

Parcel·la	Tm TF/Ha	%EG	Potència mitja
100	1325,0	25,4	95
200	847,7	42,0	54,5
210	723,0	57,6	75
300	1730,7	1,9	50
400	145,3	50,2	17,5
500	1474,6	14,6	97,5
600	1621,8	31,9	125
610	1657,2	36,7	110
620	752,6	62,8	100
700	1224,3	60,1	152,5
710	636,3	71,7	100
800	910,2	48,2	107,5
900	1448,1	48,9	150
910	1138,0	46,3	100
1000	760,1	45,9	75
1100	1190,0	50,6	155
1200	3324,6	37,6	185
1400	55,4	53,0	10
1410	103,6	62,9	12,5
1420	1003,2	18,3	75
1500	72,7	32,4	12,5
1510	154,2	69,0	27,5
1600	1224,3	24,3	80
1710	1168,2	38,1	90
1800	161,4	45,0	17,5
1900	121,7	15,0	10
2000	101,9	71,9	15
2100	424,5	34,7	25
2110	116,5	53,3	10
2210	154,4	69,5	30
2310	109,4	80,3	35
2400	703,9	0,2	40
2410	545,9	28,6	35
2510	571,3	49,0	40
2600	638,3	5,7	40

Taula 6.15. Valors de la terra fina, % d'elements grollers i potència mitja de les mostres obtingudes.

En general, els valors corresponents als camps abandonats i actius es poden diferenciar entre aquells que difícilment es podrien sotmetre a tècniques de cultiu mecanitzades i els que contenen suficient material fi però no sobrepassen les 1700 Tm de TF/Ha (taula 6.15). Els primers es troben en espais erosionats o en els trams més àcids del transecte damunt de litologies pelítiques, mentre que els segons són camps amb un mur de pedra seca o marge de terra que supera els 120 cm d'alçada. Les pastures, en canvi es diferencien clarament entre les situades per sota el límit del bosc, on s'ha combinat la ramaderia i l'agricultura (1420 i 1600) i les que es troben damunt de geofomes favorables

(1710), amb unes condicions més aptes per l'acumulació de sòl que la majoria d'espais marginals caracteritzats per la combinació de la vegetació herbàcia i l'arborescència, (on amb dificultats es superen les 150 Tm de TF/Ha). A la part superior de l'estatge subalpí i en tot l'alpí la potència del sòl es redueix dràsticament i, tot i que molt constants, les quantitats de terra fina es troben entorn les 100-200 Tm de TF/Ha.

6.10 LES PROPIETATS FÍSQUES: ESTABILITAT ESTRUCTURAL

L'estructura del sòl és un indicador de primera magnitud en la definició de les característiques físiques d'aquest. Tanmateix, normalment és un paràmetre difícilment emprat en anàlisis de fertilitat i és més usual trobar-lo formant part d'estudis referits a l'erosió (WISCHMEIER & MANNERIGN, 1969; IMENSON, 1984) o la capacitat de circulació i retenció d'aigua al sòl (CERDÀ, 1995); d'altra banda l'estructura del sòl no és un paràmetre fàcilment quantificable com ho és la textura, fet que implica una difícil comparació amb la resta de variables edàfiques. Les tipologies macroestructurals tradicionalment establertes (LOW, 1965, DUCHAUFOR, 1984; McRAE, 1988) són útils per a la descripció de sòl, però també hi ha altres metodologies per analitzar la resposta dels agregats a fenòmens diversos. L'estabilitat estructural és una d'elles i s'han desenvolupat un bon nombre de tècniques per determinar-la (McCALLA, 1945; HENIN *et al*, 1958, ROTTINI *et al*, 1975, GRIEVE, 1979), en aquest cas utilitzarem el test de l'impacte de gotes CND ("*Counting the Number of Drops impacts*") extensament provat en gran varietat de sòls i climes (FARRES, 1980, BERGSMA & VALENZUELA, 1981; IMENSON & VIS, 1984, CERDÀ, 1998).

De les mostres corresponents a cada parcel·la es van seleccionar els 20 agregats que serien sotmesos a la dispersió per goteig, tot i que també es van recollir els corresponents a les zones erosionades de les parcel·les inestables en els cas dels camps o dels sectors degradats de les pastures. En total s'han analitzat 40 conjunts d'agregats, el resultat dels quals s'exposa a la taula 6.16.

El nombre de gotes d'aigua necessàries per trencar els agregats està en funció de la cohesió que doten la matèria orgànica, el Ca^{++} en sòls bàsics i el Al^{3+} i Fe^{3+} en sòls àcids, la textura, les característiques mineralògiques de les argiles, l'activitat microbiana i les pràctiques de cultiu o gestió del sòl (SAÑA *et al*, 1996); aquest cúmul de condicionats recomana que s'analitzin separatament alguns grups de mostres en funció de característiques semblants. Entre els camps abandonats estables en medi bàsic la mitjana d'impactes per produir el col·lapse és de 153, mentre que en els inestables en calen 94, i entre aquests s'ha de diferenciar entre les mostres dels camps amb processos erosius que corresponen a la mitjana de la parcel·la i les que han estat recollides en zones erosionades; en aquest cas els valors davallen fins a les 40 gotes. En els camps actius, com era d'esperar,

els agregats es dispersen amb una quantitat d'energia cinètica menor (397 kerg) que la mitjana dels abandonats estables (1724 kerg), però similar a la dels sectors erosionats (450 kerg). També és cert que hi ha importants diferències en aquest aspecte entre el camp de Josa i el de Cava: aquest darrer ofereix una resistència a la destrucció dels agregats similar al conjunt dels camps abandonats, en gran mesura degut a l'elevat contingut de matèria orgànica.

Mostra	Log10	kerg	Mostra	Log10	kerg
<u>Camps abandonats el 57</u>			<u>Pastures montano-subalpines</u>		
Estables solana (100)	2,25	1982	Baixa densitat obaga (1500)	2,21	1830
Estables obaga (200)	1,92	939	Baixa densitat solana (1410)	1,49	350
Estables obaga (200er)	1,55	399	Baixa densitat obaga (1510)	2,02	1188
Estables solana (210)	1,22	189	Baixa densitat solana (1400)	2,00	1124
Aluvials (300)	1,35	253	Baixa densitat solana (1420)	2,22	1856
Inestables solana (400)	2,19	1727	Alta densitat obaga (1710)	2,27	2092
Inestables obaga (500)	2,03	1199	Alta densitat solana (1600)	2,20	1780
<u>Camps actius el 1957</u>			<u>Pastures supraforestals</u>		
Estables a solana (600)	2,23	1898	Baixa densitat solana (1800)	2,23	1927
Estables a solana (610)	1,86	821	Baixa densitat obaga (1900)	2,27	2121
Estables a solana (620)	1,65	503			
Estables a obaga (700)	2,27	2106	Alta densitat solana (2000)	1,22	743
Estables a obaga (710)	2,14	1558	Alta densitat obaga (2100)	1,90	187
Aluvials (800)	1,99	1104	Alta densitat obaga (2100er)	1,51	906
			Alta densitat obaga (2110er)	1,82	362
Inestables a solana (900)	2,26	2036			
Inestables a solana (900er)	1,90	900	<u>Forestal</u>		
Inestables a solana (910)	1,56	410	Poc intervingut solana (2210)	2,29	2180
Inestables a obaga (1000)	1,43	306	Poc intervingut obaga (2310)	2,30	2249
Inestables a obaga (1000er)	1,29	218	Poc intervingut solana (2400)	2,30	2254
<u>Camps actius el 1997</u>					
solana (1100)	1,55	397	Molt intervingut solana (2410)	2,05	1261
solana (1200)	2,11	1468	Molt intervingut obaga (2510)	2,04	1222
solana (1200er)	1,75	630	Molt intervingut solana (2600)	1,98	1071

Taula 6.16. Índex d'estabilitat estructural expressat com el valor promig del log10 del nombre d'impactes necessaris per trencar un agregat, amb el valor corresponent d'energia cinètica emprada. (L'afegit "er" indica si es tracta d'una submostra de zones erosionades dins l'àrea homogènia).

Els resultats del CND test en els agregats de les àrees homogènies s'expressen a la taula 6.16. com el logaritme en base deu de la mitjana d'impactes necessaris per trencar vint agregats (GRIEVE, 1979). Els valors oscil·len entre 1,22 i 2,30, els més baixos corresponen a sòls degradats o molt sorrencs i amb baixos continguts de calç activa i matèria orgànica, seguits dels camps abandonats inestables, les pastures alpines amb elevada càrrega ramadera i els actius. Els camps abandonats estables i l'actiu a Cava superen valors de 2, tot mostrant una relació molt estreta amb els sòls amb continguts de matèria orgànica superiors

al 5,3%. La majoria de pastures es troben a partir d'aquests valors, sobretot les montano-subalpines; si observem la taula ens adonarem de la major estabilitat estructural dels agregats on la ramaderia és o ha estat més intensa, sempre que els aportaments de matèria orgànica siguin abundants i no apareguin formes d'erosió. Molt diferent al que succeeix en estatges superiors, on la vulnerabilitat dels sòls queda demostrada en les diferències entre aquells sotmesos a un intens trepig amb una mitjana d'1,6, o en els que rarament es pasturen (2,25). Els resultats són prou il·lustratius si també s'expressen a partir de l'energia cinètica necessària per trencar els agregats, amb 549 kerg i 2023 kerg respectivament (taula 6.16.).

En darrer terme, els sòls forestals són poc vulnerables a la destrucció de l'estructura per impactes de gotes, fins i tot en els forests amb explotacions més intenses i recents. Els boscos madurs contenen els agregats més ben cohesionats i resistents (2,3), situats en un entorn que dificulta l'agresivitat de precipitacions d'intensitat elevada degut al dens recobriment dels estrats vegetals existents, però sobretot per l'efecte de l'abundant mantell de virosta i matèria orgànica. Fins i tot en el cas més allunyat d'aquestes condicions, la roureda seca, els agregats són tan resistents com a les pinedes de pi roig o les de pi negre.

L'estabilitat estructural estableix un elevat grau de correlació amb el percentatge de matèria orgànica dels sòls, sobretot a l'espai agrari on trobem un gran nombre de camps immersos en una dinàmica natural de revegetació. La gràfica 6.88. és prou il·lustrativa d'aquest fet, a diferència de la 6.89., on la matèria orgànica de prats i boscos no es demostra com un element fonamental en la cohesió dels agregats; tot i així, es poden distingir els grups dels sòls forestals ben estructurats junt als prats rics en matèria orgànica, en contrast amb les pastures intensament aprofitades a l'estatge supraforestal i les erosionades o amb baixos continguts de compostos orgànics.

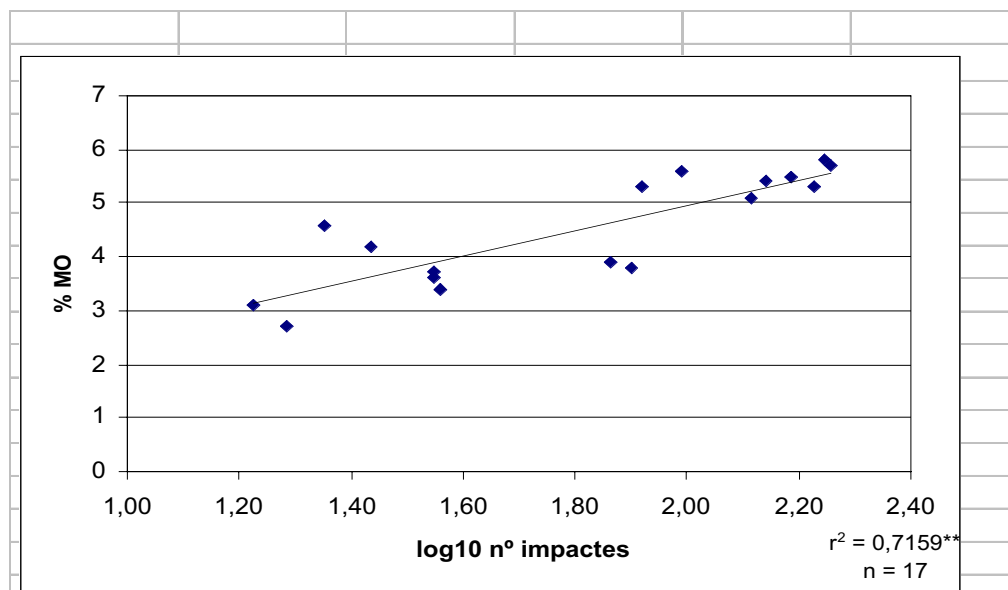


Figura 6.88. Relació entre l'estabilitat dels agregats i el percentatge de matèria orgànica en camps actius i abandonats.

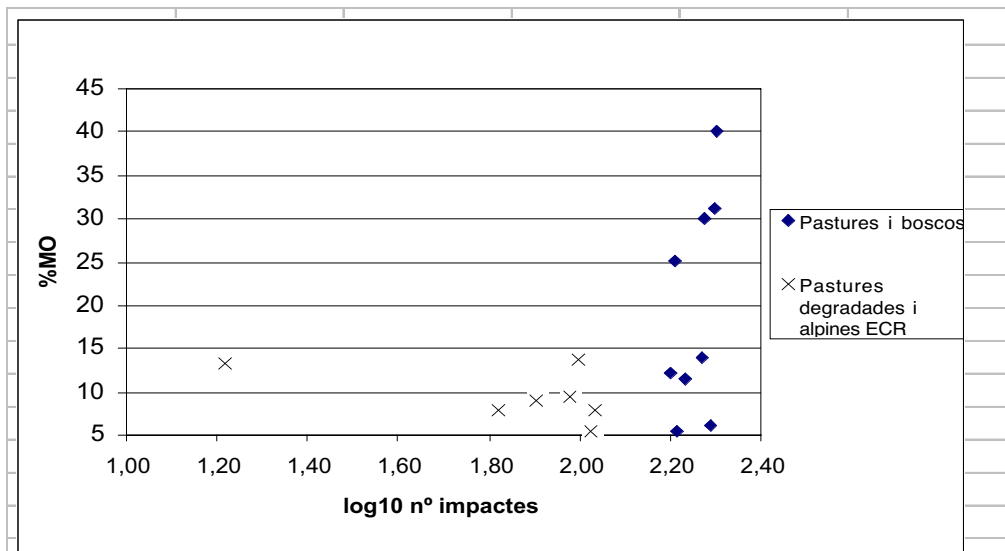


Figura 6.89. Relació entre l'estabilitat dels agregats i el percentage de matèria orgànica en boscos i pastures.

