en las primeras semanas de vida (FANDOS comunicación personal). Para cuantificar esta tasa de mortalidad sería necesario efectuar un seguimiento continuado de las poblaciones, a lo largo de un ciclo anual. Este seguimiento ha sido imposible realizarlo debido a la gran extensión del área de estudio.

El análisis de las curvas de mortalidad de los machos, en las poblaciones andaluzas de cabra montés pone de manifiesto un incremento progresivo de la

misma, con el transcurso de la edad de los ejemplares, en las poblaciones de Sierra Morena, Cazorla, Sierra Nevada (datos de 1994 y 1995) Subbético, Tejeda y Grazalema. En la población de Sierra de las Nieves se observa en primer lugar un aumento de la mortalidad hasta los 3 años, para después descender conforme avanza la edad. En Sierra Nevada (datos de 1997), la curva de mortalidad muestra un patrón en forma de U, similar al descrito por CAUGHLEY (1966 b): la mortalidad infantil es alta, disminuye a los 3-4 años, para posteriormente incrementar con la edad de los ejemplares. Como se pone de manifiesto no existe un patrón definido en la mortalidad de la especie, siendo característico este parámetro de la población (Figura 7.20). El incremento de la mortalidad en las poblaciones estudiadas, muestra una pendiente diferente, con valores que oscilan entre 0,003 (Sierra Morena) y 0,06 (S. Nevada, datos de capturas en vivo) (Tabla 7.9). El comportamiento observado en la población del P.N. Sierra de las Nieves puede estar motivado por la epidemia de sarna sarcóptica que afecta a la población, donde se han alcanzado prevalencias muy elevadas (66,7 %) (VARIOS AUTORES, 1999), e incluso puede deberse a las medidas de gestión puestas en marcha para la reducción de la parasitosis. La sarna en este espacio afecta fundamentalmente a machos (VARIOS AUTORES, 1999).

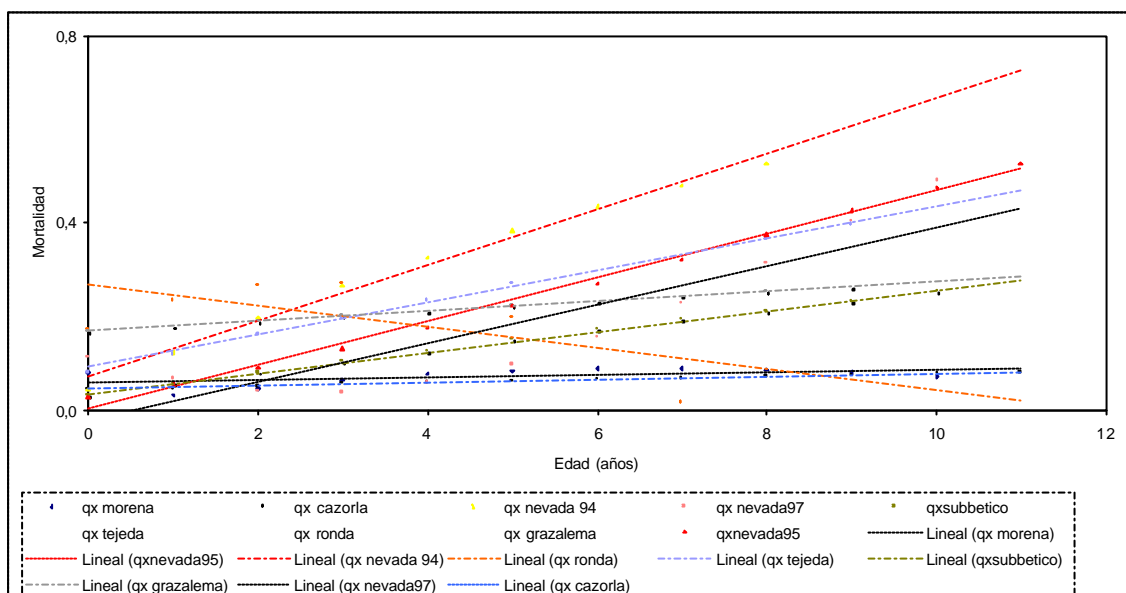


Figura 7.20. Curvas de mortalidad de machos, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

Población	Incremento de la mortalidad	Ecuación
S. Morena	0,0029	$Y = 0,0029 * \text{años} + 0,0539$
S. Cazorla	0,0031	$Y = 0,0031 * \text{años} + 0,0411$
S. Nevada (94)	0,06	$Y = 0,0599 * \text{años} + 0,0088$
S. Nevada (95)	0,046	$Y = 0,0465 * \text{años} + 0,02$
S. Nevada (97)	0,041	$Y = 0,0411 * \text{años} + 0,065$
Subbético	0,022	$Y = 0,0022 * \text{años} + 0,0125$
Tejada	0,034	$Y = 0,0342 * \text{años} + 0,0564$
S. Nieves	-0,00226	$Y = -0,00226 * \text{años} + 0,291$
S. Grazalema	0,011	$Y = 0,0108 * \text{años} + 0,1562$

Tabla 7.9. Tasa de incremento de la mortalidad en machos, en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

En las hembras se observa un aumento de la mortalidad conforme avanza la edad en las poblaciones de Sierra Morena y Subbético, aunque las pendientes observadas son menos acusadas que las observadas en los machos, debido a que el esfuerzo reproductivo se realiza a lo largo de todas las clases de edad fértiles (FANDOS, 1991). En la población de Cazorla, la curva de mortalidad presenta la forma de U descrita por CAUGHLEY (1966 b). En la población de Sierra Nevada, la mortalidad observada en los dos muestreos es homogénea en todas las clases de edad, siendo la pendiente similar (Figura 7.21; Tabla 7.10). El incremento de la mortalidad en las poblaciones estudiadas, muestra una pendiente diferente, con valores que oscilan entre 0,0008 (Sierra Nevada) y 0,0171 (Subbético) (Tabla 7.9), aunque en todas las poblaciones consideradas, la mortalidad aumenta con el transcurso de la edad.

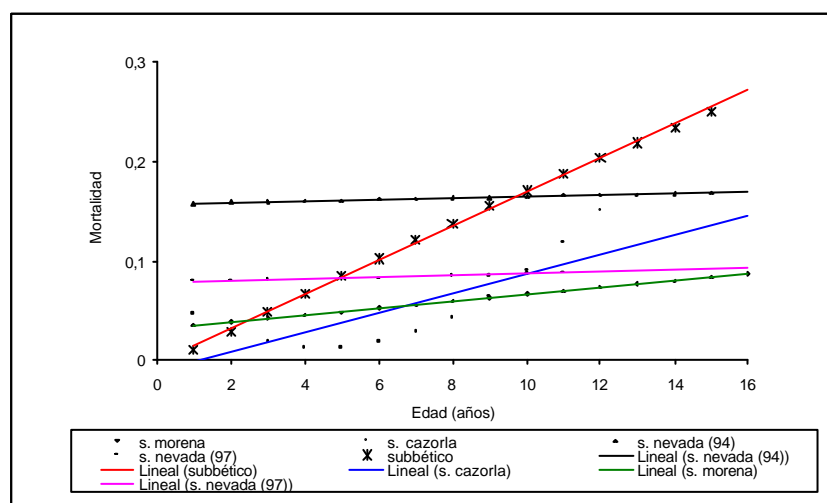


Figura 7.21. Curvas de mortalidad de hembras, en las poblaciones de cabra montés andaluzas.

Población	Incremento de la mortalidad	Ecuación
S. Morena	0,0035	$Y = 0,0035 * \text{años} + 0,0319$
S. Cazorla	0,0097	$Y = 0,0097 * \text{años} - 0,0105$
S. Nevada (94)	0,0008	$Y = 0,0008 * \text{años} + 0,157$
S. Nevada (97)	0,0008	$Y = 0,0008 * \text{años} + 0,0784$
Subbético	0,0171	$Y = 0,0171 * \text{años} - 0,0022$

Tabla 7.10. Tasa de incremento de la mortalidad en hembras, en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

b. Factores que afectan a la mortalidad.

Un hecho destacable en los resultados obtenidos lo confirma la ausencia de un patrón típico para la especie. La mortalidad es característica de la población y no de la especie. En algunas poblaciones de ungulados y debido a principalmente a la presión de depredadores y/o inclemencias invernales (CAUGHLEY, 1966 b; SINCLAIR, 1977; CRAMPE, 1992) sufren una alta tasa de mortalidad durante el primer año de vida. Aunque determinados autores han manifestado la imposibilidad de comparar las curvas de mortalidad de diferentes especies debido a los datos que conforman las tablas de vida, CAUGHLEY (1966 b; 1977) sugiere para los mamíferos, curvas de mortalidad con forma de U, donde se diferencia una fase juvenil con altas tasas de mortalidad, seguido de una fase postjuvenil caracterizada por una baja tasa de muertes y un posterior aumento de la misma en las edades adultas. ALADOS y ESCOS (1986) calcularon la curva de mortalidad para la población de cabra montés de Sierra Nevada oriental, observando una tasa homogénea hasta los 9-10 años, cuando se produce un aumento de la misma. FANDOS (1991) al estudiar la población de cabra montés de Cazorla, observa una

mortalidad infantil repartida durante los primeros 3 años de vida. Nuestros resultados, confirman lo expuesto anteriormente al tratar los procesos reproductivos, debido a la inestabilidad del ambiente, la regulación de las poblaciones descansa en la reducción de las tasas reproductivas y no en la existencia de fuertes mortalidades durante los primeros años de vida.

Se han expuesto diferentes teorías que tratan de explicar el reparto de mortalidad a través de las diferentes clases de edad que conforman una población. En muchos ungulados la mortalidad infantil es muy elevada, como consecuencia de factores densidad dependiente, máxime en años donde la productividad vegetal es baja y/o cuando la densidad poblacional es elevada, lo cual va en contra de lo expuesto por PUTMAN *et al.*, (1996). Para estos autores los factores densidad-independiente se van a manifestar principalmente en las tasas de mortalidad, mientras que fenómenos densidad-dependientes se reflejan en otros parámetros de la población (índice reproductor, tasa de reclutamiento, etc.).

En contra de estos postulados, diversos trabajos como los de PFEFFER (1967) en el muflón de Córcega, observa que la mortalidad afecta principalmente a crías y ejemplares adultos, con tasas que oscilan entre el 5-10%. MONFORT (1972) pone de manifiesto en una comunidad de ungulados africanos, un aumento de la mortalidad juvenil cuando se incrementan las densidades poblacionales. SPINAGE (1972) construyó las curvas de supervivencia de cuatro ungulados africanos (cebra, facocero, impala y búfalo), observando el patrón típico de ungulados (curva logarítmica negativa), con mortalidades elevadas en edades infantiles y adultas, excepto para el facocero en la que se observa una fuerte mortalidad en las clases intermedias. Esto es debido a la biología reproductiva del suido, los cuales presentan un alto índice reproductor al tener grandes camadas (de 2-7 descendientes por parto). GUINNESS *et al.* (1978) pusieron de manifiesto, en una población de ciervo, altas tasas de mortalidad infantil en condiciones de elevada densidad. Esta mortalidad afecta principalmente a crías cuyas madres son jóvenes o viejas. Para esta misma especie SAUER y BOYCE (1983) observan

como la supervivencia de las crías está influenciada por la densidad y por las condiciones climáticas. Sin embargo, la supervivencia de las hembras adultas está solamente influenciada por el clima. Esto puede ser debido a la mayor sensibilidad de las crías a los fenómenos de sobrepastoreo y a una menor acumulación de reservas de las mismas. No obstante, SPINAGE (1970) al estudiar la población de *Kobus* del Parque Nacional Reina Isabel de Uganda, observa altas tasas de mortalidad infantil, debido principalmente a fenómenos de predación, mientras que en adultos la mortalidad se debe a senescencia, inclemencias meteorológicas estivales, accidentes y enfermedades infectocontagiosas. La esperanza de vida de los machos es mayor que la de las hembras, concentrándose la mortalidad en los machos en los adultos, mientras que en hembras existe un reparto uniforme entre todas las clases de edad.

SMITH (1986) al estudiar una población de *Oreamnos americanus* en Alaska, observa tasas de mortalidad elevadas en crías y adultos, confirmando la curva en forma de U definida por CAUGHLEY (1966 b). Sin embargo algunos autores han observado que en determinadas poblaciones de ciervos, no siempre se manifiesta este patrón típico de mortalidad (CLUTTON-BROCK *et al.*, 1982; HAMLIN y MACKIE, 1992).

BERTEAUX (1993) trabajando con una población de vacas asilvestradas, y relacionado con la segregación sexual mostrada y los requerimientos alimenticios de los mismos, observa un patrón de mortalidad diferente en ejemplares viejos y jóvenes de ambos sexos: en machos la mortalidad es mayor en adultos, mientras que en hembras la mortalidad es más acusada en las jóvenes. LOISON *et al.* (1994) monitorizaron la mortalidad en las hembras de una población de rebecos alpinos, observando una tasa de supervivencia menor en jóvenes que en adultos, debido a las diferentes estrategias reproductivas, ya que las hembras jóvenes carecen de experiencia maternal y muestran una posición subordinada en la estructura social de las poblaciones. GAILLARD *et al.* (1997) estudiaron la supervivencia infantil entre cohortes, en varias poblaciones francesas

de corzo, observando diferencias en las mismas. En ambos sexos, la supervivencia es baja durante el primer verano de vida y está relacionado con los requerimientos energéticos de las madres y/o con el bajo tamaño corporal de los recién nacidos.