La resta d'elements estructurants del sòl presenten diferents nivells de correlació entre les mostres agrupades en sòls agrícoles o en procés de naturalització i els de caire natural. El calci es correlaciona de forma acceptable amb l'índex d'estabilitat estructural en prats i boscos (figura 6.91.) i també entre les mostres extretes en camps a Cava (figura 6.90.), on la varietat de substrats afavoreix la diversitat de valors d'aquest catió. En canvi, a Josa, l'elevada basicitat del sòls degut a l'abundància de carbonats, és la causa de la nul·la relació entre l'element floculador i la vulnerabilitat de l'estructura. L'efecte del pH relacionat amb la quantitat de calci disponible i l'abundància o manca d'argiles també són

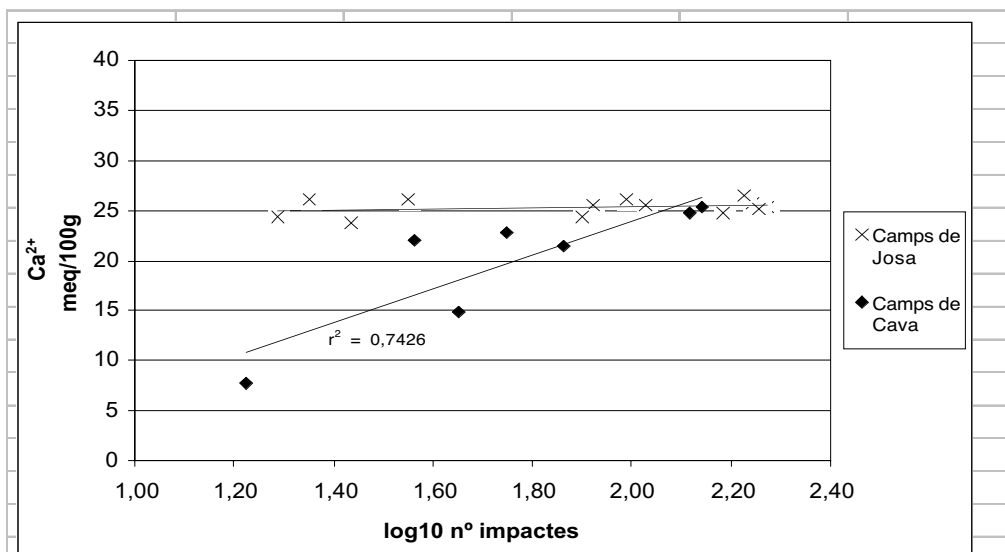
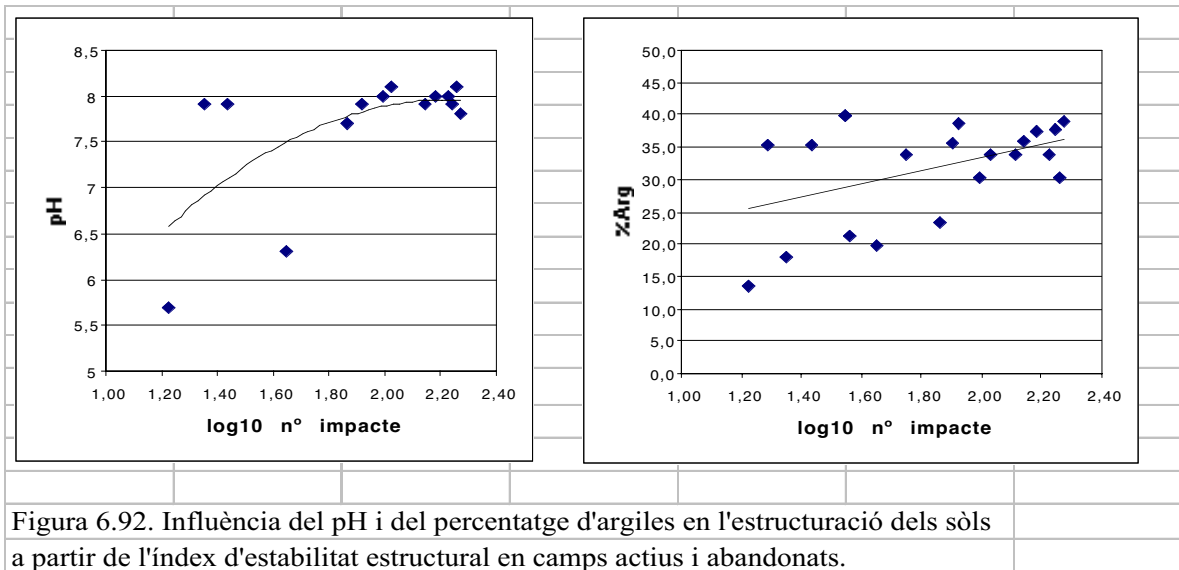
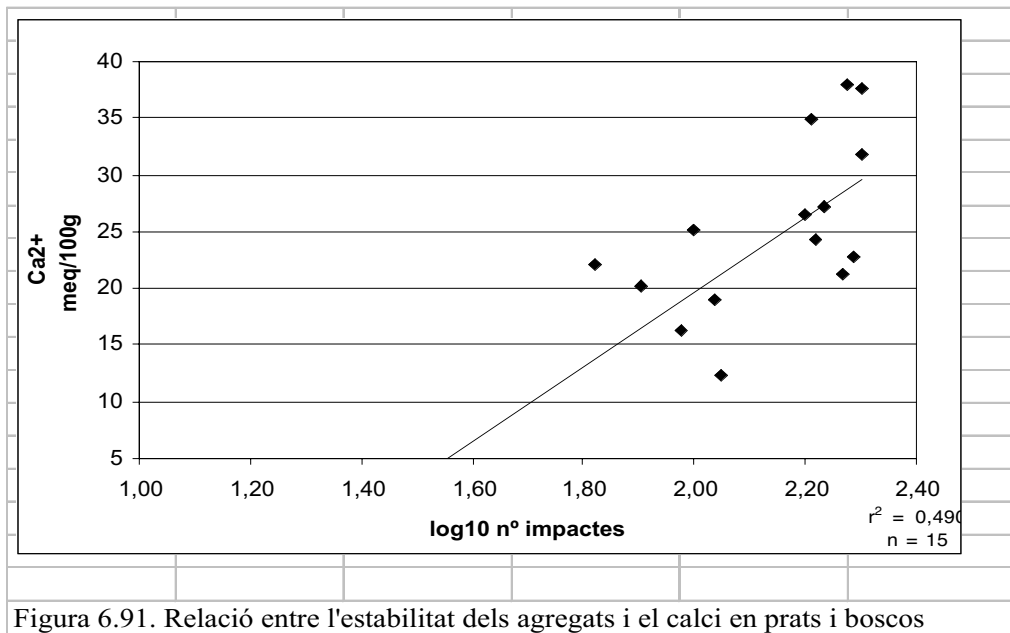


Figura 6.90. Relació entre l'estabilitat dels agregats i el calci en camps actius i abandonats

indicadors de la capacitat estructurant dels sòls mostrejats, tot i que en menor mesura que la matèria orgànica (figura 6.92.).



La majoria dels sòls estudiats presenten una estructura granular fina i únicament en les terrasses es poden observar formes poligonals subangulars fines o mitjanes (McRAE, 1988). L'estabilitat dels sòls ben estructurats és molt elevada i, en canvi, només calen reduïdes quantitats d'energia cinètica per a trencar els agregats que per diverses causes estan poc evolucionats, normalment associats a camps actius pobres en matèria orgànica o sòls erosionats (CERDÀ, 1998). Si les diferències entre la gestió dels usos i la vulnerabilitat estructural del sòl semblen clares a l'espai forestal i amb conseqüències més greus a les pastures supraforestals, en els sòls agrícoles actius i abandonats les dinàmiques de

naturalització d'aquests espais porten implícita una variació temporal de l'estructura. L'estreta relació entre l'estabilitat estructural i la matèria orgànica, així com l'evolució positiva que mostra aquesta enfront el temps d'abandonament, ens permet formular la hipòtesi que l'estructura millorarà anàlogament, tal com mostren les gràfiques de la figura 6.93. L'estructura dels sòls, recoberts per vegetació herbàcia o arbustiva, després de 40 anys de ser abandonats es pot qualificar de bona a molt bona (cal una mitjana superior als 100 impactes per disgregar-los); en canvi els sectors erosionats de les parcel·les inestables presenten una agregació dels sòls inferior o similar a la dels camps llaurats, tot i haver transcorregut un període de temps similar. Segons aquestes gràfiques, la majoria de parcel·les sotmeses a un procés de revegetació natural reconstitueixen l'estructura del sòl en 20 anys (tot i que caldrien més dades per confirmar-ho amb rotunditat), fins i tot aquelles situades en condicions més difícils (inestables) però amb sectors de la parcel·la no afectats directament per processos severos d'erosió. En canvi, els sòls que reben baixos aportaments de matèria orgànica i estan sotmesos a processos erosius, tenen més dificultat a formar agregats estables o continuen desestructurant-se.

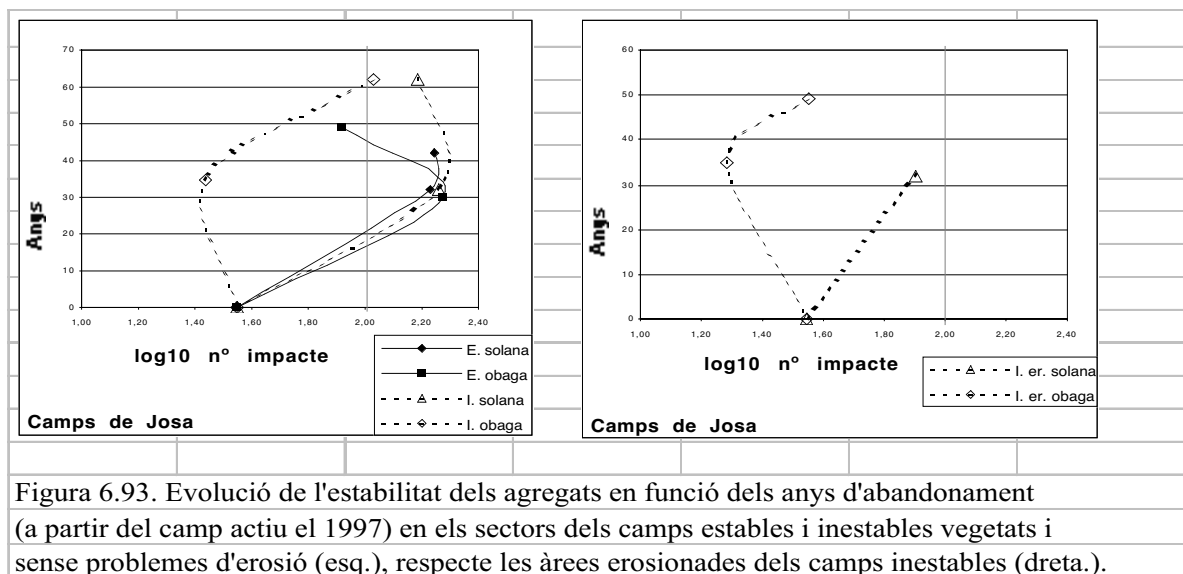


Figura 6.93. Evolució de l'estabilitat dels agregats en funció dels anys d'abandonament (a partir del camp actiu el 1997) en els sectors dels camps estables i inestables vegetats i sense problemes d'erosió (esq.), respecte les àrees erosionades dels camps inestables (dreta.).

6.11 LES PROPIETATS FÍSQUES: DENSITAT APARENT

El darrer paràmetre referit a les característiques físiques del sòl és possiblement el que té més relació, de tots els estudiats, amb la capacitat de retenció d'aigua que tractarem en l'apartat següent. La densitat aparent és la massa de sòl referida al volum total d'aquest, incloent els sòlids i l'espai que ocupen; per tant, les característiques texturals i estructurals jugaran un paper fonamental en aquesta relació, però també altres paràmetres que aquí no

hem atès, com l'esponjament dels sistemes radiculars i els efectes dels organismes vius sobretot en els nivells més superficials que aquí es tracten (0-a 5 cm).

El nombre d'àrees mostrejades s'ha incrementat fins a 40 per poder considerar els efectes de l'erosió en la compactació del sòls, de la mateixa manera que també s'ha tingut en compte per a l'estabilitat estructural. Així doncs, el valor mitjà de la densitat aparent pel conjunt de les mostres és de 1,09 gr/cm³ (1090 kg/m³) situat en la banda baixa del que es considera normal en sòls agrícoles (PORTA *et al.*, 1987), però s'ha de tenir en compte que també s'ha calculat la mitjana dels sòls forestals i els dels prats (taula 6.17.).