En nuestro trabajo no se ha observado una mortalidad diferencial clara entre sexos, si no tenemos en cuenta la edad en la que comienza a aumentar la mortalidad. Ésta, aumenta en machos a partir de los 8-9 años y en hembras a los 14-15 años. Estos resultados son muy similares a los expuestos por TOIGO *et al.* (1997) para *Capra ibex*, donde no observan diferencias sexuales en el patrón de mortalidad. Estos autores explican esta ausencia de diferencias a la baja densidad de población así como a la ausencia de factores limitantes en la población. Asimismo, es achacable esta ausencia de diferencias en la tasa de mortalidad de los adultos a la estrategia reproductora de los caprinos, donde los machos no forman harenes al igual que ocurre en cérvidos, con lo que aparece un ahorro energético en el mantenimiento de los mismos.

Durante los años de estudio, en las poblaciones andaluzas de cabra montés no se han producido episodios masivos de mortalidad, excepto las epizootias de sarcóptidosis, que con mayor o menor virulencia se han detectado. Nuestros resultados, se enmarcan dentro de las características de supervivencia de ungulados, donde la regulación poblacional incide fundamentalmente en los parámetros reproductivos. En este sentido, ALBON *et al.* (1983) observan que en situaciones de alta densidad, en determinadas poblaciones de cérvidos, los individuos minimizan el riesgo de morir durante la gestación y reducen el gasto energético de la lactancia, maximizando la viabilidad de su descendencia, caracterizándose la población por presentar bajos índices reproductores. De igual forma, KOHLMANN (1999) observa en poblaciones de ciervos, elevadas mortalidades prenatales e intrauterinas, que reduce el número de hembras neonatas.

c. Tasa media de mortalidad.

Hemos definido la mortalidad media como el sumatorio de la mortalidad en todas las clases de edad ($\sum dx$), dividido por la suma de individuos que viven en todos los grupos de cada una de las edades ($\sum lx$), expresado en tantos por ciento. Los valores calculados se representan en la Tabla 7.11. La tasa media de mortalidad calculada para los machos es mayor que la obtenida para las hembras, en todas las poblaciones estudiadas.

Las tasas medias de mortalidad en los machos oscilan entre el 5,6 % calculado para la población de Cazorla y el 20,59 % calculado para la población de Sierra Nevada (datos de 1994). Entre este margen de valores se sitúan las tasas medias de mortalidad calculadas por ALADOS y ESCOS (1985, 1986) para las poblaciones de cabra montés de Cazorla (15,87 %) y Sierra Nevada oriental (15,78 %), respectivamente, y por FANDOS (1991) para la población de cabra montés del P.N. Cazorla, Segura y Las Villas (12 %). PAPAGEORGIU (1979) para la población de agrimi (*Capra aegagrus*) de la isla Teodoro, encontró una tasa media de mortalidad del 15,7%, mientras que RATTI (1981) en una población suiza de ibice alpino calculo una tasa media de mortalidad del 7 %.

En las hembras, las tasas medias de mortalidad oscilan entre el 4,55 % calculado para la población de cabra montés de Cazorla y el 15,9 % obtenido para la población de Sierra Nevada (datos de 1994). El valor obtenido por FANDOS (1991) para la población del P.N. Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas es del 11,02 %

Núcleo	Machos	Hembras
S. Morena	8,41	5,53
S. Cazorla	5,60	4,55
S. Nevada (capturas en vivo, 94)	20,59	15,90
S. Nevada (avistamientos, 95)	15,35	
S. Nevada (abatimientos, 97)	12,67	7,93
Subbético	11,39	9,75
S. Tejeda-Almijara	18,58	
S. Nieves	19,96	
S. Grazalema	19,33	

Tabla 7.11. Tasa media de la mortalidad en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

Hemos relacionado la tasa de mortalidad media de las poblaciones estudiadas con la densidad y precipitaciones, para comprobar el efecto de estas variables en la mortalidad. En machos se han correlacionado los valores de densidad, precipitación media del año anterior, como medida indirecta de la productividad vegetal y precipitación durante el celo, al ser un periodo crítico en la vida de los machos. El análisis revela la existencia de una correlación positiva entre densidad y tasa de mortalidad ($r = 0,666$) (Figura 7.22), donde: **densidad = -1,504 + 0,574 * tasa de mortalidad**. Cuando aumenta la densidad, son mayores las tasas de mortalidad. El factor de correlación entre precipitación media y mortalidad y precipitación durante el celo y mortalidad, no es significativo, alcanzando r valores de $-0,21$ y $-0,28$ respectivamente.

En hembras, se han correlacionado los valores de densidad y precipitación media del año anterior, como medida indirecta de la productividad. El análisis revela la existencia de una correlación positiva entre densidad y tasa de mortalidad ($r = 0,785$), mayor que en los machos (Figura 7.23), donde: **densidad**

= $-2,170 + 0,938 * \text{tasa de mortalidad}$ Cuando aumenta la densidad, son mayores las tasas de mortalidad. El factor de correlación entre precipitación media y mortalidad no es significativo, alcanzando r valores de 0,10. Tanto en machos como en hembras, se observa que la mortalidad es más elevada cuando las precipitaciones son menores. Esta tendencia pone de manifiesto una nula incidencia de las altas pluviometrías en la mortalidad observada en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

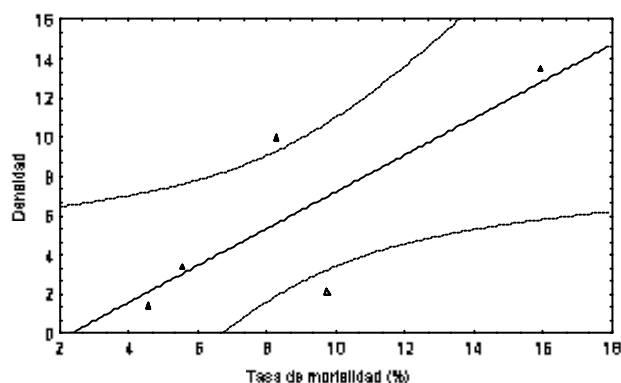


Figura 7.22. Relación entre tasa de mortalidad y densidad, en las subpoblaciones de machos de cabra montés en Andalucía.

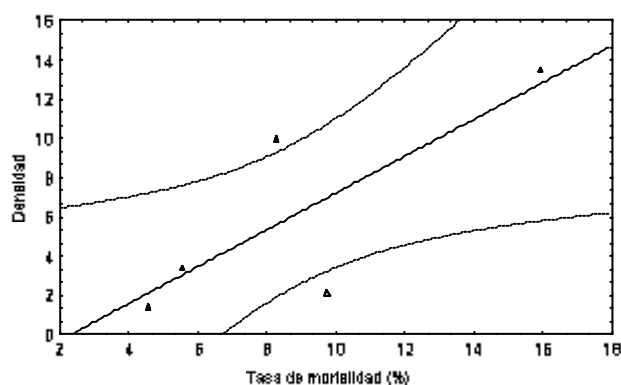


Figura 7.23. Relación entre tasa de mortalidad y densidad, en las subpoblaciones de hembras de cabra montés en Andalucía.

Nuestros resultados ponen de manifiesto una densa dependencia de la mortalidad detectada en las poblaciones andaluzas de cabra montés, lo que no está de acuerdo con lo postulado por ALLAINE *et al.* (1991), quienes observaron en poblaciones de rebeco, que las tasas de supervivencia no varían por efecto de la densidad. Sin embargo, si coincidimos con ESCOS y ALADOS (1991) y CLUTTON-BROCK *et al.* (1992) quienes en varias poblaciones de cabra montés y en una población de oveja Soay respectivamente, ponen de manifiesto un aumento de la supervivencia de los jóvenes cuando las densidades poblacionales son menores.

d. Causas de mortalidad.

Las causas de mortalidad que afectan a la cabra montés en Andalucía, las podemos agrupar en 4 tipos:

1. Enfermedades. VARIOS AUTORES (1999) cuantificaron la prevalencia de una serie de agentes parasitarios e infectocontagiosos en las poblaciones andaluzas de cabra montés, poniéndose de manifiesto una escasa incidencia de las mismas en la mortalidad, a excepción de *Sarcoptes scabiei*. Casi todos los parásitos aislados en la cabra montés, más de 50 especies, no son específicos de esta especie, parasitando frecuentemente a mamíferos domésticos. Tan sólo el díptero *Oestrus caucasicus* es una especie parásita exclusiva de la cabra montés. De los agentes infectocontagiosos aislados (virus y bacterias), tan sólo los causantes de queratoconjuntivitis (*Mycoplasma spp.*) y pasteurelosis (*Pasteurella spp.*) afectan con prevalencias medias (13,4 % y 10 % respectivamente), siendo testimoniales enfermedades como la brucelosis y tuberculosis, las cuales se manifiestan causando grandes mortalidades. Hay que resaltar la epidemia de queratoconjuntivitis que durante la primavera y verano de 1998, afectó a la población de cabra montés de Sierra Nevada, en su sector más oriental, así como casos aislados en la cercana Contraviesa. La enfermedad se manifestó principalmente en ejemplares adultos, causándoles

cegueras y artritis, y crías, en las que cursó con una elevada mortalidad. La aparición de este brote infeccioso estuvo asociado con la presencia en la zona de ganado doméstico afectado por la enfermedad. Según BERGONIER y POUMARAT (1996) la agalaxia contagiosa es un síndrome de pequeños rumiantes que afecta principalmente a los ojos, articulaciones y glándulas mamarias. Se comporta de forma enzoótica y es crónica en animales y rebaños.

La sarna sarcóptica ha afectado con diferentes prevalencias a las poblaciones de cabra montés en Andalucía (RUIZ MARTÍNEZ, 1989; FANDOS, 1991; PÉREZ, VIVAR 1994; LEÓN *et al.*, 1994 a; 1999; PÉREZ *et al.*, 1994 b; 1994 c; y VARIOS AUTORES, 1999), provocando en muchos casos fuertes mortalidades (PN Sierra Mágina, P.N. Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas y Serranía de Ronda). En la actualidad la sarcoptidosis sigue incidiendo sobre estas poblaciones, con más o menos virulencia, habiéndose observado en determinadas poblaciones ejemplares resistentes a esta parasitosis. El comienzo de la enfermedad en las diferentes poblaciones, está relacionado con la existencia de ganado doméstico infestado con ácaros.

2. Depredadores. Entre los depredadores se pueden distinguir varias especies, aunque su incidencia es mínima, ya que tanto zorros como águila real sólo predan ocasionalmente sobre ejemplares de menos de un año. Dentro del área de distribución de la cabra montés, en el sector oriental de Sierra Morena existe una población residual de lobo (BLANCO *et al.*, 1990; BLANCO y GONZÁLEZ, 1992), aunque el pequeño tamaño poblacional de la misma, hace suponer que la incidencia sobre la cabra montés sea testimonial.
3. Caza. Todas las poblaciones de cabra montés en Andalucía están sometidas a un régimen de aprovechamientos cinegéticos por parte de la administración y particulares. No obstante el bajo número de permisos concedidos nos hace

pensar que la incidencia es mínima, aunque muy concentrada en un determinado sexo (machos) y clase de edad (ejemplares viejos).

4. Furtivismo. Aunque no disponemos de datos concretos sobre la incidencia de este factor en las poblaciones andaluzas de cabra montés, al igual que el factor anterior, incide sobre un estrato concreto de las poblaciones, ya que el furtivismo sobre hembras es nulo, y prácticamente testimonial la incidencia del mismo sobre crías y jóvenes.

Los agentes causantes de muertes en las poblaciones de cabra montés en Andalucía, no difieren significativamente de las aportadas por otros autores en otras poblaciones de ungulados (KRAUSMAN *et al.*, 1989; GAUTHIER *et al.*, 1992; PERACINO y BASSANO, 1992 b; FANDOS, 1991; HALLER, 1996; CRAMPE, 1997), aunque en nuestro estudio no hemos observado grandes mortalidades como consecuencia de las adversas condiciones climáticas invernales y/o falta de alimentación durante los meses estivales. Tan sólo, y tras un periodo de prolongada sequía, las fuertes nevadas caídas durante 1996 en Sierra Nevada, provocaron la muerte de no más de un centenar de ejemplares, los cuales quedaron aislados y murieron ante la falta de alimento, tal como determinó la necropsia practicada.

e. Curvas de supervivencia.

A partir de las tablas de vida y como elemento complementario para conocer las tasas de mortalidad de la población aparecen las curvas de supervivencia. Estas han sido clasificadas por PEARL (1927) en tres tipos, según la mortalidad se concentre en las clases de edad más viejas (tipo I), sean constante en toda las clases de edad (tipo II) o se concentre en el sector infantil y juvenil de la población (tipo III). Las curvas de supervivencia intermedias entre el tipo I y II son las mayoritarias de todas las calculadas. Las curvas intermedias entre el tipo II y III aparecen en la subpoblaciones de machos de Sierra de las Nieves, Sierra de

Grazalema, y Sierra Nevada (datos de capturas en vivo), así como en la subpoblación de hembras de esta última población.

f. Esperanza de vida y longevidad fisiológica.

En la tabla 7.12 se resumen las esperanzas de vida media y al nacer de varias poblaciones de ungulados. Los resultados encontrados en nuestro estudio son intermedios entre todos los comparados, aunque existe un amplio rango de valores. Con estos resultados, se vuelve a ratificar que estos parámetros dependen de la población y no de la especie.

Durante los años de estudio se han observado diferencias en la longevidad entre machos y hembras, que puede ser debida a factores fisiológicos. Se han encontrado hembras de más de 22 años, mientras que el macho de más edad observado, no sobrepasaba los 14 años. Estos resultados son similares a los observados por FANDOS (1991) en la población de cabra montés de Cazorla. Esta característica es usual en ungulados, interviniendo en el mismo varios factores: temperatura, fisiología y sobre todo el comportamiento sexual de las especies. En la cabra montés, la poligamia desemboca en un fuerte dimorfismo sexual, el cual ha sido manifestado por varios autores tanto en la cabra montés como en otros caprinos: CABRERA (1914), COUTURIER (1962), NIEVERGELT (1966), RODRÍGUEZ DE LA ZUBIA (1969), SCHALLER (1977), BUNNELL (1978), GRAY y SIMPSON (1979), ESCOS (1988), FANDOS y VIGAL (1988; 1993), FANDOS (1991), GRANADOS *et al.* (1997) y GRANADOS *et al.* (2001).

Especie	Autor	Sexo	Esperanza de vida (al nacer)	Esperanza de vida (media)
<i>Odocoileus hemionus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Machos	2,30	2,47
<i>Odocoileus hemionus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Hembras	4,20	3,16
<i>Odocoileus hemionus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Machos	1,30	2,08
<i>Odocoileus hemionus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Hembras	2,40	2,33
<i>Cervus elaphus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Machos	2,90	2,40
<i>Cervus elaphus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Hembras	3,10	2,63
<i>Capreolus capreolus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Machos	1,20	1,44
<i>Capreolus capreolus</i>	Taber y Dasmann, 1957	Hembras	2,60	2,37
<i>Ovis dalli</i>	Taber y Dasmann, 1957	Machos	3,30	4,24
<i>Ovis dalli</i>	Taber y Dasmann, 1957	Hembras	2,80	3,63
<i>Hemitragus jemlahicus</i>	Caughley, 1966 b	Hembras	3,50	
<i>Ovis canadensis</i>	Geist, 1968		3,81	
<i>Ovis canadensis</i>	Woodgerd, 1964	Machos	5,00	2,61
<i>Cervus elaphus</i>	Lowe, 1969	Machos	5,81	3,09
<i>Cervus elaphus</i>	Lowe, 1969	Hembras	5,19	2,78
<i>Kobus defassa ugandae</i>	Spinage, 1970	Machos	4,00	3,25
<i>Kobus defassa ugandae</i>	Spinage, 1970	Hembras	3,80	3,19
<i>Aepyceros melampus</i>	Spinage, 1972	Machos	6,00	2,65
<i>Aepyceros melampus</i>	Spinage, 1972	Hembras	5,20	2,58
<i>Equus burchelli</i>	Spinage, 1972	Machos	9,00	4,80
<i>Equus burchelli</i>	Spinage, 1972	Hembras	8,20	4,70
<i>Syncerus caffer</i>	Spinage, 1972	Machos	6,00	4,48
<i>Syncerus caffer</i>	Spinage, 1972	Hembras	4,00	3,23
<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Spinage, 1972	Ambos	2,30	3,03
<i>Capra hircus</i>	Boyd, 1981	Hembras	5,30	3,04
<i>Capra aegagrus</i>	Papageorgiu, 1979	Machos	5,82	-
<i>Capra pyrenaica</i>	Alados y Escos, 1985	Machos	5,80	3,43
<i>Capra pyrenaica</i>	Alados y Escos, 1986	Machos	5,83	3,59
<i>Capra pyrenaica</i>	Fandos, 1991	Machos	8,23	4,33
<i>Capra pyrenaica</i>	Fandos, 1991	Hembras	8,16	4,95
<i>Rupicapra pyrenaica</i>	Crampe, 1997	Machos	10,14	4,50
<i>Rupicapra pyrenaica</i>	Crampe, 1997	Hembras	9,26	4,18
<i>Capra pyrenaica</i> (S. Morena)	Trabajo actual	Machos	7,78	4,17
<i>Capra pyrenaica</i> (S. Morena)	Trabajo actual	Hembras	10,86	6,02
<i>Capra pyrenaica</i> (Cazorla)	Trabajo actual	Machos	8,75	5,09
<i>Capra pyrenaica</i> (Cazorla)	Trabajo actual	Hembras	9,89	5,52
<i>Capra pyrenaica</i> (Subbético)	Trabajo actual	Machos	6,68	3,65
<i>Capra pyrenaica</i> (Subbético)	Trabajo actual	Hembras	8,59	4,41
<i>Capra pyrenaica</i> (Tejeda)	Trabajo actual	Machos	4,69	2,58
<i>Capra pyrenaica</i> (S. Nieves)	Trabajo actual	Machos	3,51	2,53
<i>Capra pyrenaica</i> (S. Grazalema)	Trabajo actual	Machos	4,18	2,78

Tabla 7.12. Esperanza de vida media y al nacer de varias poblaciones de ungulados.

7.8 Densidad poblacional.

a. Método de los transectos lineales.

La aplicación del método de los transectos lineales ha confirmado la necesidad de realizar un importante esfuerzo de muestreo para obtener resultados aceptables. Sin embargo de entre las diversas metodologías existentes para el calculo de la densidad de una población, nosotros lo hemos utilizado ya que ofrece mayor garantía frente a otros métodos, por:

- ?? ser práctico, eficaz y relativamente económico (ANDERSON *et al.*, 1979; BURNAHM *et al.*, 1980; BUCKLAND *et al.*, 1993), considerándose en nuestros días como un método estándar en las estimas poblacionales.
- ?? la fiabilidad de los resultados que proporciona es controlable (BURNAHM *et al.*, 1980, BUCKLAND *et al.*, 1993).
- ?? la cabra montés suele ocupar medios abiertos, siendo fácil la observación de ejemplares a través de itinerarios. En medios forestales para disminuir el error muestral se ha incrementado el esfuerzo.
- ?? la utilización de métodos basados en el conteo de excrementos puede llevar a errores debido a la coexistencia en el espacio de otros ungulados domésticos y silvestres, siendo difícil diferenciar los excrementos.
- ?? su utilización anterior en poblaciones concretas del área de trabajo: FANDOS (1991) en el P.N. Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas; PALOMARES y RUIZ MARTÍNEZ (1991) en el P.N. Sierra Mágina o PÉREZ *et al.* (1994 a) en el P.N. Sierra Nevada, habían determinado

mejores resultados que los conteos tradicionales efectuados por los gestores de los espacios naturales.

b. Factores que afectan a la densidad.

La densidad de una población es un concepto dinámico y está afectada por múltiples factores. KLEIN (1968) pone de manifiesto un crecimiento de la densidad de renos (*Rangifer tarandus*) en un sistema insular, debido a la abundancia de alimento y a la falta de depredadores. CAUGHLEY (1970 b) analizó el crecimiento de la población de thar del Himalaya (*Hemitragus jemlahicus*) en Nueva Zelanda, observando que las fluctuaciones poblacionales están reguladas fundamentalmente por la disponibilidad alimenticia. STELFOX (1971) estudió la dinámica poblacional de *Ovis canadensis*, durante 1800-1970 en las Montañas Rocosas del Canadá, poniendo de manifiesto una dinámica de la densidad a causa de alteraciones del hábitat, enfermedades y competencia interespecífica. BELOVSKY (1981) observó como la densidad de alces en el Parque Nacional Isla Royale de Michigan, esta condicionada por la disponibilidad de sodio, aportado mayoritariamente por plantas acuáticas. KALUZINSKI (1982) en una población polaca de corzos (*Capreolus capreolus*) pone de manifiesto la relación existente entre densidad poblacional y presión cinegética. FRUZINSKI *et al.* (1983) observaron variaciones de la densidad en una población de corzos debido fundamentalmente a la severidad de los inviernos. HOEFS y BAYER (1983) estudiaron la población de *Ovis dalli* en el Parque Nacional Kluane, observando oscilaciones de la densidad debido a la disponibilidad de forraje. SINCLAIR *et al.* (1985) al estudiar la población de ñu (*Connochaetes taurinus*) del Serengeti, observan como la densidad está regulada por el alimento. SKOGLAND (1986) pone de manifiesto la densidad dependencia de la limitación de alimento en el crecimiento de una población de renos. DUBLIN *et al.* (1990) al estudiar las poblaciones de ungulados del Serengeti, observan cambios en la densidad debido fundamentalmente a la aparición de enfermedades y a la presión

cinagética. PERACINO y BASSANO (1992 b) dicen que el principal factor que regula la densidad poblacional del rebeco en el P.N. Gran Paradiso, es la mortalidad invernal causada por las interacciones sociales que sufren los individuos que ocupan áreas marginales de distribución. CLUTTON-BROCK *et al.* (1991) achacan a la mortalidad invernal las oscilaciones poblacionales que sufre una población de oveja silvestre en un sistema insular. FOX *et al.* (1992) al estudiar la población de *Capra ibex sibirica* en el Himalaya, observa como las características de la población están relacionadas con la presión de depredación, innivaciones, disponibilidad de alimento y perturbancias humanas. JEDRZEJSKA *et al.* (1997) analizaron la evolución durante los dos últimos siglos de las poblaciones de ungulados presentes en un bosque polaco, poniendo de manifiesto que la competencia por el alimento (disponibilidad del mismo) comienza cuando desaparecen de la comunidad los depredadores. En resumen, se puede decir que las densidades de herbívoros están limitadas por la disponibilidad de alimento, existencia de depredadores y/o factores climáticos.

c. Densidad óptima de las poblaciones de herbívoros.

¿Cuál es la densidad óptima de las poblaciones de herbívoros?. HJELJORD (1973) al estudiar la selección de hábitat de una población de *Oreamnus americanus* en Alaska, concluye que la capacidad de acogida de los hábitats en verano determina el crecimiento de los individuos, mientras que la carga invernal va a determinar la densidad poblacional.

En las estrategias de vida de grandes mamíferos, FOWLER (1981) observa como los efectos densidad-dependiente se hacen patentes, cuando la densidad poblacional se encuentra cerca de la capacidad de acogida del medio, incidiendo fundamentalmente en las tasas de fertilidad y natalidad, así como en la supervivencia juvenil.

SKOGLAND (1986) modelizó la máxima capacidad de acogida de una población de renos, siendo la máxima producción sostenible de 1,75 ind/Km². Para CLUTTON-BROCK *et al.* (1991) el invierno supone el límite de la capacidad de acogida del medio. Según, NAHLIK (1974) el gobierno húngaro determinó densidades medias óptimas, para determinados ambientes y especies herbívoras, entre 0,32 y 4,76 ind/Km². En la tabla 7.13 se resumen los valores aportados por estos autores. KRAUS (1992) analizó el impacto de *Cervus elaphus* y *Dama dama* en la vegetación de una región atlántica, observando distorsiones en el patrón de la misma, cuando se alcanzaban densidades de 1,5 y 4,5 ind/Km². Estos valores pueden considerarse como una aproximación a la capacidad de acogida del medio.

La capacidad de acogida óptima del medio para la cabra montés ha sido cuantificada por varios autores. En este sentido DE LA PEÑA (1978) apunta que densidades superiores a 10-12 ind/Km² pueden provocar un riesgo a la cobertura vegetal. ALADOS y ESCOS (1995) suponen que la capacidad de incremento de una población está directamente relacionada con la densidad, aunque pueden existir otras limitaciones. Cuando la tasa de incremento de la población se iguala a 0, la densidad alcanza la asíntota de crecimiento, siendo este valor, el de acogida del medio. Partiendo de datos conocidos de varias poblaciones de cabra montés, efectuaron un análisis de regresión lineal entre estas dos variables para cada una de las poblaciones conocidas: Cazorla, Gredos, Ordesa, Ronda, Sierra Nevada, Tejeda-Almijara y Tortosa-Beceite, calculando unos valores que oscilan entre 13,67 ind/Km² para la población de Gredos y 2,7 ind/Km² para la población de Tejeda-Almijara.

PÉREZ *et al.* (1994 a) establecieron una capacidad de acogida teórica para la población de cabra montés de la Reserva Nacional de Caza de Sierra Nevada, en verano, de 50 ind/Km². Sin embargo, a priori esta cifra parece excesiva, máxime cuando se conocen episodios de mortalidades masivas cuando las poblaciones de ungulados alcanzan densidades de 15-20 ind/Km² (YOUNG,

1994). Las causas de estas declinaciones poblacionales en herbívoros son fundamentalmente problemas alimenticios, mientras que en carnívoros actúan enfermedades. ESCOS y ALADOS (1994 a) mediante simulaciones, con los trabajos efectuados en la población de Cazorla, determinaron una capacidad de acogida del medio en torno a los 6 ind/Km², recomendando densidades de 3 ind/Km².