Mostra	Da gr/cm ³	Poros. %	Mostra	Da gr/cm ³	Poros. %
<u>Camps abandonats el 57</u>			<u>Pastures montano-subalpines</u>		
Estables solana (100)	1,06	60	Baixa densitat obaga (1500)	0,42	84
Estables obaga (200)	0,95	64	Baixa densitat solana (1410)	0,97	63
Estables obaga (200er)	1,43	46	Baixa densitat obaga (1510)	1,23	54
Estables solana (210)	1,10	58	Baixa densitat solana (1400)	1,42	46
Aluvials (300)	1,42	47	Baixa densitat solana (1420)	0,84	68
Inestables solana (400)	1,06	60	Alta densitat obaga (1710)	0,93	65
Inestables obaga (500)	1,00	62	Alta densitat solana (1600)	1,52	43
<u>Camps actius el 1957</u>			<u>Pastures supraforestals</u>		
Estables a solana (600)	1,14	57	Baixa densitat solana (1800)	1,25	53
Estables a solana (610)	1,05	60	Baixa densitat obaga (1900)	0,33	88
Estables a solana (620)	0,51	81			
Estables a obaga (700)	0,97	64	Alta densitat solana (2000)	0,86	67
Estables a obaga (710)	0,97	63	Alta densitat obaga (2100)	1,03	61
Aluvials (800)	1,00	62	Alta densitat obaga (2100er)	1,72	35
Inestables a solana (900)	1,41	47	Alta densitat obaga (2110er)	1,57	41
Inestables a solana (910)	1,09	59	<u>Forestal</u>		
Inestables a solana (910er)	1,44	46	Poc intervingut solana (2210)	1,33	50
Inestables a obaga (1000)	1,24	53	Poc intervingut obaga (2310)	0,55	79
Inestables a obaga (1000er)	1,19	55	Poc intervingut solana (2400)	0,44	83
<u>Camps actius el 1997</u>					
solana (1100)	1,23	53	Molt intervingut solana (2410)	1,27	52
solana (1200)	0,97	63	Molt intervingut obaga (2510)	1,56	41
solana (1200er)	1,36	49	Molt intervingut solana (2600)	0,85	68

Taula 6.17. Densitat aparent i porositat calculada a partir de la fórmula:

$P = (1 - Da/Dr) \cdot 100$, tenint en compte que s'ha considerat el valor de

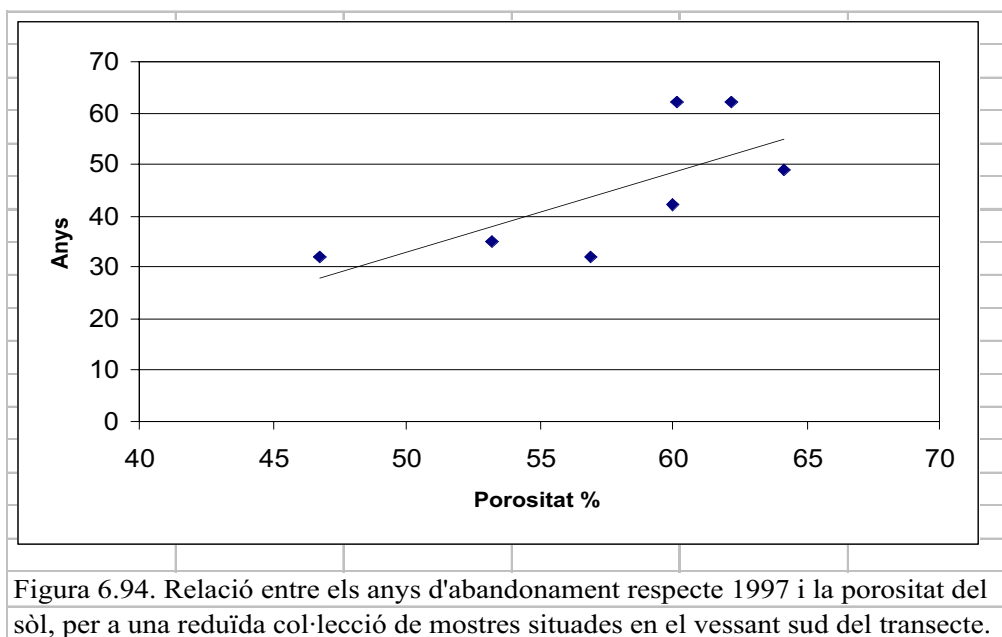
2650 kg/m³ per la Dr (SAÑA *et al.*, 1996).

El valor mig de la porositat pels camps de conreu abandonats estables és del 61,5%, tot i que és sensiblement inferior en textures més sorrenques en alguns camps del sector de Cava o al·luvials (54%), o encara més si atenem als sòls degradats (49%), tots ells molt similars als valors d'estudis realitzats en sòls de característiques semblants (HARO, *et al.*,

1992). En canvi, els sòls naturals que no han estat gaire pertorbats presenten valors de porositat propers al 66%.

La roturació del sòl provoca canvis importants en la densitat tal com es pot constatar entre la mostra del camp conreat a Josa ($1,23 \text{ gr/cm}^3$) o dels que successivament s'han anat abandonat, amb $1,14 \text{ gr/cm}^3$ en el camp 600 actiu fins el 1965, o $1,06 \text{ gr/cm}^3$ en el 100 abandonat el 1955. Aquest increment de la densitat aparent en els camps actius no és del tot certa si obviem l'època de la recollida de mostres; així doncs, en comparar el camp actiu de Josa (1100) i el de Cava (1200) observarem importants diferències. En aquest sentit cal especificar que el camp de Josa feia un any que no es llaurava, en canvi el de Cava s'havia llaurat uns pocs mesos abans del mostratge; el temps transcorregut des de la roturació és directament proporcional a la compactació del terreny i per tant a la disminució de l'espai poròs.

Però aquests canvis estacionals en els camps actius (MONCUNILL, 1992) no són possibles en els abandonats que mantenen unes densitats més homogènies al llarg del temps, tal i com es desprèn dels valors mitjans dels dos grups d'edat: $1,02 \text{ gr/cm}^3$ i una desviació estàndard de 0,05 entre els abandonats el 1957 i $1,03 \text{ gr/cm}^3$ i idèntica desviació estàndard (0,07) pels abandonats aquell any. Tanmateix, entre aquelles àrees amb unes característiques edàfiques més homogènies (els camps exempts de processos erosius a solana) és possible observar una tendència a l'augment de la porositat a mesura que transcorren els anys d'abandonament (figura 6.94.), possiblement lligada a la reconstitució de l'estructura del sòl (figura 6.93.) i a l'increment de matèria orgànica.



Però les diferències més importants en relació a la densitat aparent dels camps actius i abandonats es donen entre les mostres recollides en zones erosionades i la resta

corresponents a sòls ben protegits per la vegetació. Per a les àrees amb presència d'algun tipus de procés erosiu, normalment erosió difusa feble o severa, la mitjanana és d'1,32 gr/cm³, amb un coeficient de variació entorn al 13%, mentre que als camps estables la densitat és d'1,07 gr/cm³. Les diferències en una mateixa parcel·la entre els sectors degradats i els ben conservats poden suposar una reducció del 5 al 20% de porositat en el sòl, independentment de si el camp està llaurat o abandonat.

Les densitats aparents de la resta d'espais estan subjectes a diversos graus de variabilitat en funció de l'homogeneïtat del medi, tal com succeeix a les pastures montano-subalpines, que presenten valors entorn a 1,05 gr/cm³ però elevats coeficients de variació (36%). També són molt similars les dades pels prats supraforestals, amb 1,12 gr/cm³ (CV=45%), únicament cal destacar les elevades densitats aparents de les àrees sotmeses a un fort trepig o amb presència de processos erosius típics de l'estatge alpí com els nínxos de solifluxió o les cicatrius de petits esfondraments amb valors que oscil·len entre els 1,52 i els 1,57 gr/cm³. Els sòls forestals també reflecteixen aquesta dicotomia segons la gestió de l'ús entre els boscos molt explotats (1,23 gr/cm³) i els poc intervinguts (0,77 gr/cm³); en aquest cas, l'abundància de matèria orgànica en els primers centímetres de sòl afavoreix l'esponjament de la fracció mineral.

A la ja coneguda capacitat estructurant de la matèria orgànica, cal afegir la millora en les condicions d'aireació dels sòls, tot incrementant la porositat d'aquells terrenys rics en elements orgànics. La figura 6.95. recolza aquesta hipòtesi, però només en el cas dels sòls naturals; en canvi, la correlació es podria considerar lleugerament acceptable pels sòls dels camps, on el lent increment de la matèria orgànica no provoca un canvi evident en l'esponjament dels primers centímetres de sòl.

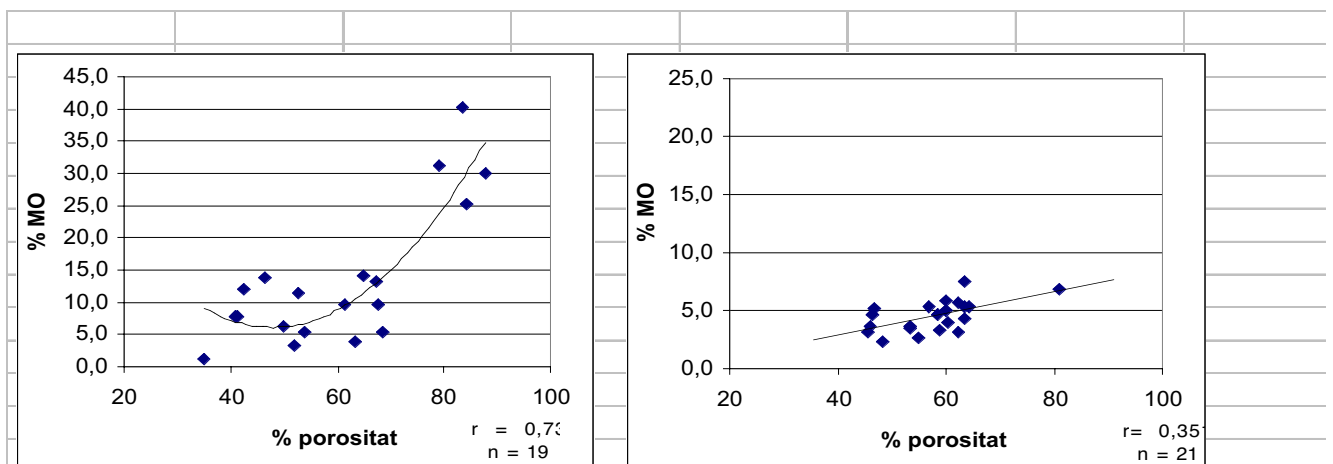
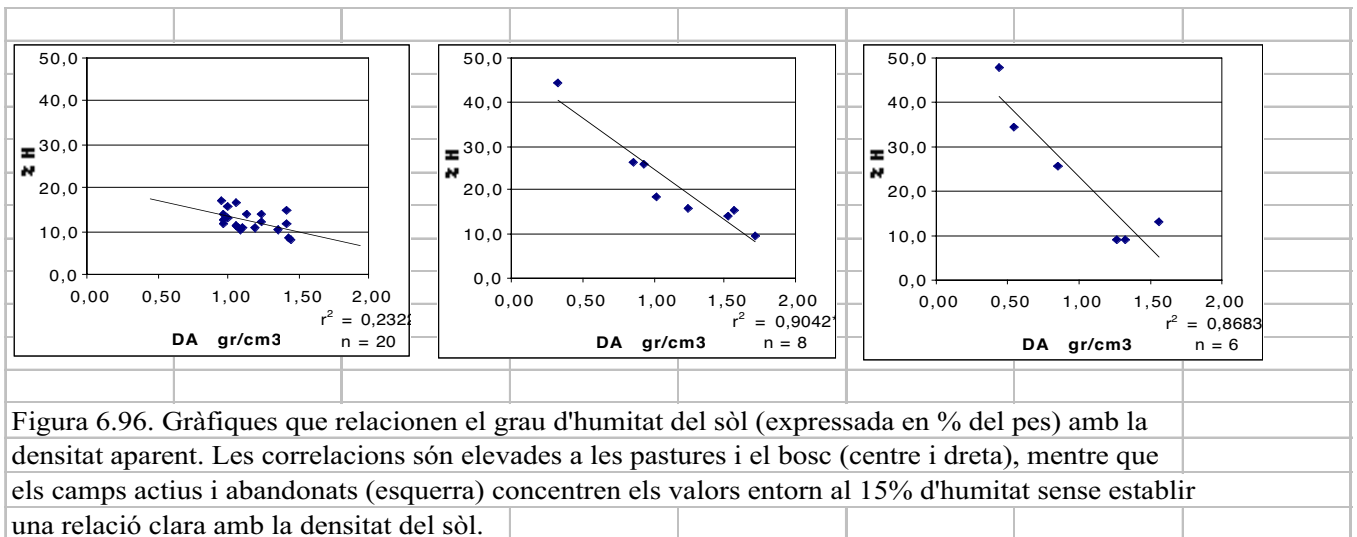


Figura 6.95. L'augment de l'espai porós en un sòl està relacionada amb l'abundància de compostos orgànics, que gràcies a la particular estructura afavoreixen la presència de buits. Aquesta correlació és més clara en l'espai silvo-pastoral (esq.) que entre els camps actius i abandonats (dreta)

El grau de compactació d'un sòl, expressat a partir de la densitat aparent o la porositat, també és un bon indicador de la seva capacitat de retenció d'aigua. Tenint en compte que la textura de les zones de mostratge, amb algunes excepcions, és força homogènia (figura 6.85.), s'observa una estreta relació entre la capacitat d'emmagatzemar aigua i la densitat aparent en els sòls naturals (pastures, prats i boscos) mentre que de forma similar al que succeïa amb la porositat, no és una variable dependent entre els camps abandonats (figura 6.96.). El reduït nombre d'àrees corresponents als camps actius i la manca d'un mostratge associat a les tasques de cultiu, impedeixen analitzar la possible relació entre la densitat aparent i l'humitat en aquests espais. Tanmateix, el sòl constantment roturat del camp de Cava presenta uns valors mitjanans d'humitat més elevats (14%) que el de Josa (12,3%), que poden suposar fins un 60% més d'humitat en els períodes posteriors al llaurat³³.



³³ Cal recordar que el camp de Josa (1100), tot i estar roturat, no es va llaurar durant el període de recollida de mostres tant d'humitats com de la densitat aparent (maig del 1997 a setembre de 1999).

6.12 HUMITAT DEL SÒL

L'aigua és un element fonamental en el desenvolupament i creixement dels vegetals, però també de tots els organismes que habiten el sòl. L'aigua edàfica no sols nodreix els elements orgànics i és el principal vector per on circulen la major part dels nutrients, sinó que afavoreix la formació de col·loides i la incorporació de matèria orgànica al sòl. En definitiva l'aigua, amb l'aire i la temperatura és un dels elements relacionats amb el clima més importants per garantir el bon funcionament de sistema sòl-planta. En aquest apartat ens centrarem fonamentalment en la variació espacio-temporal de la humitat en els horitzonts més superficials dels sòls estudiats (de 0-15 cm i de 15-30 cm de profunditat) al transecte del Cadí, però també els compararem a una sèrie coincident en el temps i una freqüència de mostreig més elevada en una àrea propera i de característiques similars situada a Malanyeu (Alt Berguedà).

L'objectiu d'aquest apartat és el de comparar la capacitat de retenció d'aigua dels sòls en funció de la posició topogràfica (exposició i altitud), del tipus d'ús i del recobriment vegetal, entre els períodes d'humitat i sequedat atmosfèrica contrastats que es produeixen al llarg de l'any. Les àrees de mostreig s'han ampliat de 35 a 56 per tal de recollir aquesta varietat de condicions al Cadí tot comparant-les amb els 22 punts de mostreig de Malanyeu.

6.12.1 Variació temporal de la humitat superficial del sòl

El percentatge d'aigua en el sòl en un moment determinat depèn d'un gran nombre de factors, però ens centrarem específicament en dos: la capacitat d'emmagatzematge del sòl en funció de determinades característiques físiques (textura) i de la pluviometria. A l'hora d'analitzar els resultats tindrem en compte la retenció d'aigua en funció de les característiques de l'espai porós i de les precipitacions produïdes en els dies previs al mostreig.

Les condicions d'humitat al sòl estan directament relacionades amb un conjunt de variables atmosfèriques però sobretot amb el volum, intensitat i durada de les precipitacions; tanmateix, la quantitat d'aigua finalment acumulada al sòl pot variar en funció de la interceptació provocada per la vegetació i de les pròpies característiques texturals. Però la recàrrega d'aigua també dependrà de l'estat previ d'humectació i per tant no s'obindrà la mateixa resposta en un sòl eixut que en un d'humit, a partir d'un mateix episodi pluviomètric. La figura 6.97 ens mostra l'estreta relació que s'estableix entre les precipitacions i la humitat del sòl, amb una ràpida resposta a partir del moment que es comença a infiltrar aigua al sòl i la progressiva pèrdua degut a l'evapotranspiració en els períodes eixuts. Les diferències entre la humitat mitjanana del perfil del Cadí i el de

Malanyeu es poden atribuir al predomini d'un tipus o altre de classes texturals en els transectes: mentre al Cadí són majoritaris els sòls franc-argilosos, francs i franco-sorrencs amb una capacitat d'emmagatzemar aigua menor (mitjanana de la capacitat de camp $CC=14,6\%$, mitjanana del punt de marciment permanent $PMP=7,2\%$) que els de Malanyeu, quasi exclusivament llimo-argilosos ($CC=32\%$, $PMP = 18\%$) (SIMPSON, 1983; pp.90-91).

Els increments d'humitat a partir d'una precipitació determinada, seran desiguals en funció del contingut previ d'aigua edàfica. A Malanyeu la humitat del sòl assoleix els valors més elevats a hivern i primavera (figura 6.98.) amb una mitjanana del $20,3\%$, valor que es manté força constant durant aquest període amb una desviació estàndard de 1,7 i un coeficient de variació del $8,2\%$. En canvi, els estius i tardors amb precipitacions suficients (figura 6.99) els sòls no presenten un grau d'humitat tan elevat ($18,7\%$ de mitjanana), degut a la forta insolació d'aquestes èpoques de l'any, que a la vegada fa que hi hagi importants oscil·lacions en els continguts d'aigua edàfica, tal com demostra la desviació estàndard de 3,2 i el coeficient de variació més elevat dels quatre períodes seleccionats ($16,7\%$). La figura 6.100. recull aquells períodes qualificats com de recàrrega d'aigua al sòl, amb una humitat coincident amb el valor mínim de capacitat de camp ($18,1\%$) i un coeficient de variació més baix que els períodes humits i secs d'estiu/tardor ($12,9\%$). L'únic període de l'any que la humitat es troba per sota del valor teòric del PMP és a l'estiu en períodes eixuts (figura 6.101.) amb un $15,1\%$ de mitjanana i una desviació estàndard de 2,4 que dona lloc al coeficient de variació del $15,8\%$.

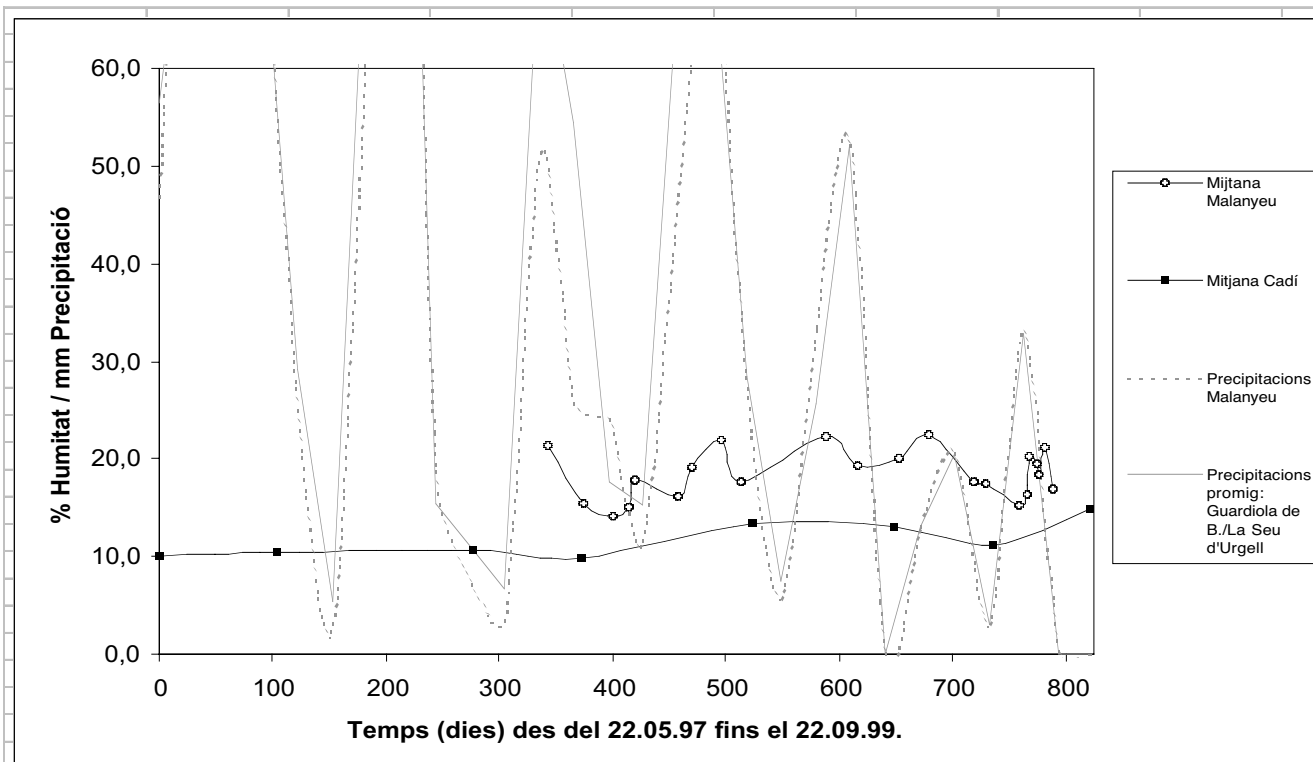
Al Cadí les 8 campanyes efectuades en 821 dies no permeten relacionar la resposta de la humitat del sòl als episodis de precipitació, però sí que és possible comparar els valors entre els diversos períodes de l'any. La seqüència comença amb les humitats més baixes de tot el període estudiat, amb el $13,7\%$ de mitjanana per a finals de primavera de 1997 i $13,8\%$ a finals d'estiu del mateix any, dades que concorden amb una primavera seca ($81,6 \text{ mm}^{34}$) i aparentment contrasten amb un estiu plujós ($281,5 \text{ mm}^{35}$) però que va tenir un final sec justament coincident amb el període de recollida de mostres. L'estiu de 1998 amb un $14,1\%$ d'humitat mitjana també es situaria en aquest bloc.

Igual que succeeix a Malanyeu, els períodes humits més importants es situen a l'hivern amb el $19,9\%$ d'humitat el 1999³⁶, tot i que al Cadí les pluges de tardor s'han mostrat tant o més importants que l'efecte de la baixa insolació hivernal, amb el 19% per la tardor de 1998 i el $22,1\%$ per la de 1999. També es confirma un valor intermedi per períodes humits amb elevada evapotranspiració a l'estiu de 1999 amb el $16,5\%$ d'humitat superficial.

³⁴ Valor mitjà de les estacions meteorològiques de La Seu d'Urgell i Guardiola de Berguedà (DMA, Generalitat de Catalunya) a partir de les precipitacions acumulades entre el març i el maig de 1997.

³⁵ Idem anterior pels mesos de juny, juliol i agost.

³⁶ El valor atípic (15%) de l'hivern de 1998 respon a l'absència de les mostres situades en els sectors més alts del transecte (les més humides) degut a la congelació del sòl i la capa de neu que impedièren una correcta extracció.



Taula 6.97. Relació entre els episodis pluviomètrics i l'evolució de la humitat al sòl en els transectes Cadi i Malanyeu.

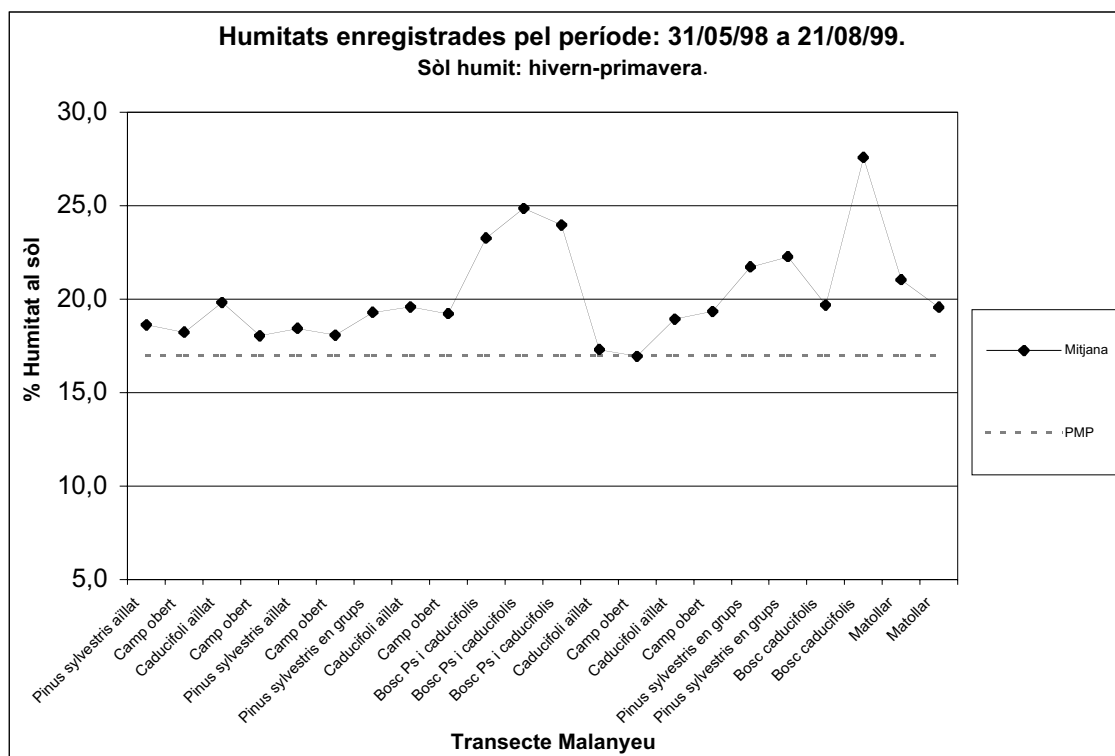


Figura 6.98.

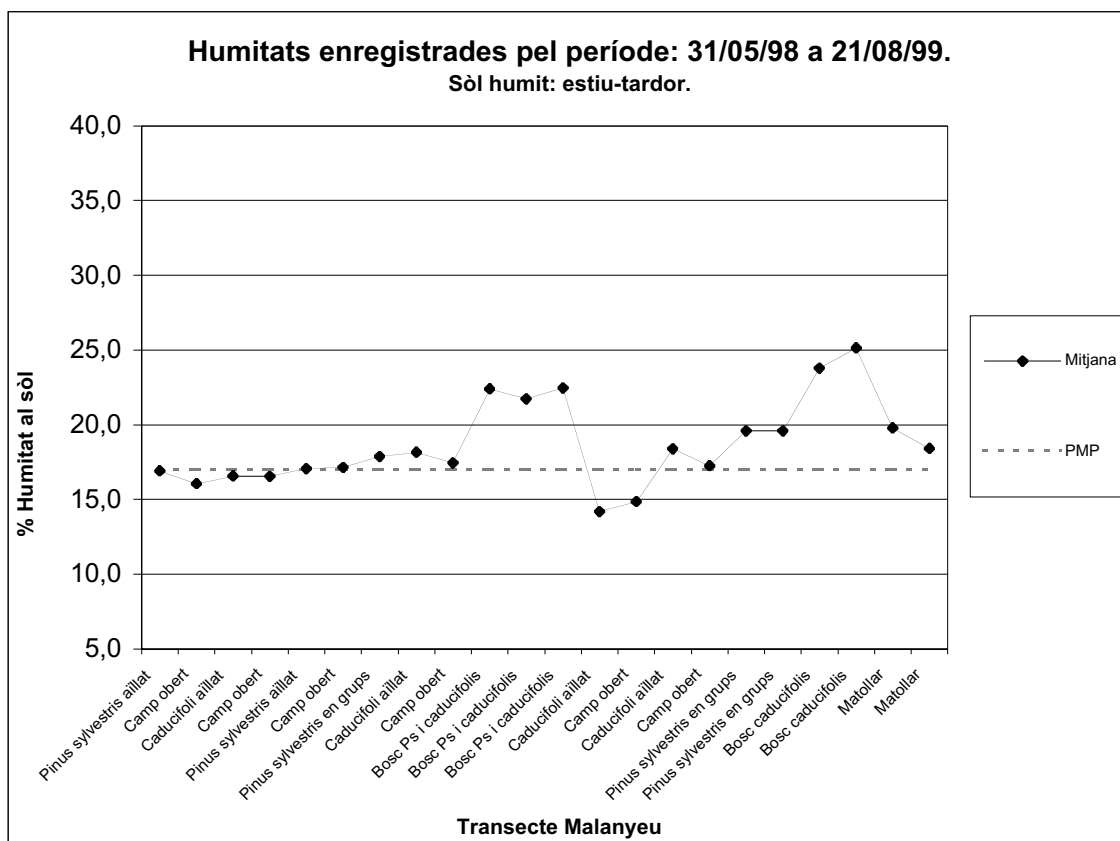


Figura 6.99.