Calidad de las zonas	ESPECIE	BOSQUES	CAMPOS ABIERTOS	CAMPOS MIXTOS
Excelente	Ciervo	0,97	-	0,80
	Gamo	1,96	0,80	-
	Corzo	4,76	1,60	2,41
Buena	Ciervo	0,80	-	0,60
	Gamo	1,37	0,60	-
	Corzo	3,01	1,20	1,20
Mala	Ciervo	0,32	-	0,48
	Gamo	0,96	0,40	-
	Corzo	1,60	0,80	0,80

Tabla 7.13. Densidades óptimas(ind/Km²) para varias especies de ungulados recomendadas por el gobierno de Hungría (NAHLIK, 1974).

Ante esta situación confusa, nos preguntamos si nos encontramos ante poblaciones densas o poblaciones de baja densidad. Para responder esta cuestión hemos efectuado un análisis de regresión lineal basándonos en la metodología propuesta por ALADOS y ESCOS (1995) y partiendo de los datos históricos conocidos de cada una de las poblaciones andaluzas de cabra montés. Para estos autores, existe un efecto de la densidad sobre las tasas de incremento de las

poblaciones: cuando aumenta la densidad disminuye la tasa de incremento. Dado que la capacidad de carga de una población es el tamaño que se alcanza cuando la tasa de incremento es cero, el punto de corte de la recta de regresión con el eje de x (tasa de incremento), coincide con la capacidad de carga de la población considerada.

Los resultados obtenidos se resumen en la tabla 7.14. Excepto en el caso de la población de Cazorla, los coeficientes de correlación son muy bajos, por lo que los resultados no son aceptables. En el caso de Sierra Nevada se obtiene un valor de capacidad de acogida del medio superior a los 32 ind/Km². Pensamos que este cálculo dista bastante de la realidad, ya que en estas situaciones de densidad son previsibles episodios de mortalidad masivos, no siempre provocados por la falta de alimento, ya que DUBLIN *et al.* (1990) al estudiar las poblaciones de ungulados del Serengeti, observa como la reducción poblacional está causada fundamentalmente por otros factores como son la aparición de enfermedades o el aumento del furtivismo.

Núcleo	Capacidad de acogida del medio (ind/km ²)	Ecuación	Tasa de incremento (r)
Cazorla*	2,36	$y = -0,3964 x + 0,9347$	0,88
Grazalema	1,20	$y = 0,0225 x + 0,0271$	0,05
Tejeda-Almijara	3,48	$y = -0,1709 x + 0,5957$	0,08
Ronda	6,58	$y = -0,0406 x + 0,2675$	0,49
Sierra Nevada	32,04	$y = -0,0044 x + 0,1410$	0,13

*: Datos a partir de 1991.

Tabla 7.14. Capacidad de acogida (ind/Km²) de diferentes poblaciones andaluzas de cabra montés, donde x = tasa de incremento 0 e y = capacidad de acogida del medio.

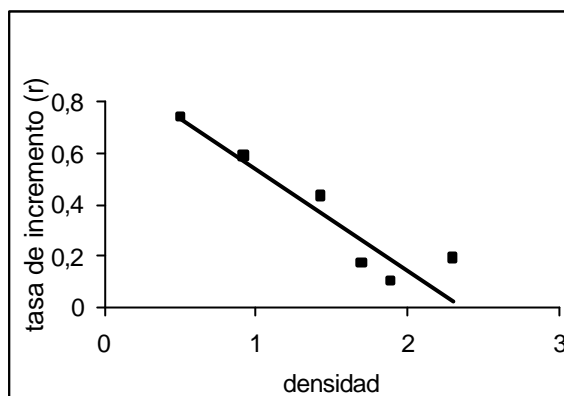


Figura 7.24. Recta de regresión calculada entre la tasa de incremento (r) y la densidad de cabra montés en Cazorla.

d. Capacidad de acogida del medio.

La mejor herramienta para conocer la capacidad de acogida de los diferentes sistemas montañosos ocupados por la cabra montés sería efectuar una aproximación a la capacidad de carga de los ecosistemas. Existen varias definiciones para el concepto “capacidad de carga”. La AMERICAN SOCIETY FOR RANGE MANAGEMENT (1964) la define como el máximo número de animales que pueden sobrevivir al periodo anual más desfavorable de un área dada. BAILEY (1981) la define como el número de animales de una o varias especies y estado fisiológico que puede soportar un determinado tipo de hábitat sin que se incremente progresivamente el grado de perturbación de sus recursos. CANO y RUIZ MARTÍNEZ (1997) la definen como el número de cabezas que se alimentan de un pastizal sin degradarlo.

Determinados autores han calculado la capacidad de carga para el ganado doméstico en varios espacios naturales andaluces. ROBLES (1991) en una finca localizada en la Sierra de los Filabres estimó una capacidad de carga de 0,72 ind/Ha. Resultados similares, 0,75 y 0,71 ind/Ha, fueron encontrados por

PASSERA *et al.* (1993) y FERNÁNDEZ GARCÍA (1995) en el Parque Natural de la Sierra de Castril y en una finca situada en el sector almeriense del Parque Natural de Sierra Nevada, respectivamente. PÉREZ *et al.* (1993) obtuvieron unos valores medios de capacidad de carga en el Parque Natural de la Sierra de Baza, de 1 ind/Ha. CANO y RUIZ MARTÍNEZ (1997) obtuvieron valores medios de 0,83 ind/Ha en el Parque Natural de Sierra Mágina, mientras que BOZA *et al.* (1998) encontraron valores ligeramente inferiores (0,64) al estudiar la capacidad de carga del Parque Natural de Cabo de Gata. Utilizando metodologías similares, CANO y RUIZ MARTÍNEZ (1997) analizaron la capacidad de carga para el ciervo del Parque Natural de Despeñaperros, obteniendo un valor medio de 0,26 ind/Ha.

Aunque no se han efectuado estudios de capacidad de carga concretos para la cabra montés, ya que queda muy lejos de los objetivos de esta memoria, hemos elaborado una aproximación a la misma, basándonos en la oferta energética de los diferentes pastizales descritos en los trabajos anteriormente citados. Asimismo, se han calculado los requerimientos energéticos de una cabra montés tipo, basándonos en la ecuación descrita por BRODY (1945) donde

$$\text{requerimiento energético (Kcal)} = 140 \times [\text{peso corporal (Kg)}]^{3/4}$$

Suponiendo un peso medio de 51 Kg en los ejemplares de cabra montés se obtiene un requerimiento energético de 2.672 Kcal/día.

La oferta energética en cada uno de los pastizales que conforman los sistemas montañosos ocupados por la cabra montés así como la capacidad de acogida de los mismos se resumen en la tabla 7.15. En cada uno de los estudios se han identificado unidades ambientales (formaciones vegetales) diferentes, por lo que hemos homogeneizado la clasificación de las mismas, agrupándolas en tres categorías: pastizal, matorral y bosque. Los valores obtenidos son muy elevados, aunque hay que tener en cuenta que el espacio está compartido tanto por otros

ungulados domésticos como silvestres, por lo que el valor obtenido puede ser considerado como un valor máximo de referencia para el total de herbívoros que pastan en esos enclaves. A la luz de estas aproximaciones a la densidad óptima para las poblaciones de cabra montés, y teniendo en cuenta que este parámetro está directamente relacionado con el hábitat ocupado, podemos fijar una escala arbitraria de valores, en donde los valores óptimos oscilan entre 4-5 ind/Km². Densidades superiores a las mismas, van a ser consideradas altas, siendo necesario establecer planes de gestión que limiten la densidad. Densidades inferiores a este valor se considerarán bajas, siendo necesario potenciar estas poblaciones. Estos valores son coincidentes con los aportados por ALADOS y ESCOS (1995), los cuales simulaban el crecimiento de una población de cabra montés, observando que en poblaciones con densidades de 2-3 ind/Km² el índice reproductor y la tasa de supervivencia de las crías son más elevadas, que en poblaciones más densas.

Área	Formación	Kg MS/Ha/año	Kcal EM/Ha/año	CS (Ha)
Sierra Morena	Pastizal	13.238,51	6.911.596,10	7,08
	Matorral	5.744,47	2.714.567,40	2,78
	Bosque	2.187,36	808.508,81	0,82
Sierras de Cazorla	Pastizal	1278,00	1.890.495	1,94
	Matorral	948,66	907.315,44	0,93
	Bosque	697,00	773.388,20	0,79
Subbético	Pastizal	1.001,78	417.000,00	0,43
	Matorral	1.669,62	625.000,00	0,74
	Bosque	465,46	148.240,00	0,15
Sierras de Baza-Filabres	Pastizal	3.657,80	1.527.000,00	1,56
	Matorral	1.946,56	640.100,00	0,65
	Bosque	409,97	301.125,00	0,30
Sierra Nevada	Pastizal	2.074,50	990.121,33	1,01
	Matorral	1.737,66	907.609,04	0,93
	Bosque	1.472,16	845.727,20	0,86

Tabla 7.15. Oferta energética (Kcal EM/Ha: Kilocaloría de energía metabólica de herbívoro por hectárea y año), fitomasa forrajera (Kg MS/Ha: kilogramo de materia seca por hectárea y año) y capacidad sustentadora (CS/Ha: capacidad sustentadora por hectárea y año) para la cabra montés en varios sistemas montañosos andaluces.

e. Densidades de las poblaciones andaluzas de cabra montés.

Las densidades absolutas observadas en las diferentes poblaciones de cabra montés estudiadas muestran un amplio rango, situándose entre las más altas de todas las encontradas por otros autores en otros caprinos (Tabla 7.16 y Tabla 7.17). La baja productividad de los hábitats mediterráneos ocupados por la cabra montés, donde el régimen pluviométrico actúa como factor limitante de la actividad vegetativa (MOONEY, 1981, en DELIBES 1996) y consecuentemente sobre la capacidad de carga para los herbívoros, nos induce a pensar en poblaciones con baja densidad. Sin embargo esto no ocurre así, ya que algunas de las densidades encontradas se manifiestan como el límite superior de las encontradas para otros caprinos.

DELIBES (1996) para explicar las razones por las que encuentra en Grazalema altas densidades de corzos, siendo un área de distribución marginal de la especie, alude a varios motivos: baja perturbación humana manifestada en una baja actividad cinegética, ausencia de predadores, baja competencia interespecífica y existencia de un microclima característico donde se mantienen niveles elevados de humedad ambiental.

Las diferencias de densidad encontradas dentro de diferentes sectores de una misma población pueden deberse tal como apunta TOKIDA e IKEDA (1992) al analizar el patrón de distribución del serow japonés (*Capricornis crispus crispus*) a la organización social de este ungulado.

Año	Referencia	Taxón	Area de trabajo	Densidad (ind/Km ²)	Nº total estimado
1973	Nauroz y Naumann, 1975	<i>C. falconeri</i>	Afganistán (5 poblaciones)	Baja	?
1972-74	Schaller y Amunallah, 1975	<i>C. falconeri</i>	Pakistán		5.000
1994	Shackleton, 1997	<i>C. f. falconeri</i>	Afganistán, India y Pakistán	?	3.000
1994	Shackleton, 1997	<i>C. f. heptneri</i>	Rusia y Afganistán	?	700
1994	Shackleton, 1997	<i>C. f. megaceros</i>	Afganistán y Pakistán	?	1.500
1979	Dzieciolowski <i>et al.</i> , 1980	<i>C. ibex sibirica</i>	Reserva Khuhsyrh	1	1.000
1985-86	Fox <i>et al.</i> , 1991	<i>C. i. sibirica</i>	Centro y Norte de Ladakh	0,4-0,5	6.000
1985/86	Fox <i>et al.</i> , 1992	<i>C. i. sibirica</i>	Nun-Khun, Ladakh	0,5-0,6	250-300
1994	Shackleton, 1997	<i>C. i. sibirica</i>	China, Rusia y Mongolia	?	250.000
1977-79	Baharav y Meiboom, 1981	<i>C. ibex nubiana</i>	Desierto Sinaí		300
1984	Krausman y Shaw, 1986	<i>C. i. nubiana</i>	Egipto	Baja	-
1988/89	Habibi y Grainger, 1990	<i>C. i. nubiana</i>	Arabia Saudí (15 poblaciones)		229
1994	Shackleton, 1997	<i>C. i. nubiana</i>	Israel, Jordán, Omán, Arabia Saudí, Yemen, Egipto, Eritrea y Sudán	?	?
1980/86	Mallon, 1991	<i>C. ibex</i>	Ladakh	0,6-0,8	4.000-6.000
1986	Edge y Olson-Edge, 1990	<i>C. aegagrus</i>	P.N. Kirthar (Pakistán)	11,8-16,3	
1994	Shackleton, 1997	<i>C. a. aegagrus</i>	Turquia, Irán, Rusia		
1994	Shackleton, 1997	<i>C. a. blythi</i>	Rusia, Afganistán y Pakistán		
1994	Shackleton, 1997	<i>C. a. chialtensis</i>	Pakistán		
1994	Shackleton, 1997	<i>C. a. cretica</i>	Grecia	?	600
1987-88	Peracino <i>et al.</i> , 1989	<i>C. ibex ibex</i>	PN Gran Paradiso	30	
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Vacheresse	1	49
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Arve-Griffe	0,5	135
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Arg-Rouge	0,2	20
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Aravis	0,5	70
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Bargy	1,3	87
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Sous Dine	0,5	21
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Tournette	1,1	70
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Arandellys	0,8	38
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Contamines	0,5	40
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Maurienne	2,2	491
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Prariond-Sassiere	2,7	166
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Champagny-Peosey	0,8	85
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Encombres	4	185
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Belledone	0,8	48
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Cerces	0,5	37
1986	Gauthier <i>et al.</i> , 1991	<i>C. ibex ibex</i>	Mercantour	3,3	100
1821	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	PN Gran Paradiso	?	90
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Berna, Suiza	?	471
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Grigioni, Suiza	?	1.156
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Vaillèse, Suiza	?	651
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Vauci, Suiza	?	15
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Friburgo, Suiza	?	18
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Unterwalden, Suiza	?	25
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Gallo, Suiza	?	60
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Glaria, Suiza	?	14
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Saboya, Francia	?	?
1950	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Mercantour	?	?
1951	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Valle Ala, Italia	?	7-8
1951	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Valle Viu, Italia	?	6-7
1951	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Monte Lera, Italia	?	6-7
1953	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Austria	?	103
1953	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Checoslovaquia	?	?
1953	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Kammnik, Yugoslavia	?	3
1953	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	S. Anna, Yugoslavia	?	24
1959	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Anna di Valdieri, Italia	?	100
1959	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	S. Marcel, Italia	?	180
1959	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Livigno, Italia	?	?
1959	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Engadina, Italia	?	?
1959	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	Valle Foosé, Italia	?	?
1982	Peracino y Bassano, 1992 a	<i>C. ibex ibex</i>	PN Gran Paradiso	?	3.193
1989	Sigaud <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	PN Ecrins	?	20
1990	Sigaud <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	PN Ecrins	?	37
1991	Sigaud <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	PN Ecrins	?	48
1992	Sigaud <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	PN Ecrins	?	56
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		20
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		24
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		31
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		39

Tabla 7.16. Densidades medias y número de ejemplares estimados en varias poblaciones mundiales de caprinos.