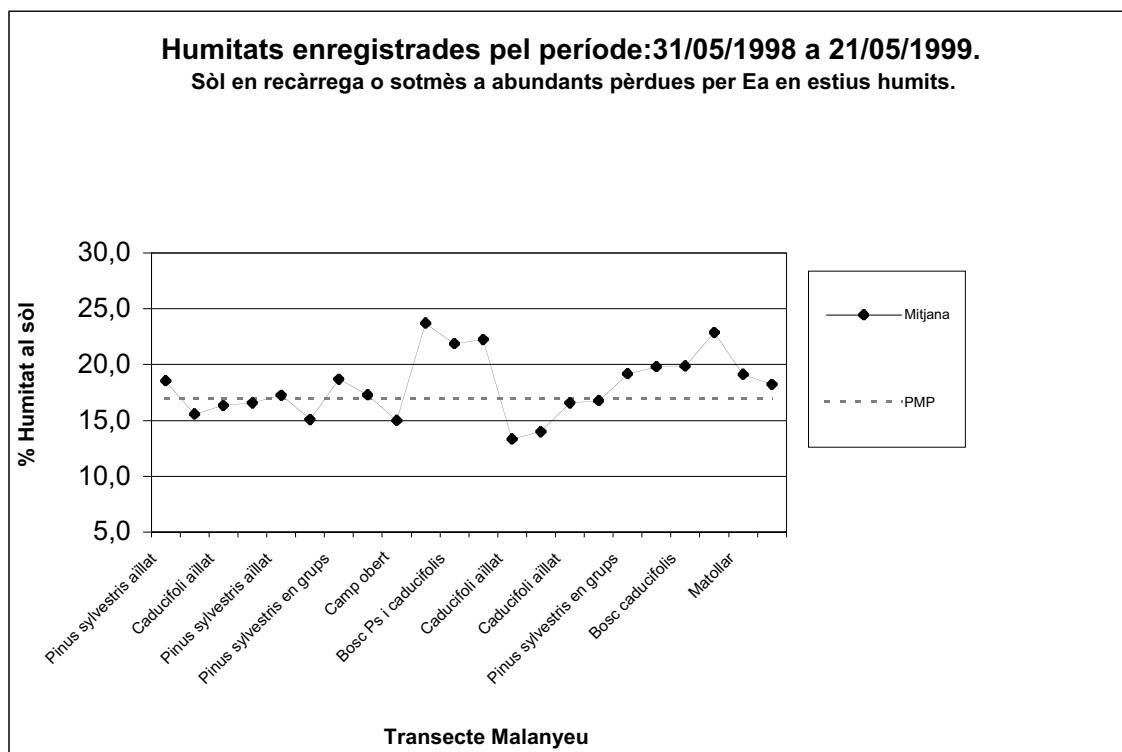


Figura 6.100.

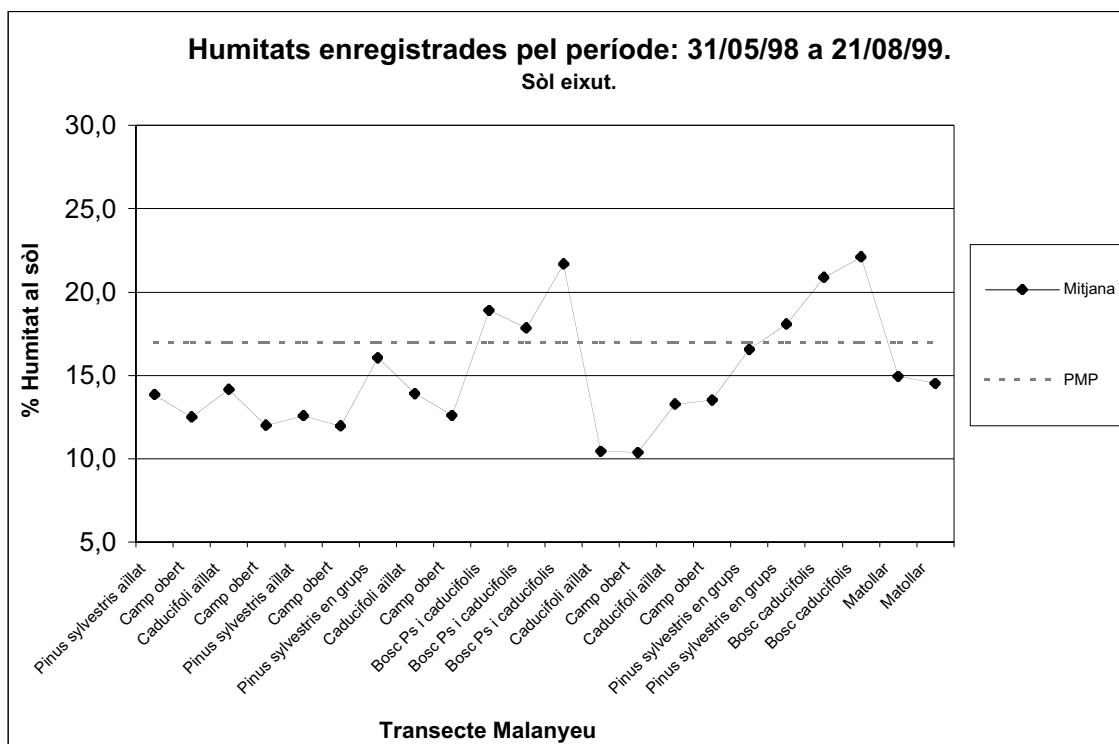


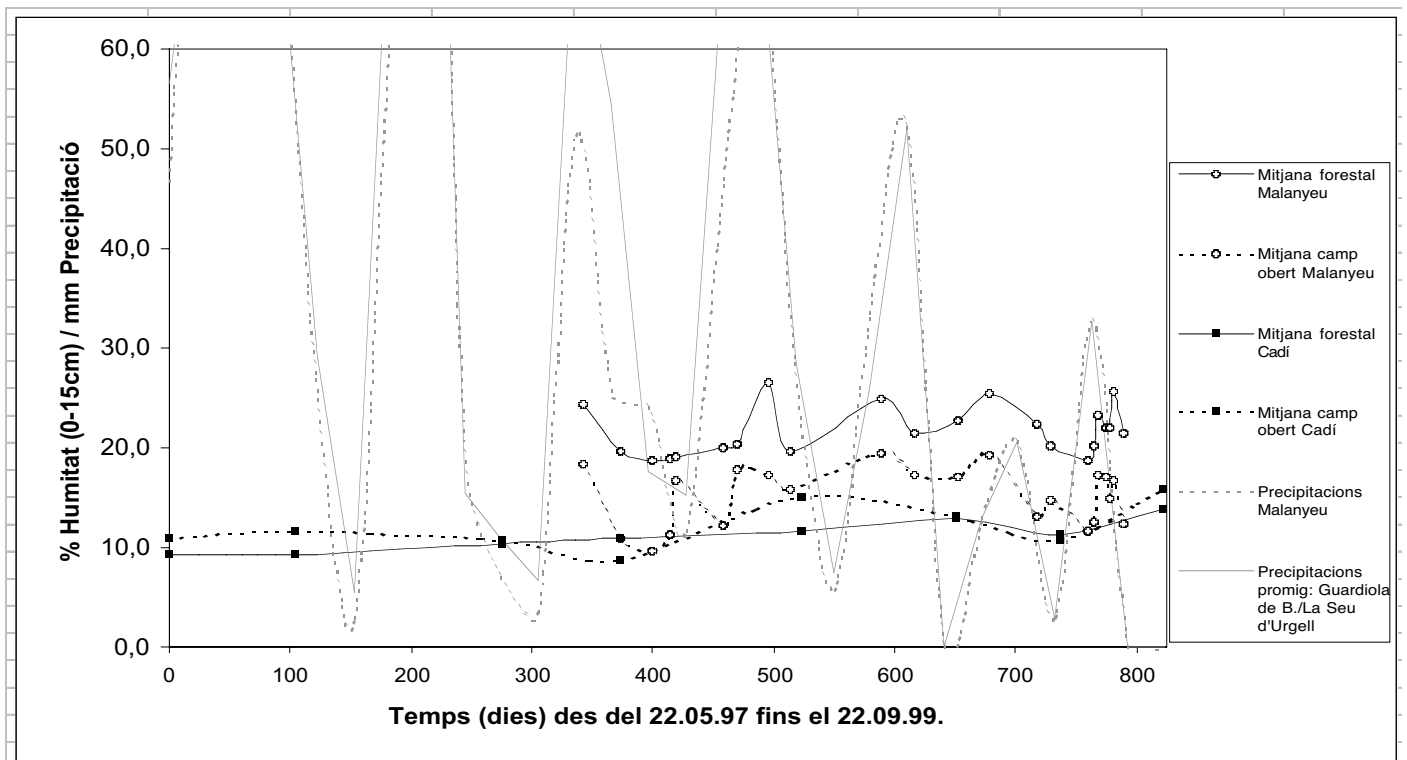
Figura 6.101.

El transecte de Malanyeu permet analitzar amb més detall les variacions temporals degut a l'elevada freqüència dels mostratges, mentre que al Cadí es pretén cercar diferències entre algunes variables del medi i la humitat edàfica. En aquest sentit, la resposta dels sòls recoberts per vegetació densa i aquells situats en herbassars pasturats depèn del grau d'interceptació, que normalment és proporcional a la quantitat i estructura de la biomassa. Les fluctuacions a les zones forestals no són tant evidents com a camp obert, tal com mostra la gràfica 6.102. on els pics de serra de la corba dels sòls en herbassar s'ajusta millor a les precipitacions, mentre que al bosc li costa augmentar el percentatge d'humitat si no és a partir de perllongades o abundants precipitacions. Per contra, les pèrdues en temps d'assecada són menors en sòls protegits per ombres (DUCHAUFOR, 1984, pp. 69), bo i reduint fins a un 60% l'evaporació directa en superfícies d'aigua lliure³⁷. En horitzons més profunds caldria tenir present l'evapotranspiració dels arbres.

La mitjanana d'humitat superficial del període a l'espai forestal del transecte de Malanyeu és del 21,7%, amb una desviació estàndard de 2,43 i un coeficient de variació de l'11,2%, a camp obert, en canvi, la humitat és del 15,2%, la desviació estàndard del 2,97 i el coeficient de variació del 19,6%. Tot i que les humitats són inferiors al Cadí, la variabilitat

³⁷ Calculat a partir de dos tancs d'evaporació situats a l'interior d'un bosc mixt de roure i pi roig i a camp obert, durant el mes de juliol de 1999 a Malanyeu. Evaporació mitjana diària al bosc: 1,15 mm, evaporació mitjana diària a camp obert: 2,7 mm, radiació mitjana diària: 866 w/m², velocitat màxima mitjana diària del vent: 5,72 m/s, temperatura màxima mitjanana diària: 30 °C, temperatura mínima mitjanana diària: 14,4°C (font: E.M.Guardiola de Berguedà, pluviòmetres i termòmetres: Malanyeu).

és similar, amb un 14,7% al medi forestal (11,2% de mitjanana, DE = 1,64) i el 19,7% a camp obert (12,11% de mitjanana, DE = 2,38).



Taula 6.102. Relació entre els episodis pluviomètrics i l'evolució de la humitat sota recobriment arbori i herbaci als perfils del Cadí i Malanyeu.

6.12.2 Humitat i vegetació

Amb l'objectiu d'analitzar quin és el paper de la vegetació en la humitat superficial del sòl, s'han comparat els valors de les humitats gravimètriques per a parells de mostres extretes en la mateixa àrea homogènia però sota diversos tipus de recobriment vegetal. S'han diferenciat els sòls recoberts de formacions herbàcies dels que es troben sota cobertures arbòries superiors al 40%, però també els exemplars aïllats que colonitzen camps abandonats i pastures, matollars, superfícies nues de vegetació i distingint les espècies aciculifòlies de les caducifòlies.

La incidència de la vegetació en el balanç hídric d'una conca (LLEDÓ & PIÑOL, 1988; GALLART & LLORENS, 1994, 1996; RABADÀ, 1995; LLORENS & GALLART, 1996) també influeix en la pròpia disponibilitat d'aigua dels vegetals, a partir del moment que entren en competència per captar aquest recurs (PUERTO & ANTA, 1988). La humitat de les capes més superficials del sòl és la principal font d'aigua de la vegetació herbàcia i en menor mesura l'arbustiva; també és fonamental en la dispersió de la vegetació en nous

espais de colonització i es pot considerar menys rellevant per a individus amb una xarxa radicular profunda i ben desenvolupada. Per aquest motiu és un paràmetre de fertilitat del sòl molt important en paisatges dinàmics com el cas que ens ocupa, on l'aforestació i recolonització d'espais deforestats és plenament vigent.

Si fem una primera exploració als valors mitjans del període estudiat al Cadí, podem comprovar com es produeixen diferències entre dos recobriments distints en una mateixa àrea. Per exemple: les mostres recollides en camps abandonats sota vegetació arbòria³⁸ presenten un valor mitjà de l'11,3%, mentre que a camp obert augmenta lleugerament fins al 12,1%; en canvi, en el perfil de Malanyeu les diferències són a favor de l'espai forestal (21,7%), mentre que els camps amb herbassars es situen en el 15,2% d'humitat edàfica. Les característiques forestals en un i altre perfil varien: mentre al Cadí l'aforestació dels camps és majoritàriament de *Pinus sylvestris*, a Malanyeu el bosc dens està constituït per una roureda en un cas i per una roureda mixta de *Quercus robur* i *Pinus sylvestris* en l'altre. A les dues mostres amb recobriment de caducifolis al Cadí (910 i 1420) les diferències són semblants al perfil de Malanyeu, amb un 34% més d'humitat sota els arbres a l'àrea 910³⁹ i diferències inapreciables a la 1420, tot i que aquí es tracta d'exemplars aïllats.

Diferències d'humitat al sòl en funció del tipus de vegetació i del recobriment (Cadí).		% H	Camp actiu llaurat (1200)*	15,8
			Marge del camp sense llaurar amb herbassar (1200)	13,6
			Marge del camp forestat ambPs (1200)	15,0
Bosc de <i>Pinus sylvestris</i> en camps (200,210,710)	11,3			
Camp obert (200,210,710)	14,4		Superfícies nues de vegetació en camps aband.(910,1000)	9,7
			Superfícies nues de vegetació en prats (2100,2110)	12,7
<i>Pinus sylvestris</i> aïllats en camps (500,700,610,400)	13,4			
Camp obert (500,700,610,400)	12,4		Humus de l'horitzó A0 en pinedes dePs (210,710,1510)	48,0
Bosc <i>Quercus robur/humilis</i> en camps (910)	11,2		Diferències d'humitat al sòl en funció de la vegetació i orientació (Cadí).	
Camp obert (910)	9,3			% H
<i>Quercus robur/humilis</i> aïllats (1400,1420)	17,6		Herbassars:	
Clariana en <i>Quercus robur/humilis</i> (1400,1420)	14,9		Camps a obaga (210,710,200,500,700,1000)	14,4
			Camps a solana (610,910,100,400,600,900)	11,9
Roureda xeròfila (2210,2410)	9,3		Camps al fons de vall (300,800)	14,0
			Camps actius a solana (1100,1200)	13,7
Pineda (<i>Pinus sylvestris</i>) xeròfila (1510,1410)	6,3			
Clariana xeròfila (1410)	12,2		Prats supraforestals a obaga (1900,2100)	32,2
			Prats supraforestals a solana (1800,2000,2110,2400,2600)	26,4
Matoll de boix (<i>Buxus sempervirens</i>) (1400,1500,1710)	24,3			
			Matolls:	
Pineda antiga de <i>Pinus sylvestris</i> (2310)	35,5		Matoll de boix (<i>Buxus sempervirens</i>) a obaga (1500,1710)	27,6
Pineda de <i>Pinus sylvestris</i> (2510)	14,1		Matoll de boix, argelagues a solana (1400,1410,620)	13,2
Clariana en pineda de <i>Pinus sylvestris</i> (2510)	23,4			
			Forestat:	
<i>Pinus uncinata</i> aïllats (2110,2400,2600)	33,6		Obaga (200,210,710,710b,500,700,1510,2319,2519)	14,6
Prats supraforestals amb <i>Pinus uncinata</i> (2110,2400,2600)	25,3		Solana (619,409,919,1400,1410,1420,2210,2410)	11,8

Taula 6.18. Variacions de la humitat gravimètrica del sòl (0-15cm) al Cadí, sota diverses condicions de recobriment vegetal i quantitat d'insolació. Els valors són la mitjana dels resultats de les vuit campanyes de mostreig per a les àrees indicades entre parèntesi. (* període coincident amb els dos inferiors).

³⁸ Aquesta mitjanana correspon a la fondària de 0 a 15 cm i inclou les masses forestals denses i els arbres aïllats en qualsevol exposició.

³⁹ El baix grau d'humitat en ambdues mostres respon a l'elevat contingut de sorres de l'àrea 910.

La taula 6,18 ens mostra els resultats més detallats amb la mitjana, i agrupats per afinitats de recobriment al Cadí i la taula 6.19. per Malanyeu. Les diferències comentades en el paràgraf anterior cal matisar-les a la llum d'aquestes taules ja que si és cert que entre els camps abandonats i en procés d'aforestació al Cadí hi ha més humitat a l'espai obert, en canvi si comparem el conjunt de mostres en camps abandonats a obaga i solana amb el conjunt forestal en ambdues exposicions ens adonarem que les variacions són imperceptibles. En canvi cal destacar l'àrea homogènia 2510, representativa de les denses

Diferències d'humitat al sòl en funció del tipus de vegetació i del recobriment (Malanyeu).			
	%H	DE	CV %
Bosc de <i>Quercus robur</i> (17,18)	22,7	2,0	8,7
Bosc de <i>Pinus sylvestris</i> i <i>Quercus robur</i> en camps (8,9,10)	21,8	0,7	3,0
<i>Pinus sylvestris</i> formant petits grups en camps (6,15,16)	18,8	1,0	5,1
Matoll dens de <i>Prunus spinosa</i> (21,22)	17,9	0,7	3,9
<i>Pinus sylvestris</i> aïllats en camps (1,4)	16,3	0,5	2,8
Caducifolis aïllats en camps (2,7,11,13)	15,8	1,6	10,2
Camps amb herbassar (20,3,5,19,12,14)	15,3	0,9	5,9
Camps amb la superfície del sòl nua de vegetació (12)	13,6	3,7	27,5

Taula 6.19. Variacions de la humitat gravimètrica del sòl (0-15cm) a Malanyeu, sota diverses condicions de recobriment vegetal en la part baixa d'una conca aterassada orientada a solana.

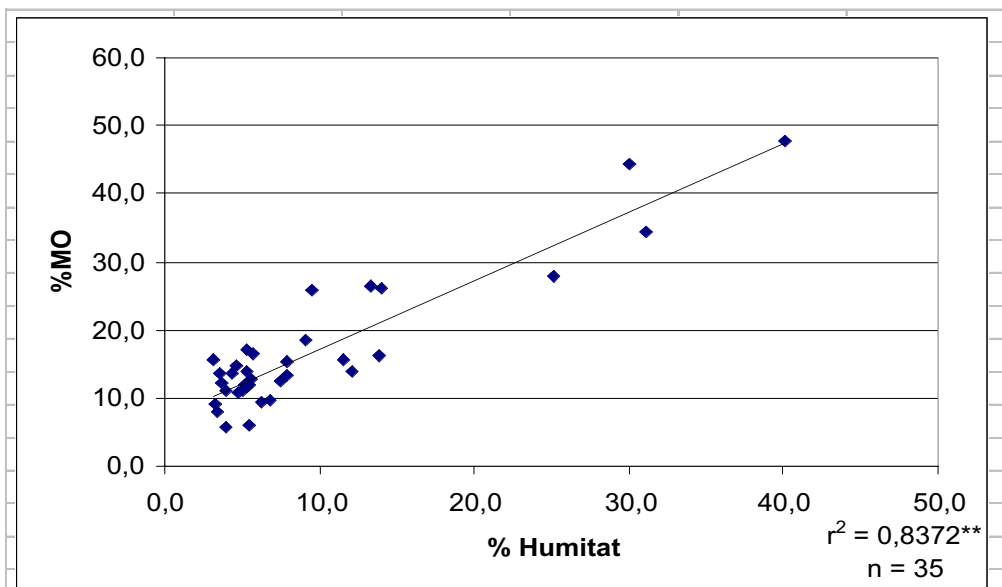


Figura 6.103. Relació entre la matèria orgànica i la humitat gravimètrica per a totes les àrees mostrejades.

pinedes de l'obaga del Cadí, on es passa del 14,1% d'humitat al sòl sota les capçades dels arbres (valor similar a l'espai forestal a obaga) al 23,4% en clarianes producte de les tallades arreu efectuades cap els anys seixanta, però s'assoleix el 35,5% sota retalls de bosc centenaris.

L'abast d'aquest estudi no permet aprofundir més en totes les causes d'aquestes diferències, però cal tenir en compte dos factors molt importants en aquestes variacions d'humitat: la retenció d'aigua per les capçades i el sotabosc és major en els boscs joves i densos (2510) i menor en els més antics i els intensament aclarits. Per altra banda en les capes més superficials del sòl, la matèria orgànica juga un paper fonamental en la retenció de l'aigua (BAVER, 1972; MERIAUX, 1987) i aquesta és més abundant en els sòls forestals. La figura 6.103. exemplifica aquesta hipòtesi, en correlacionar satisfactòriament la matèria orgànica de les diverses àrees amb el percentatge d'humitat. Tot i que en el perfil de Malanyeu no s'ha efectuat aquest anàlisi per manca de dades referides a la matèria orgànica, sembla lògic pensar que la reducció d'aquesta implica la disminució d'humitat que mostra la taula entre les formacions arbòries i les herbàcies. Una altra dada que reforça aquesta hipòtesi són els valors dels punts de mostratge en àrees erosionades i nues de vegetació amb un 10 a 22% menys d'humitat que les homòlogues recobertes de vegetació, en els camps abandonats, o fins el 40% en prats supraforestals. Aquests valors baixos contrasten amb els més elevats de la taula, corresponents a l'humus recollit en algunes pinedes de pi roig situades entre 1475 i 1600 m.

Diferències d'humitat al sòl en funció del tipus de vegetació i del recobriment (Cadí).	% H	% Variació
Bosc de <i>Pinus sylvestris</i> en camps (200,210,710)	10,8	-5%
Camp obert (200,210,710)	11,5	-20%
<i>Pinus sylvestris</i> aïllats en camps (500,700,610)	12,5	-7%
Camp obert (500,700,610)	11,5	-8%
Diferències d'humitat al sòl en funció de la vegetació i orientació (Cadí).		
Herbassars:		
Camps a obaga (210,710,200,500,700,1000)	12,3	-15%
Camps a solana (610,910,100,600,900)	11,2	-6%
Camps al fons de vall (300,800)	12,6	-10%
Camps actius a solana (1100,1200)	14,3	4%
Matollars:		
Matollar de boix, argelagues a solana (1400)	10,4	-21%
Forestat:		
Obaga (200,210,710,710b,500,700)	11,7	-20%
Solana (610)	10,5	-11%
Taula 6.20. Valors mitjans de la humitat entre 15 i 30 cm de profunditat sota diverses condicions de recobriment vegetal i quantitat d'insolació		
columna de la dreta indica el increment o decrement respecte la fondà		
0-15 cm.		

Els percentatges d'humitat en altres àrees mostrejades segueixen patrons que no responen exclusivament al factor recobriment, com veurem en el següent apartat. Així per exemple: si la roureda mesòfila de Malanyeu pot contenir fins el 32% d'aigua en la massa total de sòl.(textura argilo-llimosa), en canvi les rouredes seques de Cava tot just assoleixen el 12% (textura franco-sorrenca). A les pinedes subalpines de pi negre també es reproduïx el patró descrit i en els prats hi ha un 25% menys d'humitat mitjanana que sota les capçades dels arbres, valor fins i tot inferior al 35% més d'aigua en els boscos antics de pi roig respecte a les clarianes obertes per les tales. Les boixedes, tant abundants a solana com a obaga a tot el Parc Natural del Cadí-Moixeró, obtenen un valor del 24,3% molt similar a les zones de prats i herbassars però amb continguts més elevats de biomassa.

A 17 àrees homogènies del Cadí (23 punts de mostratge) també ha estat possible recollir sòl entre els 15 i 30 cm de profunditat (taula 6.20.). A aquesta fondària es produeix una disminució generalitzada del percentatge d'humitat edàfica en totes les àrees, tant en medis forestals com a camp obert, a solana i a obaga exceptuant els camps actius, amb un increment del 4% d'humitat. La roturació dels camps afavoreix l'evaporació directa dels primers centímetres de sòl, mentre que a major profunditat la humitat es conserva millor.

Cal destacar la idèntica variació percentual (9%) entre els camps amb herbassar a obaga i a solana i el medi forestal en idèntiques exposicions. L'elevada radiació de les solanes provoca majors pèrdues per evaporació directa en les capes més superficials del sòl, en aquest cas l'avantatge que suposa tenir un major contingut de matèria orgànica queda compensat en profunditat per la dificultat de migració de les molècules d'aigua cap a l'atmosfera. En contrast, la humitat superficial a obaga és la causa de l'acumulació dels efectes de la baixa evaporació i de la retenció d'aigua per part de la matèria orgànica.

Les gràfiques que a continuació s'exposen (figures 6.104. a 6.110.) són l'expressió de relacions binàries entre els diversos recobriments del perfil de Malanyeu. D'aquesta manera es pretén mostrar, per a cada punt de mostratge, l'evolució temporal tot comparant-la amb els seus homònims i la resta de tipologies.

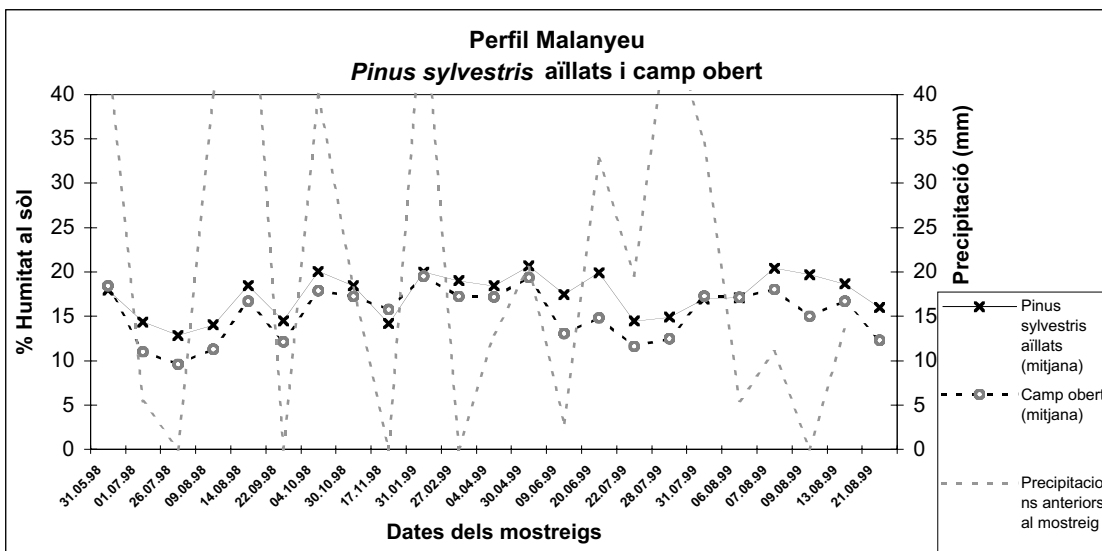


Figura 6.104.