Año	Referencia	Taxón	Area de trabajo	Densidad (ind/Km ²)	Nº total estimado
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		48
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		64
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		71
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		80
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		110
1983	Blin <i>et al.</i> , 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Macizo Belladona		150
1992/93	Ferraris, 1994; 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Monte Rosa	5,5	229
1975	Ferraris, 1994; 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Alagna Valsesia		6-14
1985	Ferraris, 1994; 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Alagna Valsesia		85-89
1992	Ferraris, 1994; 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Alagna Valsesia		152-177
1990	Giacometti, 1994	<i>C. ibex ibex</i>	P.N. Albrys		1.700
1994	De Luca, 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Monte Pramaggiure		80
1993/94	Bionda, 1996	<i>C. ibex ibex</i>	PN Alpe Veglia	0,3-0,4	26-33
1995	U.F.S., 1996	<i>C. ibex ibex</i>	Valla Aosta		3.500
1994	Shackleton, 1997	<i>C. ibex ibex</i>	Arco Alpino	?	26.500
1994	Shackleton, 1997	<i>C. i. walie</i>	Etiopía	?	400
1994	Shackleton, 1997	<i>C. i. caucasica</i>	Rusia	?	10.000
1994	Shackleton, 1997	<i>C. cylindricornis</i>	Rusia	?	25.000
1905	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		12
1928	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		1.200
1932	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		600
1949	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		1.930
1952	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		1.747
1955	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		2.032
1965	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		2.289
1969	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		3.217
1974	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		3.611
1976	Parra y González, 1990	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos		3.913
1987	Jiménez <i>et al.</i> 1991	<i>C. pyrenaica</i>	R.N.C. Tortosa	19,5	?
1988	Jiménez <i>et al.</i> 1991	<i>C. pyrenaica</i>	R.N.C. Tortosa	17,8	?
1988	Jiménez <i>et al.</i> 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Tinença	6,4	?
1989	Jiménez <i>et al.</i> 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Tinença	16,9	?
1990	Jiménez <i>et al.</i> 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Tinença	13,8	?
1988-1990	Ruiz Olmo <i>et al.</i> , 1991	<i>C. pyrenaica</i>	R.N.C. Tortosa	?	14.500
1988-1990	Ruiz Olmo <i>et al.</i> , 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Montlleo	?	200
1990	Lorente y Báguena, 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Río Guadalope	?	179
1990	Lorente y Báguena, 1991	<i>C. pyrenaica</i>	Monleón	?	12
1992	Alkon, 1994	<i>C. i. nubiana</i>	Israel	?	1.500
1990	Giacometti, 1994	<i>C. ibex ibex</i>	P.N. Albrys	?	1.990
1992	Ratti, 1994	<i>C. ibex ibex</i>	Canton Grison	?	6.000
1990	García González, 1994	<i>C. p. pyrenaica</i>	P.N. Ordesa	?	6-14
1992	Losa, 1994	<i>C. p. victoriae</i>	R.N.C. Batuecas	?	200
1994	Shackleton, 1997	<i>C. p. hispanica</i>	Península Ibérica	?	7.900
1994	Shackleton, 1997	<i>C. p. victoriae</i>	Península Ibérica	?	3.300
?	Johnsingh y Mishra, 1997	<i>C. ibex sibirica</i>	India	?	15.000
1990	Bedin y Manceau, 1997	<i>C. ibex nubiana</i>	Bani Tamin y Ab-Tabayq	?	550
1987	Bollman, 1997	<i>C. aegagrus</i>	P.N. Kirhkar	0,5-0,6	1.500-2.000
1993	Bionda <i>et al.</i> , 1997	<i>C. ibex ibex</i>	P.N. Alpe Veglia y Alpe Devero		47
1996	Corpo Forestale Valdostano, 1997	<i>C. ibex ibex</i>	Valle Aosta		3.970
1996	Weinberg, 1997	<i>C. aegagrus</i>	Dughestan	8-10	1.500
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Guara	Baja	?
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Monserrat	Baja	10-20
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra del Monsant	Baja	?
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Cardo	Baja	?
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Montsia	Baja	?
1995	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Maestrazgo	?	7.000
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Martes	?	400
1992	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Serranía de Cuenca	?	550
1999	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	P.N. Cabañeros	?	15-20
1993	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Gredos	> 15	8.000
1997	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	R.N.C. Batuecas	?	900
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Riaño	?	350
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Ancares	Baja	9
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	S. Invernaidero	Baja	60
1992-98	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Las Pedrizas	?	250
1992	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	Sierra de Alcaraz	?	800
1997	Pérez <i>et al.</i> (2001)	<i>C. pyrenaica</i>	S. Moratalla-Caravaca	?	100

Tabla 7.16 (continuación). Densidades medias y número de ejemplares estimados en varias poblaciones mundiales de caprinos.

	Núcleo	Año	Densidad		Núcleo	Año	Densidad
Sierra Morena	Sierra Morena	1996	3,44	Tejada-Almijara	Tejada-Almijara	1996	5,24
	N. occidental	1996	4,91		Sur Antequera	1996	3,08
	N. central	1996	3,46		S. Albuñuelas*	1996	0,29
	N. oriental *	1996	0,36		R.N. Caza	1996	11,21
	Jaén	1996	3,29		La Resinera	1996	1,02
Cazorla	Ciudad Real	1996	7,5	Serranía de Ronda	S. Villanueva	1996	3,05
	Total área	1996	1,07		El Torcal	1996	3,93
	Área de Segura*	1996	0,34		Valle Abdalajis	1996	4,04
	Área de Tíscar	1996	1,13		Total área	1996	3,93
	Total área	1997	1,39		Tejada-Almijara	1997	4,36
	Área de Segura*	1997	0,56		Sur Antequera	1997	3,36
	Área de Tíscar	1997	1,55		Sierra de Loja	1997	1,17
Baza-Filabres	Total área*	1996	0,08		R.N. Caza	1997	5,36
	Sierra de Baza*	1996	0,12		La Resinera	1997	1,11
	Sierra Filabres*	1996	0,05		S. Villanueva	1997	2,91
Sierra Nevada	Sierra Nevada	1995	6,19		Valle Abdalajis	1997	2,72
	R.N. Caza	1995	13,48		Total área	1997	2,61
	P.N. Granada	1995	4,57		P.N. S. Las Nieves	1995/96	2,75
	P.N. Almería	1995	2,47		P.N. S. Grazalema	1995/96	11,50
	Sierra Nevada	1996	9,95		S. Peñarrubia*	1995/96	3,77
	Sierra Nevada	1997	9,75		P.N. Alcornocales*	1995/96	0,66
	R.N. Caza	1997	10,02		Sierra de Lújar	1995/96	1,33
	P.N. Granada	1997	3,27		Total área	1995/96	4,25
	P.N. Almería	1997	2,94		P.N. S. las Nieves	1997/98	2,87
	P.N. Huétor	1997	4,21		P.N. S. Grazalema	1997/98	7,72
	Sierra Lújar*	1997	0,33		Sierra Bermeja	1997/98	1,96
	Contraviesa*	1997	0,23		S. Alpujata*	1997/98	0,88
	Sierra de Gádor	1997	1,21		Sierra de Lújar	1997/98	2,83
	Total área	1997	3,87		S. Peñarrubia	1997/98	1,71
	Sierra Nevada	1998	8,68		Sierra de Mijas	1997/98	1,11
	R.N. Caza	1998	9,24		Total área	1997/98	4,25
	P.N. Almería	1998	5,50	Subbético	Total área	1996	2,15
	P.N. Huétor	1998	4,33		Pandera-Grajales	1996	4,06
	Total área	1998	6,78		P.N. S. Mágina*	1996	0,333
					Sierra Caracolera	1996	0,309
					P.N. Subbéticas	1996	+
					Alta Coloma	1996	3,31
					Total área	1998	2,20
					P.N. S. Mágina*	1998	0,49
					Pandera-Grajales*	1998	0,28
					Alta Coloma*	1998	1,05

Tabla 7.17. Densidades calculadas para las poblaciones de cabra montés en Andalucía.

Las elevadas densidades que presentan algunas de las poblaciones andaluzas de cabra montés pueden estar influenciadas entre otras cosas por la ausencia de depredadores en prácticamente todo el territorio andaluz ocupado por la cabra montés y por las características climatológicas del territorio. Las poblaciones ocupan hábitats donde son escasos los días de nevada y consecuentemente son mínimas las concentraciones de nieve que provoquen mortalidades invernales. Por otra parte, pensamos que los profundos despoblamientos acaecidos durante los últimos años en las áreas de montaña han provocado una disminución de las perturbaciones humanas, las cuales han supuesto un incremento de la densidad de estas poblaciones, y por consiguiente la colonización de zonas montañosas contiguas.

En estas situaciones de masificación y alto número poblacional, es muy factible el desarrollo de enfermedades parasitarias e infectocontagiosas (BALBO, 1982). Esta afirmación ha sido apoyada por un gran número de autores que han trabajado estudiando epizootias de queratoconjuntivitis (GERMINETTI y MENA, 1982; LANFRANCHI *et al.*, 1982, NICOLET, 1982, SÁNCHEZ BELDA y MARTÍNEZ, 1982; STEINECK, 1982 TOURNUT *et al.*, 1982; VALENTINCIC, 1982; BASSANO *et al.*, 1994; MAYER *et al.*, 1997) o sarcoptidosis (ROSSI *et al.*, 1995; LEON *et al.*, 1994). Tal como manifiestan YUILL (1987) y AGUIRRE y STARKEY (1994), en ausencia de depredadores, los agentes causantes de estas enfermedades, pueden funcionar como vehículos de la selección natural.

f. Dispersión.

La dinámica poblacional va a estar definida por una serie de factores tales como enfermedades, alteraciones del hábitat, condiciones ambientales y competencia interespecífica (STELFOX, 1971). La supervivencia de una especie depende tanto de la reproducción y longevidad como de la capacidad de dispersión de los individuos. Para GREENWOOD (1980) una gran densidad de población está asociada con altos niveles de dispersión, pudiendo los movimientos

dispersantes ser mecanismos reguladores de la densidad (HOWARD, 1986, HOUSTON y STEVENS, 1988). HOWARD (1960) define la dispersión como el movimiento de un individuo desde su lugar de origen al lugar donde se reproduce o puede reproducirse, produciéndose en los grandes mamíferos cuando se alcanza la edad reproductora. ¿Cómo se producen los fenómenos de dispersión?. Estudiando los sistemas de apareamiento, filopatría y dispersión en aves y mamíferos, GREENWOOD (1980) observa como en mamíferos, los machos son individuos más dispersantes que las hembras, y los juveniles más que los adultos. La dispersión juega un papel muy importante en el control poblacional de muchas especies de mamíferos, influyendo asimismo en la estructura genética de las poblaciones. Los individuos forzados a la dispersión son frecuentemente los subordinados socialmente, jóvenes y miembros débiles. La dispersión en mamíferos es un proceso gradual que no envuelve necesariamente el abandono del área natal (ALBON *et al.*, 1992). Para DOBSON (1982) en mamíferos poligínicos, como es el caso de la cabra montés, los individuos dispersantes son machos mientras que en especies monógamas se dispersan tanto machos como hembras. Mientras muchos factores pueden influir en la dispersión, el éxito de las mismas y las ventajas que supone la búsqueda de un compañero puede ser un buen motivo para explicar la dispersión de los jóvenes. Conclusiones similares fueron expuestas por KAMMERMEYER y MARCHINTON (1976) al evaluar la dispersión de los machos de ciervo de cola blanca.

SPINAGE (1970) observa al estudiar la dinámica poblacional de antílopes (*Kobus defasa ugandae*), que los machos son los primeros colonizadores y le siguen posteriormente hembras. OZOMA *et al.* (1982) ponen de manifiesto una dispersión gradual de las hembras de ciervo de cola blanca, en la búsqueda y establecimiento de territorios de cría, conforme avanza la edad de las mismas. En corzos, los procesos dispersantes son realizados por individuos jóvenes, siendo mayores las distancias recorridas por las hembras (FRUZINSKI *et al.*, 1983). En esta misma especie, BIDEAU *et al.* (1992) observan como los ejemplares jóvenes ocupan áreas inestables después de la dispersión. En el íbice alpino, TERRIER *et*

al. (1992) ponen de manifiesto grandes variaciones individuales, mayores fundamentalmente en machos que en hembras, manifestándose durante el segundo año una sensible reducción del espacio ocupado por las hembras. Para la cabra montés, ALADOS y ESCOS (1995) con ejemplares marcados de varias poblaciones ponen de manifiesto variaciones interpoblacionales e intrapoblacionales, con velocidades medias de dispersión que oscilan entre los 0,7 Km./año y los 1,8 Km./año. Los principales elementos dispersantes, parecen haber sido hembras adultas, lo que coincide con lo observado en otros ungulados como el thar del Himalaya (CAUGHLEY, 1970 b).

Para ALADOS y ESCOS (1995) la dirección de dispersión viene determinada por la protección física que ejerce los elementos geográficos así como por el grado de protección de la zona. Se observa como las distancias de dispersión son más altas en poblaciones de mayor densidad. Los patrones de dispersión de determinadas especies de cérvido están condicionada por las características del hábitat (SAN JOSE *et al.*, 1997).

La ocupación de nuevos territorios está relacionado con la proporción de hábitats favorables y el potencial demográfico de la población (LANDE, 1987). Aunque no hemos estudiado los procesos de colonización de nuevas zonas por la cabra montés, pensamos que en las poblaciones andaluzas de este ungulado, la dispersión en machos puede estar provocada por la búsqueda de pareja, mientras que en las hembras puede influir la búsqueda de alimento para la descendencia.

7.9 Fragmentación en las poblaciones andaluzas de cabra montés.

La fragmentación observada en los núcleos ocupados por la cabra montés, nos obliga a conocer la estructura de esta distribución, con el fin de determinar la estrategia más adecuada para la conservación de la especie. Tal como apuntan CAUGHLEY y GUNN (1996), mientras que las especies son las unidades de conservación, las poblaciones son las unidades de gestión. En este sentido, nos

interesa definir y conocer cada una de las poblaciones existentes, para así marcar unas pautas correctas de gestión. Según SHAFFER (1981) la extinción de una población puede ocurrir por cuatro razones: demográficas estocásticas, variaciones ambientales, genéticas estocásticas y catástrofes naturales.

Determinados autores han analizado los efectos de la fragmentación en los procesos de extinción de especies. Para WILCOX y MURPHY (1985) la fragmentación puede ser inocua para determinadas especies, ya que cada subpoblación es independiente. Para BURKEY (1989) la fragmentación acelera la probabilidad de extinción de las poblaciones. Según este autor, la migración entre núcleos reduce la probabilidad de extinción. SAUNDERS *et al.* (1991) efectuaron una revisión de las consecuencias biológicas que supone la fragmentación de ecosistemas, poniendo de manifiesto que el aislamiento de las áreas no alteradas, tiene consecuencias que varían con el tiempo, desde el momento del aislamiento. Los cambios físicos y biogeográficos influyen en el tamaño, forma y posición de las áreas no alteradas. FAHRIG y MERRIAM (1994) modelizaron la conservación de poblaciones fragmentadas, poniendo de manifiesto que las extinciones locales de poblaciones fragmentadas son comunes. La recolonización de estos hábitats, depende de las particularidades del paisaje, de las características de dispersión del organismo y de los cambios temporales en la estructura del paisaje. Para YOUNG (1994) poblaciones sujetas a epidemias catastróficas pueden ser protegidas mediante la subdivisión y fragmentación de las mismas.

a. Teorías desarrolladas para la conservación de especies.

La similitud existente entre estos núcleos poblacionales aislados y fragmentados y la teoría de islas, aceleró el diseño de áreas protegidas para especies animales, estableciéndose un debate respecto a la forma y tamaño de las áreas a conservar (DIAMOND, 1976; SIMBERLOFF y ABELE, 1976). Esta teoría ha sido criticada ya que es difícil establecer unidades de conservación (MUUL, 1977) y no se tiene en consideración el tamaño del área (MARTIN,

1981; LOEHLE, 1990; TAYLOR, 1991 b). El uso de esta teoría puede argumentar fuertes y acertadas predicciones aunque no es válida su aplicación en la búsqueda de especies en extinción o la secuencia de extinción de las mismas (SIMBERLOFF y ABELE, 1982; LAHTI y RANTA, 1985). Para suplir estas carencias, PATTERSON y ATMAR (1986) desarrollaron el análisis de nidificación posterior, el cual trata de conocer las especies existentes en una isla, prediciendo la secuencia de extinción o el riesgo de la misma (PATTERSON, 1987; CUTLER, 1991).

Paralelamente al desarrollo del modelo biogeográfico de islas, LEVINS (1969, 1970) introdujo el concepto de metapoblación. La dinámica metapoblacional fue definida inicialmente, como un conjunto de parches utilizados por las especies, separados por parches no utilizados entre los cuales se establecen procesos de colonización y recolonización. Aunque cada subpoblación, tiene su dinámica propia, la persistencia y estabilidad de la metapoblación depende del balance de todas las subpoblaciones (HANSKI y GILPIN, 1991). Según estos autores, la reducción y deterioro de los hábitats juega un papel crucial en la aparición de nuevas metapoblaciones.

PULLIAM (1988) puso de manifiesto la existencia de poblaciones foco y poblaciones sumidero. Poblaciones animales que ocupan varias áreas locales, pueden experimentar diferentes índices de nacimiento y mortalidad en dichas áreas. Cuando esto ocurre, el excedente reproductivo de determinadas zonas (focos) puede mantener a determinadas áreas donde los sucesos reproductivos son menos importantes que las tasas de mortalidad. El equilibrio entre poblaciones foco y poblaciones sumidero, puede ser ecológica y evolutivamente estable. Por consiguiente el área de estudio se puede considerar formado por parches de poblaciones foco y poblaciones sumidero. HOWE *et al.* (1991) analizaron el significado demográfico de las poblaciones sumidero. Los resultados muestran, que un gran porcentaje de los ejemplares que conforman la metapoblación pueden residir en subpoblaciones no sostenibles. Aunque estas poblaciones sumideros,

son incapaces de persistir independientemente, sí pueden contribuir significativamente al tamaño y longevidad de la metapoblación. El análisis de los resultados argumenta la necesidad de identificar y proteger las subpoblaciones demográficamente productivas, así como la implantación de medidas de conservación de los hábitats amortiguadores y subpoblaciones marginales.

HANSKI y GYLLENBERG (1993) describen dos modelos metapoblacionales con variación espacial en el tamaño de los parches. El primero de los modelos es simple e incluye modelos de Levins e isla-continente como dos casos límite. El segundo de los modelos es más complejo e incluye el tamaño de los parches, el tamaño del área de distribución de las poblaciones locales y la migración entre poblaciones. La hipótesis predice una distribución bimodal en la ocupación de parches, apareciendo movimientos migratorios que contrarrestan la extinción de la metapoblación. La disminución del riesgo de extinción se consigue con el aumento de los movimientos migratorios entre parches o con el incremento de ocupación de hábitats. Para THOMAS (1994), en un ambiente estático la persistencia de una metapoblación depende del balance entre extinciones y colonizaciones. Cuando un ambiente local se hace inadecuado y se produce una extinción local, se genera un parche vacío que puede recolonizarse cuando mejoren las condiciones ambientales. En consecuencia, la persistencia de una metapoblación depende mayoritariamente de la capacidad de los organismos a adaptarse al mosaico espacial cambiante o de que se mantengan buenas condiciones locales.

Diversos trabajos (HARRISON, 1991; TAYLOR, 1990; 1991 a; BEIER, 1993; POSSHINGHAM *et al.*, 1994; DOAK, 1995; HARCOURT, 1995; MLADENOFF *et al.*, 1995; CLEVINGER *et al.*, 1997; HARRISON y TAYLOR, 1997; GAONA *et al.*, 1998) han revisado la permanencia de las metapoblaciones, poniendo de manifiesto su carácter común y una amplia distribución del modelo. Estos trabajos bibliográficos, ponen de manifiesto la existencia de un elevado número de casos, donde el área de distribución de las especies se encuentra

altamente fragmentado. La globalización del problema ha provocado que se desarrollen nuevas teorías, partiendo del modelo de islas y del modelo metapoblacional, estableciéndose con ellas las directrices existentes en la biología de la conservación.

Para CAUGHLEY (1994) existen dos paradigmas fundamentales en la biología de la conservación: el de las pequeñas poblaciones y el del declive poblacional. El primero de ellos puede ser generalizable a todas las especies y trata de conocer la persistencia en el tiempo de una población, encontrándose influenciado por factores estocásticos. El segundo trata de conocer el motivo de este declive y su posible recuperación, siendo difícil generalizar los procesos que revelan el declive poblacional. Para este autor, la teoría de las pequeñas poblaciones no ha contribuido a conservar especies en peligro de extinción, y sólo ha permitido saber cuanto perdurará esta población, estableciendo programas de cría, captura o diseño de reservas. La teoría del declive poblacional, revela los principales problemas en la biología de la conservación; investiga el declive de las poblaciones y busca las causas de las mismas. Los dos paradigmas pueden fundirse con ventajas en aquellas zonas con estructura metapoblacional (paradigma de las pequeñas poblaciones) donde existe fragmentación de hábitat (paradigma del declive poblacional). Recientemente DEBINSKI y HOLT (2000) han revisado los estudios de fragmentación del hábitat publicados en los últimos años, concluyendo que esta destrucción y fragmentación del hábitat es la principal amenaza para la conservación de muchas especies.

b. Distribución fragmentada de la cabra montés en Andalucía. Metapoblaciones.

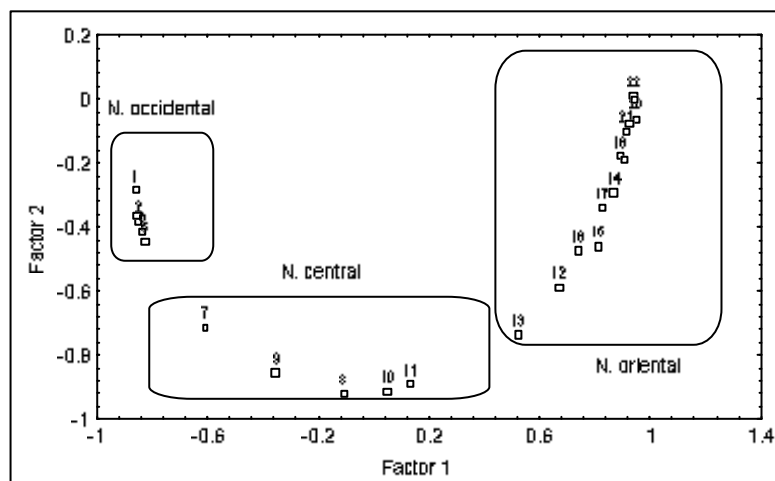
La distribución fragmentada observada en la cabra montés en Andalucía, conformada en torno a núcleos aislados, ha sido puesta de manifiesto por otros autores en otros ungulados. PICTON (1979) analizó la distribución de mamíferos en las Montañas Rocosas, observando una distribución similar a la encontrada por nosotros para la cabra montés: núcleos fragmentados, donde el aislamiento de las

poblaciones aumenta cuando aparecen alteraciones humanas. Según este autor, los resultados observados en su trabajo, muestran una distribución similar a la descrita por McCARTHUR y WILSON (1967) en la teoría biogeográfica de islas. De forma parecida SCHWARTZ *et al.* (1986) y BLEICH *et al.* (1996) observan una distribución fragmentada en núcleos, en las poblaciones de *Ovis canadensis* del sur y centro de California, relacionando los primeros autores esta estructura poblacional observada con un sistema metapoblacional.

En base a la distribución de la cabra montés en Andalucía observada y los antecedentes formulados, podemos plantearnos si nos encontramos ante una o varias estructuras metapoblacionales. Partiendo del origen de las poblaciones, expansiones procedentes de núcleos matrices (Reservas y Cotos Nacionales de Caza) y/o reintroducciones efectuadas por el hombre, podemos suponer que existen 7 núcleos metapoblacionales: Sierra Morena, Cazorla, Sierra Nevada, Tejeda-Almijara, Serranía de Ronda, Baza-Filabres y Subbético jiennense. Atendiendo a criterios geográficos (proximidad entre núcleos) se ha construido una matriz que recoge las distancias medias entre los mismos. Aunque se han cuantificado estas distancias como elementos euclideos, en un paisaje mosaico, las distancias entre los parches son producto de una función compleja de la permeabilidad de la matriz (WIENS, 1997). La aplicación de un análisis de componentes principales en dicha matriz, pone de manifiesto una agrupación de las áreas ocupadas por la cabra montés en torno a tres ejes geográficos: Núcleo occidental (Serranía de Ronda y Grazalema), núcleo oriental (Sierra Nevada, Cazorla y sistemas montañosos adyacentes) y núcleo central (Tejeda-Almijara y sierras del sur de Antequera). Del análisis de los datos se ha excluido la zona de Sierra Morena, al considerar que dichas poblaciones presentan un origen artificial (introducciones efectuadas por el hombre). En la figura 7.25 se representa el gráfico obtenido y los porcentajes de varianza que explican cada uno de los factores. La distribución explica más del 85 % de la varianza encontrada. En base a criterios de proximidad geográfica, podemos establecer 3 grandes metapoblaciones: Serranía de Ronda y sistemas montañosos adyacentes, Sierras

del Sur de Antequera y Sierra Tejeda-Almijara y conjunto montañoso de Sierra Nevada y Sierra de Cazorla.