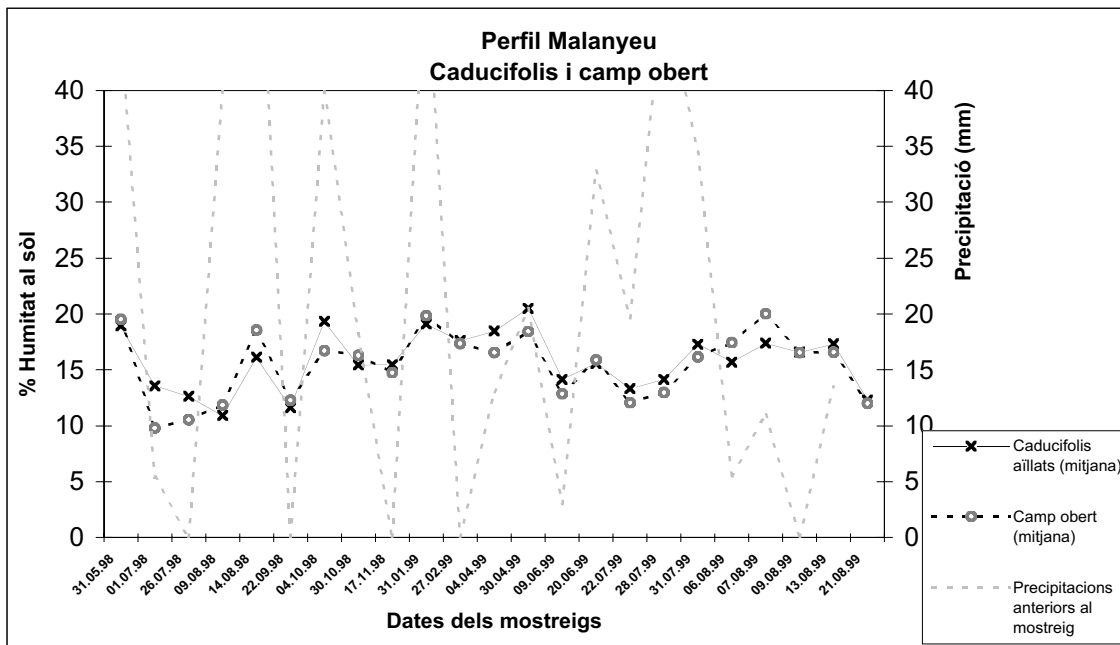


Figura 6.105.

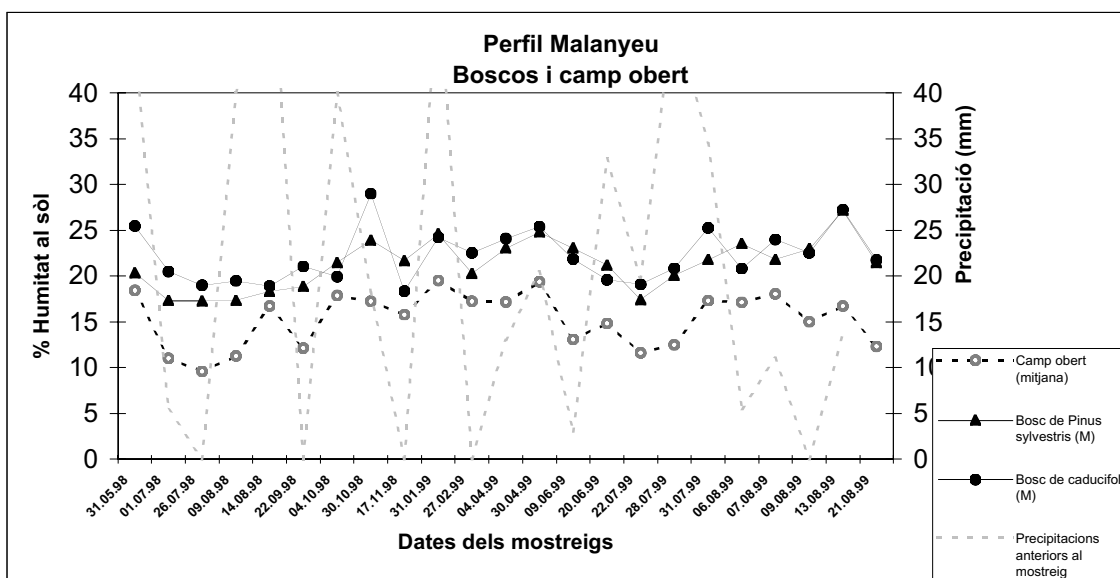


Figura 6.106.

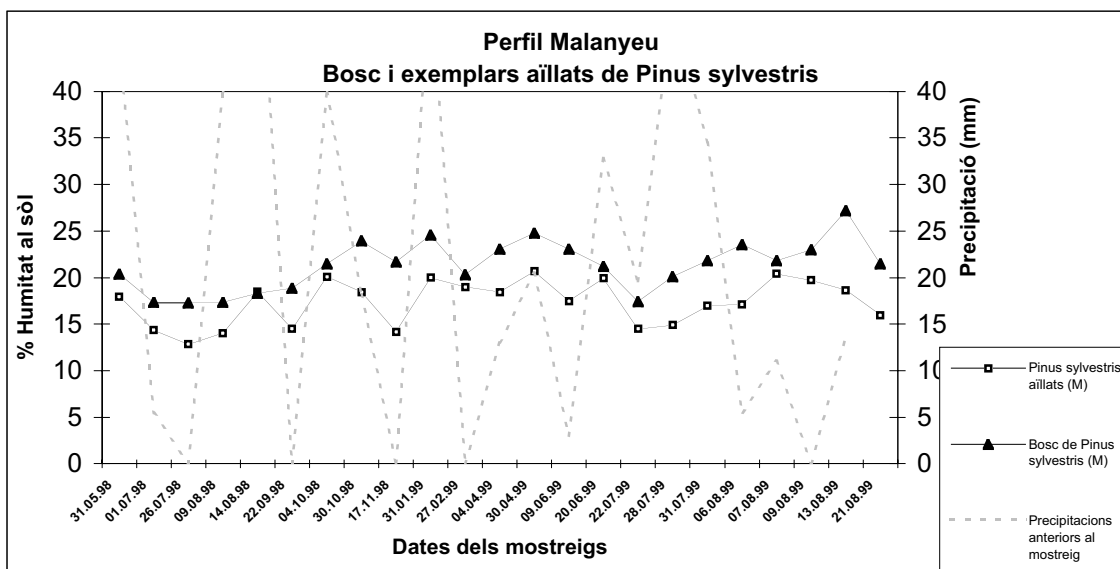


Figura 6.107.

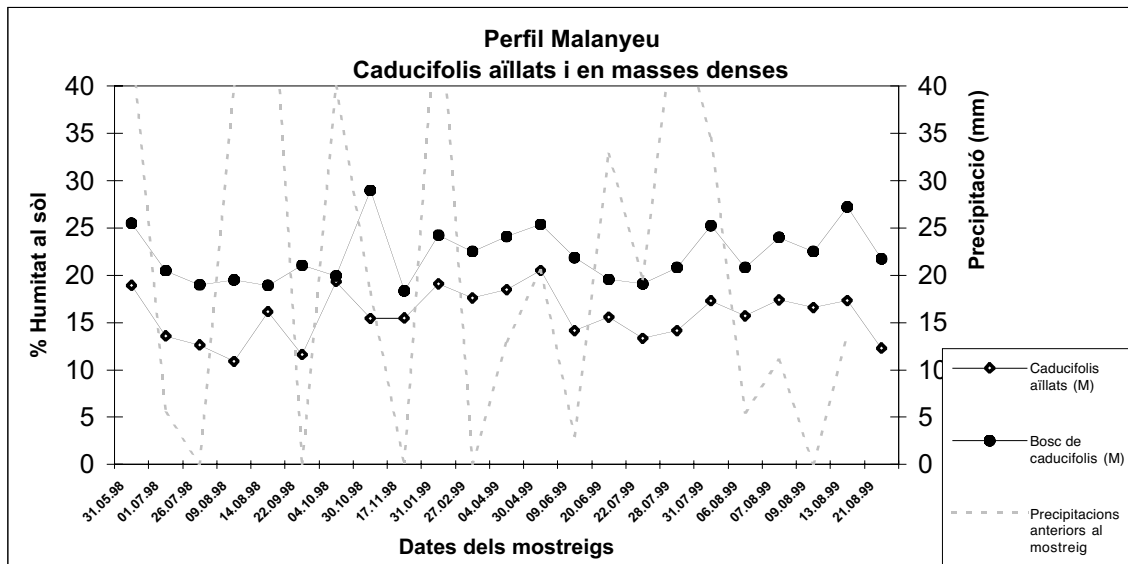


Figura 6.108.

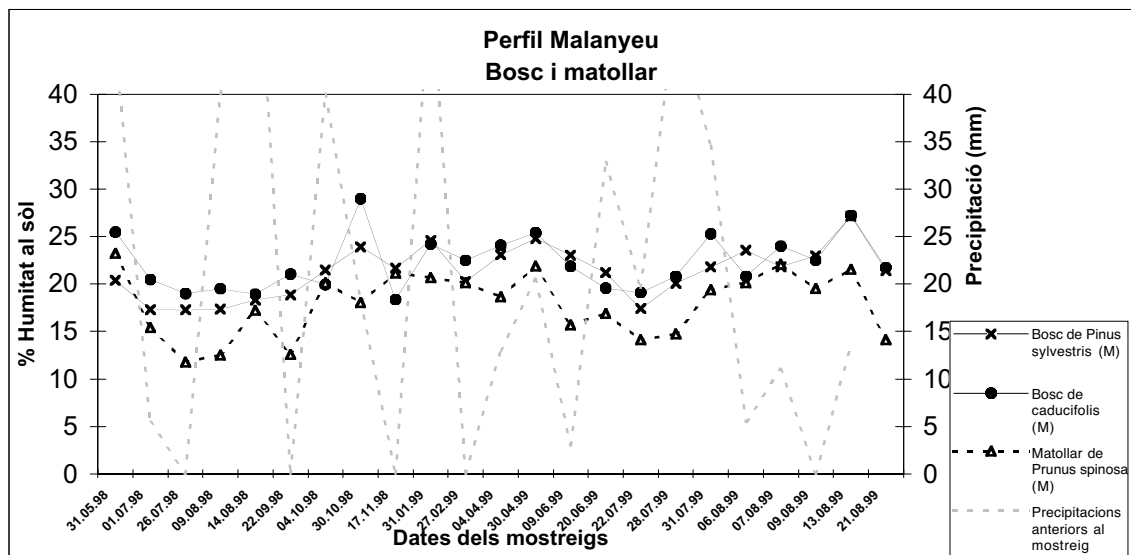


Figura 6.109.

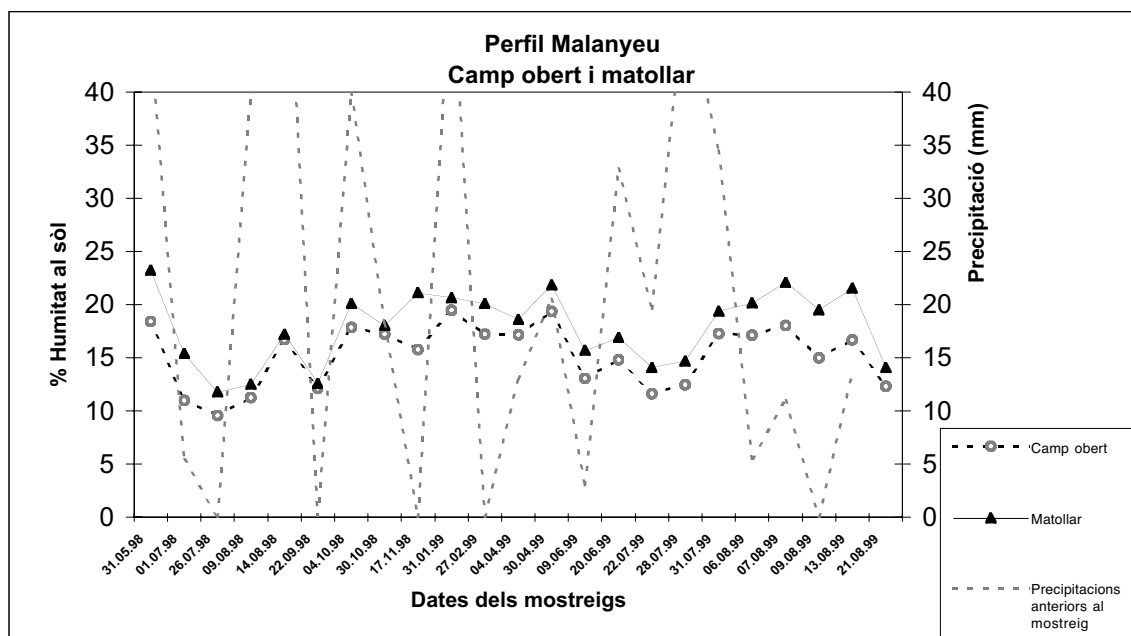


Figura 6.110.

6.12.3 Humitat, radiació solar i estatjament

Abans de concloure aquest apartat, cal fer referència a la influència de l'efecte orogràfic en la distribució de les precipitacions i per tant en la humitat edàfica, així com les pèrdues que es poden produir en les superfícies sotmeses a diversa intensitat de radiació solar, tant per l'evaporació directa com per l'increment en la transpiració de la vegetació.

Al perfil del Cadí s'han pres mostres d'humitat superficial des dels 1210 m fins els 2291 m d'altitud. Els més de 1000 m de desnivell permeten fer una anàlisi dels canvis d'humitat en els diversos estatges: des del montà fins l'alpí a través de les tipologies considerades (ús, recobriment, orientació). S'estableix un alt grau de correlació entre ambdues variables tal com mostra la gràfica 6.111., de tal manera que el percentatge d'humitat dobla el seu valor cada 335 m d'alçada. A les parts més elevades de la serralada hi pot haver fins a 5 vegades més humitat que al fons de les valls.