Si consideramos las características genéticas, puestas de manifiesto por VARIOS AUTORES (1999), observamos una simplificación, estableciéndose tres núcleos fundamentales: Cazorla, Sierra Nevada y Sierras de Málaga-Cádiz (Figura 7.26). No hay que descartar a priori que nos encontremos ante una sola metapoblación, la cual ha sufrido durante el transcurso de los años procesos de extinción-colonización, conformándose en la actualidad parches ocupados y parches vacíos, donde las condiciones ambientales han provocado su desaparición.



	Eigenval	% total varianza	Eigenval acumulado	% varianza acumulada
Valor 1	14.22	59.27	14.22	59.27
Valor 2	6.19	25.79	20.41	85.06

Figura 7.25. Análisis de componentes principales (distancia geográfica entre núcleos).

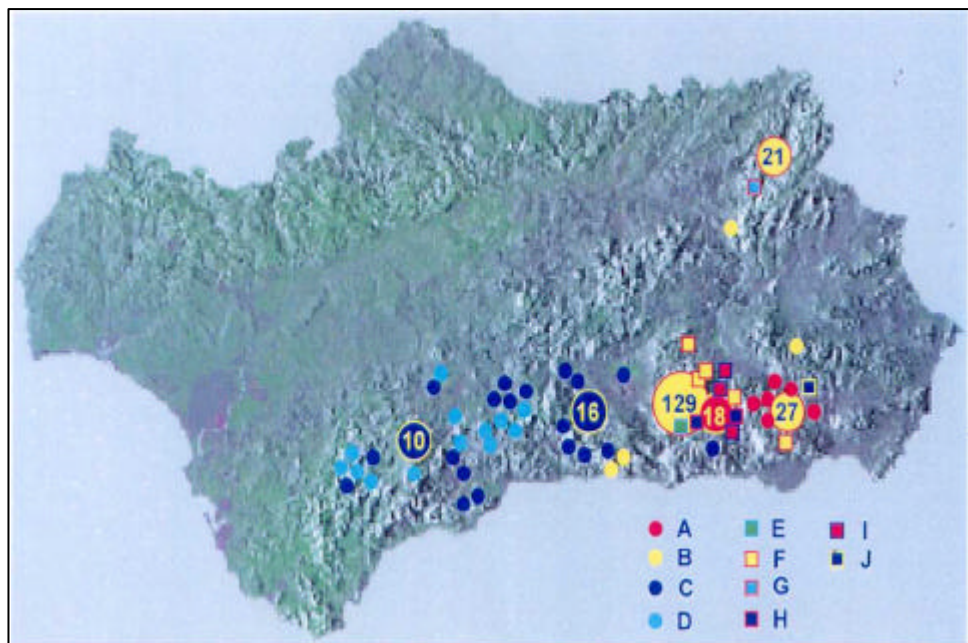


Figura 7.26. Haplotipos encontrados en las poblaciones de cabra montés en Andalucía (tomado de VARIOS AUTORES, 1999).

c. Estrategias para la corrección de la fragmentación del hábitat.

La formulación de procedimientos adecuados para la gestión de las poblaciones silvestres depende en gran medida del conocimiento previo de su estructura genética (TRAVIS y KLEIM, 1995). Los marcadores genéticos son además útiles en el seguimiento del tráfico migratorio de las poblaciones (BAKER y PALUMBI, 1990), así como en el control del flujo de genes entre las distintas poblaciones de una especie determinada. En poblaciones de ungulados, diferentes tipos de manejo, explotación cinegética fundamentalmente, pueden afectar a determinados parámetros de la población, acarreando una reducción de la variabilidad genética en un corto periodo de tiempo (RYMAN *et al.*, 1981).

BALLOU y RALLS (1982) analizaron la incidencia de la consanguinidad y otros factores como época de nacimientos, cambio de manejo, etc., en la mortalidad de varias especies de ungulados en cautividad, observando una mortalidad juvenil mayor en poblaciones con baja variabilidad genética. Estos autores enfatizan en la necesidad de considerar este factor, en el manejo de pequeñas poblaciones. SCHWARTZ *et al.* (1986) modelizando las poblaciones de *Ovis canadensis nelsoni*, ponen de manifiesto que técnicas de manejo convencionales (protección de áreas, creación de corredores, protección frente al ganado doméstico, traslocaciones, etc.) pueden ser técnicas efectivas para reducir la consanguinidad y evidentemente más económicas que otras propuestas, como la inducción de movimientos migratorios.

BURGMAN *et al.* (1988) cuestionan los modelos biogeográficos de islas desarrollados para análisis de riesgos de extinción. Estos autores proponen la utilización de modelos genéticos y demográficos, para el manejo de poblaciones y la conservación de especies. RALLS *et al.* (1988) ponen de manifiesto la disminución de la supervivencia y aumento de mortalidad de las crías al aumentar la consanguinidad. PEMBERTON *et al.* (1988) relacionan la supervivencia juvenil en el ciervo con la variación genética de los individuos en la población de la isla de Rhum. Una sustancial proporción de la variación de la supervivencia juvenil puede explicarse en base a las diferencias genéticas de los individuos. Los tres loci examinados, están relacionados con la supervivencia. Uno de ellos pone de manifiesto su mayor efecto en hembras que en machos. Para otro de los loci, los heterocigóticos sobreviven más que los homocigóticos, aunque esto se cumple sólo en hembras, ya que en machos, los homocigóticos viven más que los heterocigóticos, aunque en este caso la diferencia es muy pequeña. FOOSE y BALLOU (1988) analizan los programas de manejo de pequeñas poblaciones, incidiendo en la necesidad de tener en cuenta factores genéticos y demográficos en el manejo de las mismas. Muchas especies han visto reducido y fragmentados sus hábitats, agravándose la persistencia de las mismas si las poblaciones se encuentran ante problemas ambientales, demográficos y genéticos.

HARTL (1992) relacionó la variación genética en varias especies de ungulados con determinantes filogenéticos, ecológicos y antropogénicos. En especies como el rebeco o el corzo, debido a su posición filogenética basal, así como a una alta capacidad de colonización y rápidos crecimientos poblacionales después de los cuellos de botella, la variación alélica es alta. Sin embargo, la rápida evolución de taxones como el ciervo, gamo o íbice alpino y los cuellos de botella poblacionales causados por manejos inadecuados, han determinado una baja variabilidad genética en la mayoría de las poblaciones de estas especies. Para GIACOMETTI (1991), los esfuerzos efectuados por los países del arco alpino en la recuperación del íbice han conseguido su objetivo, considerándose la especie fuera de peligro de extinción, aunque se debe tener en cuenta la baja variabilidad genética de las poblaciones.

SCRIBNER (1993) estudiando la variabilidad genética de varias poblaciones de íbice alpino (*Capra ibex*), ciervo mulo (*Odocoileus hemionus*) y ciervo de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), puso de manifiesto las alteraciones genéticas que han sufrido muchas poblaciones de ungulados como consecuencia del manejo al que han sido sometidas. Las perturbaciones son particularmente pronunciadas en ungulados sometidos a prácticas deportivas y comerciales, así como en poblaciones provenientes de reintroducciones. Estas alteraciones afectan al tamaño y parámetros de la población y en consecuencia a la estructura genética de las mismas.

SCOTT MILLS y SMOUSE (1994) analizaron las consecuencias de la consanguinidad en la demografía de varias poblaciones, diferenciadas por su índice de crecimiento. La modelización de estas premisas, pone de manifiesto que poblaciones de bajo crecimiento, como son las poblaciones de ungulados, son extremadamente vulnerables a fenómenos de consanguinidad, y aunque no lleguen a ser la causa de la extinción, si pueden ser muy críticos.

CARO y LAURENSEN (1994) analizaron las consecuencias de la pérdida de variabilidad genética en la extinción de poblaciones. La teoría genética predice que la consanguinidad entre miembros de pequeñas poblaciones, aflora alelos recesivos que se manifiestan en una baja fecundidad y alta mortalidad infantil, reduciendo los índices de crecimiento de la población hasta extinguirse. Como consecuencia la pérdida de heterocigosis puede reducir la capacidad de la población de responder a cambios ambientales, incrementando el riesgo de extinción o limitando las oportunidades de evolución. Consecuentemente, las consideraciones genéticas pueden jugar un papel importante en los riesgos de las poblaciones, aunque estos autores, tras analizar varios ejemplos, manifiestan que las consideraciones genéticas pueden ser importantes en algunas poblaciones naturales, aunque sin duda son más importantes problemas ambientales y demográficos. En este sentido, tal como apuntan DINERSTEIN y McCRACKEN (1990) al trabajar con una población de rinoceronte (*Rhinoceros unicornis*) en peligro de extinción, la población muestra una elevada variabilidad genética debido fundamentalmente al elevado tiempo generacional de la población, a lo reciente del cuello de botella y a la gran variabilidad que tenía la población antes de sufrir el cuello de botella, no estando relacionadas las amenazas que penden sobre la misma con la variabilidad genética de la población.

La variabilidad genética es baja en grandes mamíferos, siendo generalizada esta falta de variabilidad en el género *Capra* (BACCUS *et al.*, 1983; WOOTEN y SMITH, 1985). En este sentido, STÜWE y SCRIBNER (1989) cuantificaron las relaciones genéticas entre poblaciones de íbice fundadas a partir de una población ancestral. La deriva genética entre poblaciones y los efectos multiplicadores de sucesivas fundaciones puede provocar una reducción de la variabilidad y una pérdida en la frecuencia de alelos. Cambios interpoblacionales en los niveles de variabilidad genética, pueden producirse en pocos años como consecuencia de las manipulaciones humanas. Las poblaciones provenientes de expansiones naturales tienen una mayor variabilidad que las poblaciones fundadas mediante translocaciones. SCRIBNER y STÜWE (1994) pusieron de manifiesto

una baja variabilidad genética y un alto grado de similaridad en las poblaciones suizas de *Capra ibex*, las cuales provienen de reintroducciones efectuadas con ejemplares del Gran Paradiso. Esta menor variabilidad puede reducir la capacidad de adaptación a los cambios ambientales y la pérdida de alelos puede ralentizar el crecimiento poblacional debido a peores procesos reproductivos.

RANDI *et al.* (1990) analizaron la variabilidad genética de varias poblaciones del género *Capra*: dos poblaciones de íbice alpino, una población de cabra doméstica y una población de cabra silvestre. Estos autores observaron una menor variabilidad en la población de íbice del Gran Paradiso y en la población de cabra doméstica, debido a los cuellos de botella y a los manejos efectuados. GRANJON *et al.* (1990) estudiaron la variabilidad genética del íbice nubiana, observando que no existen variaciones en los loci estudiados, entre individuos de poblaciones diferentes, y que las variaciones morfológicas existentes en las mismas se deben a adaptaciones. STÜWE *et al.* (1992 a) comparan las características genéticas de las poblaciones de íbice alpino en Francia. Estos autores ponen de manifiesto la existencia de una deriva, al observar diferencias genéticas en las poblaciones estudiadas, recomendando efectuar reforzamientos de las poblaciones existentes con ejemplares provenientes de la población con mayor variabilidad. STÜWE *et al.* (1992 b) estudiaron las diferencias genéticas entre *Capra ibex ibex* y *C. i. nubiana*, con el fin de determinar la posición sistemática de las mismas. Los resultados apuntan que ambos taxones, pueden considerarse subespecies, tal como puso de manifiesto SCHALLER (1977). HARTL *et al.* (1994) estudiaron las diferencias genéticas entre *Capra ibex* y *Capra pyrenaica*, procedentes de dos poblaciones, Serranía de Ronda y Tortosa Beceite, considerando las diferencias detectadas consecuencia de ser subespecies diferentes.

SÁNCHEZ y JIMÉNEZ (1998) efectúan un estudio genético en las diferentes poblaciones de cabra montés de la Península Ibérica, observando un bajo nivel de variabilidad, siendo total la ausencia de polimorfismo en el bucardo

(*Capra pyrenaica pyrenaica*). Esta baja variabilidad refleja una elevada consanguinidad y cuellos de botella poblacionales. El análisis filogenético realizado, coloca a *C.pyrenaica pyrenaica* más cercano al resto de subespecies de *C. pyrenaica* que a *C. ibex*.

MANCEAU *et al.* (1999) analizaron el nivel de polimorfismo genético de varias poblaciones de cabra montés, utilizando ADN mitocondrial, poniendo de manifiesto que la población de Sierra Nevada, es la que presenta una mayor variabilidad. En este sentido, VARIOS AUTORES (1999) efectuaron un riguroso estudio de las poblaciones andaluzas de cabra montés, con el objetivo de determinar la variabilidad genética de las mismas así como para determinar la filogenia seguida por la (sub)especie. Para ello se aplicó un método destinado a la detección de variantes de los haplotipos mitocondriales raros, utilizando como marcador el gen mitocondrial que codifica el citocromo b (cyt b). Los resultados ponen de manifiesto la existencia de 10 haplotipos diferentes, con una escasa divergencia en sus secuencias, en las diferentes poblaciones estudiadas. No obstante, aunque la divergencia es baja, la distribución geográfica de los mismos está muy estructurada, distinguiéndose tres núcleos diferenciados (Figura 7.26): Sierra Nevada y sierras limítrofes con 7 haplotipos diferentes; Cazorla, con 2 haplotipos diferentes, siendo el mayoritario el que aparece más veces también en Sierra Nevada y un segundo haplotipo exclusivo del área de Cazorla; y por último el núcleo de las serranías occidentales de la provincia de Granada, y sierras de las provincias de Málaga y Cádiz, con dos haplotipos que le son exclusivos.

A la luz de estos resultados, estos autores ponen de manifiesto, que no es fácil reconstruir la filogenia de la especie en Andalucía, aunque la mayoría de los haplotipos pueden proceder de simples mutaciones a partir del haplotipo mayoritario en Sierra Nevada y Cazorla. Nos encontramos por tanto ante un primer elemento que nos indica que el bajo nivel de divergencia en la secuencia puede no coincidir con un largo periodo evolutivo en el sur peninsular, lo que puede justificarse mediante dos afirmaciones compatibles: i) originariamente unas

pocas cabras ancestrales, relacionadas entre sí, colonizarían el área geográfica que ahora ocupan o ii) asumiendo el contacto genético en el conjunto de la población, una población de tamaño pequeño, determinaría una reducción del tiempo de coalescencia del genoma mitocondrial (MOORE, 1995).

Según el Libro Rojo de los Vertebrados de España, BLANCO y GONZÁLEZ (1992), una de las principales amenazas para la cabra montés es la baja variabilidad genética de las poblaciones, como consecuencia de los cuellos de botella por los que han atravesado las poblaciones a lo largo del siglo XX. Los resultados obtenidos en el estudio genético de la cabra montés en Andalucía, hacen pensar que no todas las poblaciones han sufrido con la misma intensidad los cuellos de botella, ya que Sierra Nevada muestra una alta variabilidad. Coincidimos con ALVAREZ-ORTI *et al.* (1999), los cuales al caracterizar los genotipos de varias poblaciones ibéricas de ciervo, basan las diferencias encontradas en el origen y número de ejemplares de la población fundadora.

d. Conservación y fragmentación.

Desde el punto de vista de la conservación de las poblaciones de cabra montés, se observa como la fragmentación del hábitat puede ser una amenaza para la supervivencia de la especie. Para WATTS y CONLEY (1981) el manejo y explotación del carnero de las Rocosas (*Ovis canadensis*) efectuado por el hombre, ha provocado la fragmentación del hábitat, constituyéndose como una de las principales amenazas para la conservación de la especie. MADER (1984) analizó el aislamiento de los hábitats con la transformación de los mismos en áreas de cultivo y la construcción de carreteras, observando que estas infraestructuras contribuyen a un progresivo aislamiento de los hábitats que dificultan y paralizan el intercambio de material genético. Asimismo, otros autores como HAZUMI *et al.* (1992) ponen de manifiesto como el factor de mayor amenaza para la conservación del oso negro (*Selenarctos thibetanus japonicus*) en Japón, es la destrucción de hábitats favorables. FERRERAS *et al.*

(1992) esgrimen que la principal amenaza para la conservación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en el Parque Nacional de Doñana la constituye la fragmentación del hábitat. De igual forma SHACKLETON (1997) puso de manifiesto que una de las principales amenazas que se ciernen sobre las poblaciones de Caprinos en el mundo es la fragmentación del hábitat, siendo la construcción de infraestructuras lineales de transporte (gaseoductos, oleoductos, autopistas, tren de alta velocidad, etc.), elementos que contribuyen fuertemente a la fragmentación y aislamiento de poblaciones. Otros autores, sin embargo, han observado una nula incidencia de las perturbaciones humanas, en la distribución y características poblacionales de determinadas especies (McCARTHUR *et al.*, 1982; McLELLAN y SHACKLETON, 1988; 1989; SPUCK *et al.*, 1992).

¿Qué estrategia seguir para reducir la fragmentación del hábitat ocupado por la cabra montés en Andalucía?. En Andalucía, los núcleos ocupados por este ungulado se encuentran fundamentalmente separados por vías de comunicación y campos de cultivos. Según TROMBULACK y FRISSELL (2000) las carreteras influyen ecológicamente ocasionando efectos generales de varios tipos: mortalidad ocasionada por la construcción de las mismas, mortalidad debida a colisión con vehículos, modificaciones en la conducta animal, alteraciones químicas, alteraciones físicas, dispersión de especies exóticas e incremento de las perturbaciones humanas. Aunque no se ha cuantificado el grado de fragmentación de los núcleos poblacionales, suponemos que las vías de comunicación no contribuyen de manera sustancial al aislamiento de núcleos, ya que observaciones en campo nos demuestran que vías secundarias son atravesadas sin dificultad por ejemplares de cabra montés. Tan sólo hay que presuponer que vías de alta velocidad puedan fragmentar las áreas de distribución. En este sentido, cabe resaltar que en los últimos años, aunque ha aumentado el número de kilómetros de autopistas y autovías en la Comunidad Autónoma Andaluza, es baja la proporción de las mismas en el global de la red viaria regional. Asimismo se han observado ejemplares de cabra montés cruzando autovías (A-92, Autovía del Mediterráneo), aprovechando los pasos elevados de las mismas. Aunque estas afirmaciones

habría que confirmarlas con el seguimiento de animales marcados, lo observado hasta el momento nos hace pensar que estas infraestructuras lineales, no suponen una barrera infranqueable para la cabra montés.

Para minimizar el efecto barrera que suponen estas carreteras, determinados autores han puesto de manifiesto la necesidad de construir pasillos corredores entre núcleos o conectores que sorteen estas infraestructuras y que permitan la conexión entre núcleos, considerándose a los mismos, elementos fundamentales básicos para el manejo de la fauna silvestre (BANFIELD y BALLARD, 1997; SHKEDY y SALTZ, 2000). No obstante, esta estrategia ha generado resultados diversos y contradictorios. Tanto ROST y BAILEY (1979) trabajando con *Cervus canadensis* y *Odocoileus hemionus*, como REED (1981) con ciervo mulo, analizaron el efecto y el paso a través de pasos de fauna (aéreos y subterráneos) contruidos para salvar infraestructuras lineales, observando un rechazo a estas estructuras y un aumento de tiempo en salvarlas, lo que aumenta el miedo y la vulnerabilidad. Sin embargo, SIGNER y DOHERTY (1985) estudiando el impacto de las vías de comunicación en una población de *Oreamnos americanus*, ponen de manifiesto una elevada utilización de los mismos, debido a que su construcción se efectuó en pasos tradicionales de este ungulado. Coincidiendo con lo dicho por YANES *et al.* (1995), RODRÍGUEZ *et al.* (1996), VAN WIEREN y WORM (1997) o GONZÁLEZ *et al.* (1998), podemos afirmar, que la construcción de pasos específicos para la fauna silvestre, utilizando emplazamientos idóneos y dimensiones adecuadas, pueden ayudar en gran medida a reducir los efectos de la fragmentación de los hábitats. Por otro lado, RODRIGUEZ *et al.* (1997) analizaron el paso de determinados carnívoros a través de pasos no específicos para fauna, poniendo de manifiesto que el diseño y dimensiones de los pasajes no influye en los índices de cruce, siendo estos mayoritarios en aquellos lugares donde son máximas las densidades. CLEVINGER y WALTHO (2000) proponen que la construcción de pasos de fauna debe hacerse teniendo en cuenta las características del hábitat pero

asimismo proponen una regulación de la actividad humana, para que estas infraestructuras sean eficaces.

A la hora de establecer mecanismos de conservación de las poblaciones andaluzas de cabra montés, y aunque se ha observado el tránsito de esta especie a través de lugares no específicos de fauna, proponemos la construcción de pasos específicos en las nuevas vías de alta velocidad (Tren de Alta Velocidad Málaga-Córdoba, Autovía Granada-Motril, Autovía Estepa-Úbeda, etc.) proyectadas para construir en los próximos años, medida que minimizaría la fragmentación de los hábitats y reduciría el aislamiento de las poblaciones de cabra montés. No obstante y tal como recomiendan SIMBERLOFF y COX (1987) los corredores pueden ser muy útiles en la reducción del riesgo de endogamia en pequeñas poblaciones, aunque también pueden incurrir costos, como son la transmisión de enfermedades infectocontagiosas, incendios y otras catástrofes, por lo que a la hora de establecer estrategias de manejo, es recomendable evaluar cada caso por separado.

Considerando las características genéticas de las poblaciones andaluzas de cabra montés y la distribución geográfica de la especie, pensamos que la especie se encuentra en expansión. La creación de pasillos conectores entre núcleos, mediante la construcción de pasos de fauna en las infraestructuras lineales existentes y en las de nueva construcción, facilitaría el intercambio de haplotipos y la homogeneización de las poblaciones. En este sentido, translocaciones humanas, tan sólo acelerarían el intercambio genético y reducirían el riesgo de extinciones locales ante fenómenos estocásticos y/o ambientales. Recomendaciones similares han sido propuestas por BEUDELS *et al.* (1992) o FLAGSTAD *et al.* (2000) como herramientas para aumentar la variabilidad genética de antílopes y alcéfalos de Swayne (*Alcephalus buselaphus swaynei*) en Ruanda y Etiopía respectivamente. No obstante, y tal como manifiestan AGUIRRE *et al.* (1995 a, b) se deben tener en cuenta los agentes infectocontagiosos en la translocación de ejemplares y en el manejo integral de

ecosistemas. De igual forma, tal como recomiendan SORIGUER *et al.* (1998), los ejemplares a introducir deben ser muy similares a la población original.

7.10 Estatus de la cabra montés en Andalucía.

Los problemas observados en las poblaciones andaluzas de cabra montés, no difieren de los manifestados para las poblaciones de caprinos en general (SCHRÖEDER, 1985; SHACKLETON, 1997). En la tabla 7.18 se resume el estatus actual de las poblaciones de caprinos y las principales amenazas que se ciernen sobre ellas.

Taxón	Dispersión	Amenazas	1996 IUCN Libro Rojo
<i>C. aegagrus</i>			Vulnerable
<i>C. a. blythi</i>	Poblaciones fragmentadas, pequeñas con bajas densidades	H, P, L	Crítico
<i>C. a. aegagrus</i>	Poblaciones fragmentadas	H, P, L	Vulnerable
<i>C. a. chialtanensis</i>	Poblaciones fragmentadas, pequeñas con bajas densidades	P, N	
<i>C. aegagrus cretica</i>	Distribución restringida	P, G, T, N	
<i>Capra falconeri</i>			
<i>C. f. falconeri</i>	Poblaciones fragmentadas y pequeñas	H, P, L, N	En peligro
<i>C. f. heptneri</i>	Poblaciones fragmentadas, pequeñas y con una distribución restringida		Crítico
<i>C. f. megaceros</i>	Poblaciones fragmentadas y pequeñas	H, P, L, N	En peligro
<i>C. cylindricornis</i>	Distribución restringida	P, L	Vulnerable
<i>C. ibex ibex</i>	Poblaciones pequeñas		Bajo riesgo
<i>C. (ibex) sibirica</i>	Poblaciones pequeñas	P, L	Bajo riesgo
<i>C. (ibex) nubiana</i>	Poblaciones fragmentadas, pequeñas con bajas densidades	H, P, L	En peligro
<i>C. (ibex) caucasica</i>	Distribución restringida	L, P	En peligro
<i>C. (ibex) walie</i>	Una sola población	H, P	Crítico
<i>C. pyrenaica</i>			Bajo riesgo
<i>C.p. pyrenaica</i>	Una sola población	?, N	Crítico
<i>C.p. victoriae</i>	Una sola población	?	Vulnerable
<i>C.p. hispanica</i>	Poblaciones pequeñas		Bajo riesgo

H: pérdida de hábitats; P: sobreexplotación; L: competencia, transmisión de enfermedades y degradación del hábitat por el ganado doméstico; G: hibridación; T: turismo; N: poblaciones limitadas.

Tabla 7.18. Estatus de los diferentes caprinos a nivel mundial.

Siguiendo los criterios de la UICN, se propone el estatus de vulnerable para la cabra montés en la Comunidad Autónoma de Andalucía, debido fundamentalmente a la fragmentación del área de distribución de la especie y a la continuada transformación del hábitat detectada en los núcleos poblacionales, al desequilibrio observado en los parámetros poblacionales (altas densidades, desequilibrio en la razón de sexos, índices reproductores y pirámides de edades) debido a un manejo inadecuado de la especie durante las últimas décadas, a la persistencia de episodios de sarcoptidosis en la mayoría de los núcleos poblacionales de cabra montés, a la competencia ejercida por otros ungulados silvestres simpátridos y fundamentalmente el ganado doméstico, el cual puede actuar como reservorio de determinados parásitos y agentes infectocontagiosos, que afectan a la cabra montés, así como al impacto de otras actividades humanas: turismo, deportes y furtivismo.