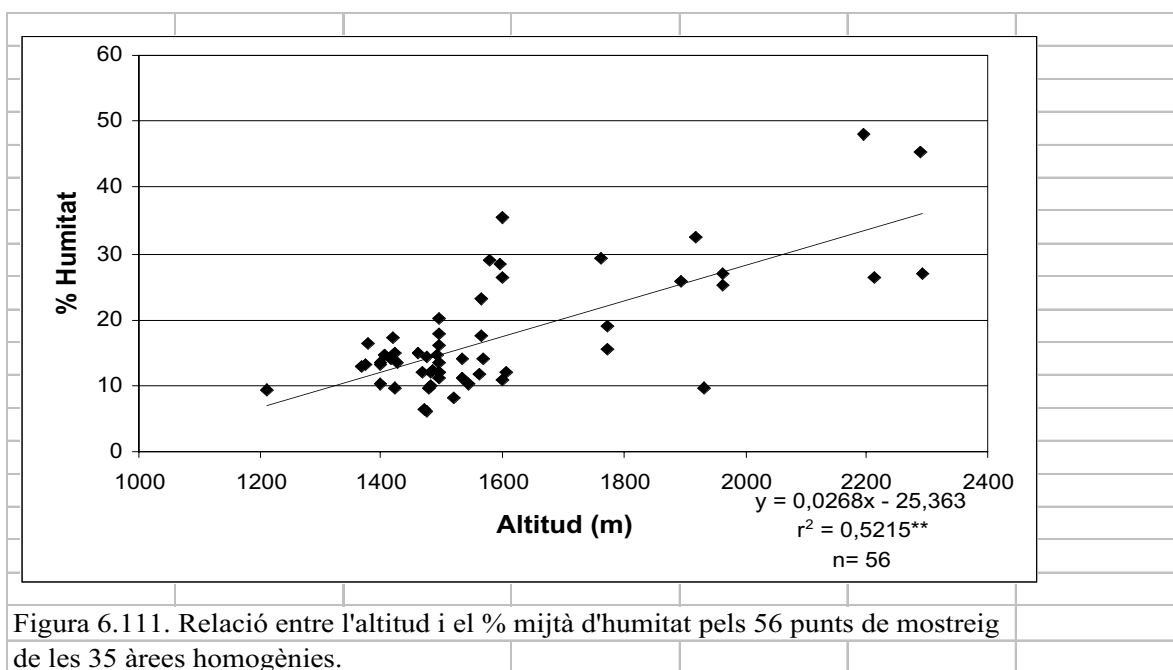


Figura 6.111. Relació entre l'altitud i el % mitjà d'humitat pels 56 punts de mostreig de les 35 àrees homogènies.

La desproporció entre el grau d'humitat a diferents alçades té l'origen en l'increment de la pluviositat a raó de 42 mm cada 100 m de desnivell (veure apartat 8.4), fins doblar els seus valors cada 1270 m, mentre que la humitat es multiplica per 3,8 en el mateix interval.

L'efecte contrari a aquest es deriva de les pèrdues d'aigua al sòl per l'increment de l'evapotranspiració en funció de la radiació solar. A la figura 6.112. s'estableix una correlació significativa i negativa entre la humitat i la radiació solar potencial, més clara entre els espais oberts que entre tot el conjunt de mostres. La vegetació arbòria interfereix en la insolació directa de sòl, tot generant ombres, i modificant la distribució lògica de la

radiació segons l'exposició. Per aquest motiu a la gràfica només s'han representat els espais oberts (camps amb herbassars) en un conjunt altitudinal homogeni (1368-1772 m).

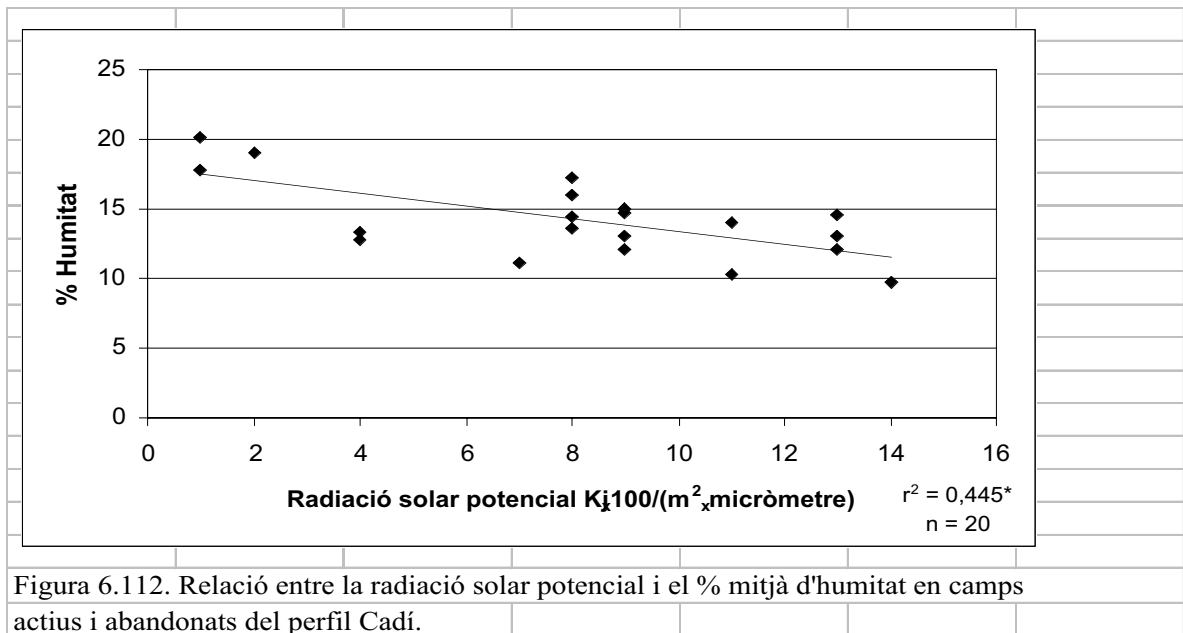


Figura 6.112. Relació entre la radiació solar potencial i el % mitjà d'humitat en camps actius i abandonats del perfil Cadí.

La combinació dels efectes de la interceptació de la vegetació, l'increment de pluviositat amb l'altitud i la disminució de l'evapotranspiració en exposicions de baixa insolació donen lloc a diferències evidents, tal com mostren les figures 6.113. i 6.114., referides al Cadí. Aquest perfil es caracteritza per un elevat grau d'homogeneïtat textural; tot i així hi ha algunes mostres que es desvien força de la mitjanana, per aquest motiu s'han afegit els valors de la capacitat de camp i punt de marciment permanent corresponents a cada àrea per a obtenir una visió més ajustada de la quantitat real d'aigua disponible per a les plantes. La figura 6.115. mostra el mateix tipus d'anàlisi per Malanyeu, tot i que aquí l'altitud i l'exposició són constants i les variacions venen donades pel factor recobriment.

Des del punt de vista de la fertilitat, la humitat del sòl serà útil en la mesura que estigui a disposició de les plantes. La capacitat de retenció d'aigua disponible (CRAD) és un concepte normalment utilitzat per quantificar aquestes necessitats (PORTA *et al.*, 1994, pag.311) i que en aquest cas l'expressarem com el percentatge d'aigua útil que representa la humitat mitjana de cada àrea. Entre els camps, la major quantitat d'aigua disponible es troba en els de fons de vall, amb una CRAD del 72%, en els camps recoberts d'herbassar a obaga és del 52% mentre que a solana és del 22%, una xifra similar als actius (23%). Els camps forestats tenen un 35% de la CRAD però un coeficient de variació molt elevat (54%). Els sòls més humits els trobem en els estatges superiors, amb valors d'aigua utilitzable al sòl que excedeixen un 76% la CC (176% de la CRAD) en els boscos, un 42% a les bosquines i el 94% als prats supraforestals; aquest excés només s'explica pels elevats continguts de matèria orgànica i l'elevada pluviositat d'aquestes àrees.

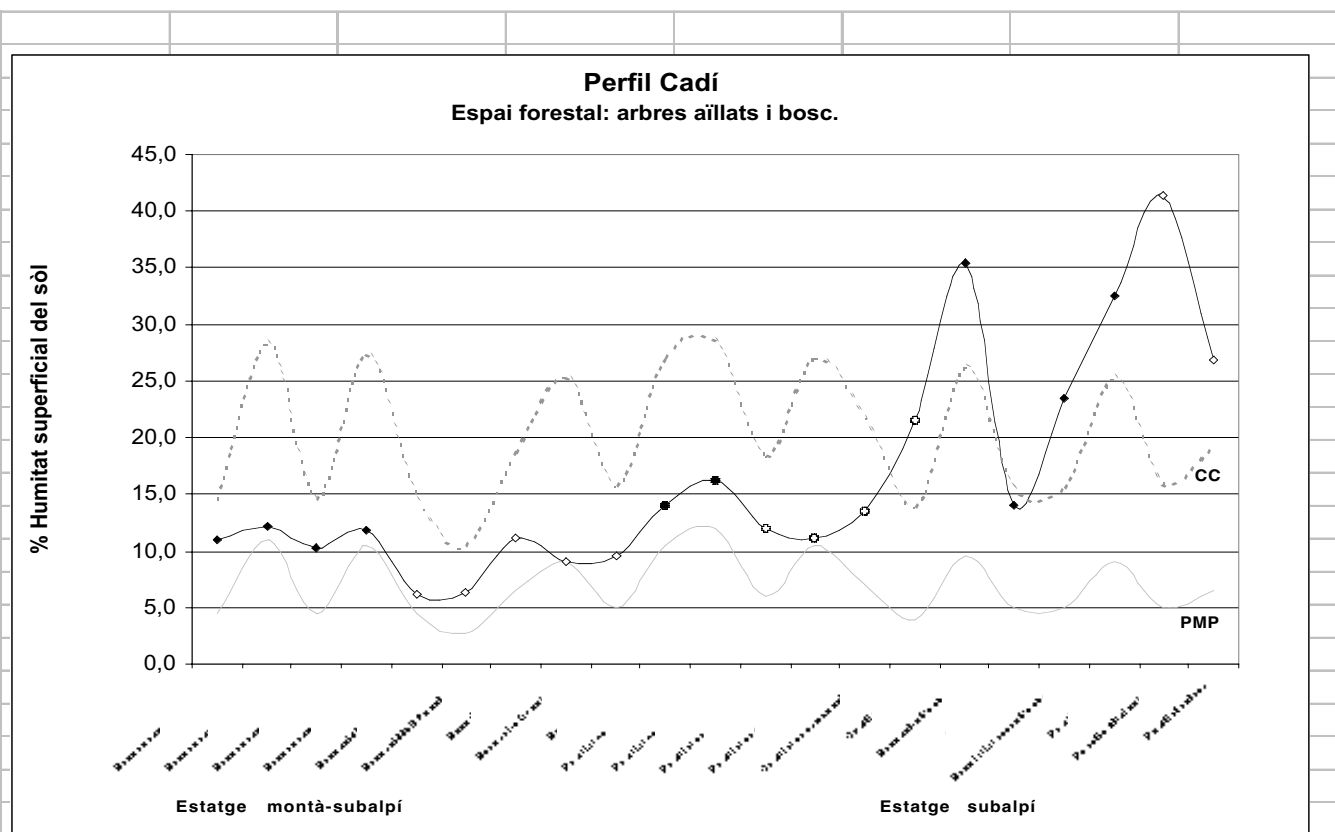


Figura 6.113. Valors mitjans d'humitat a tots els punts de mostreig, indicant si estan a solana (símbol buit) o a obaga (símbol ple). Les corbes de traç fi corresponen als valors de capacitat de camp (CC) i punt de marciment permanent (PMP), segons la classe textural de cada mostra (GARDNER, 1986; SIMPSON, 1983).

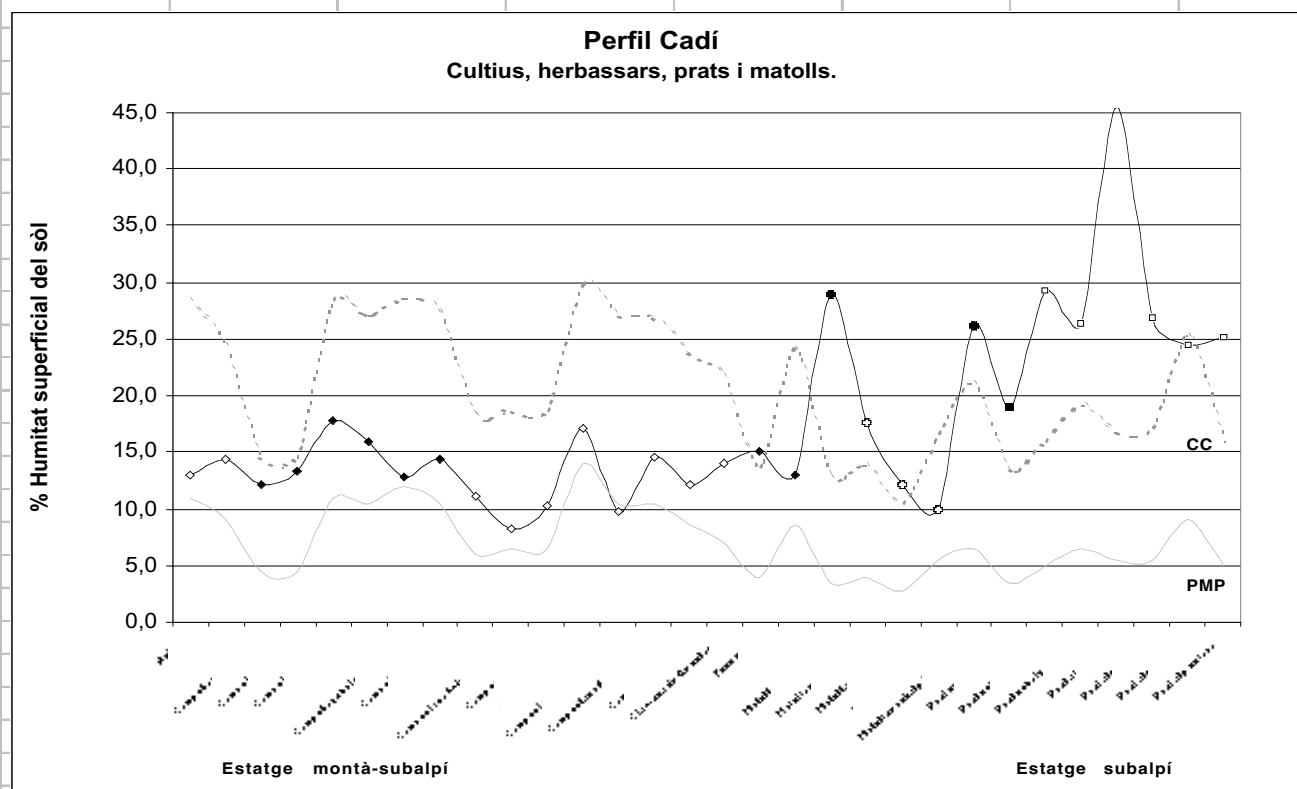


Figura 6.114. Valors mitjans d'humitat a tots els punts de mostreig, indicant si estan a solana (símbol buit) o a obaga (símbol ple). Les corbes de traç fi corresponen als valors de capacitat de camp (CC) i punt de marciment permanent (PMP), segons la classe textural de cada mostra (GARDNER, 1986; SIMPSON, 1983).

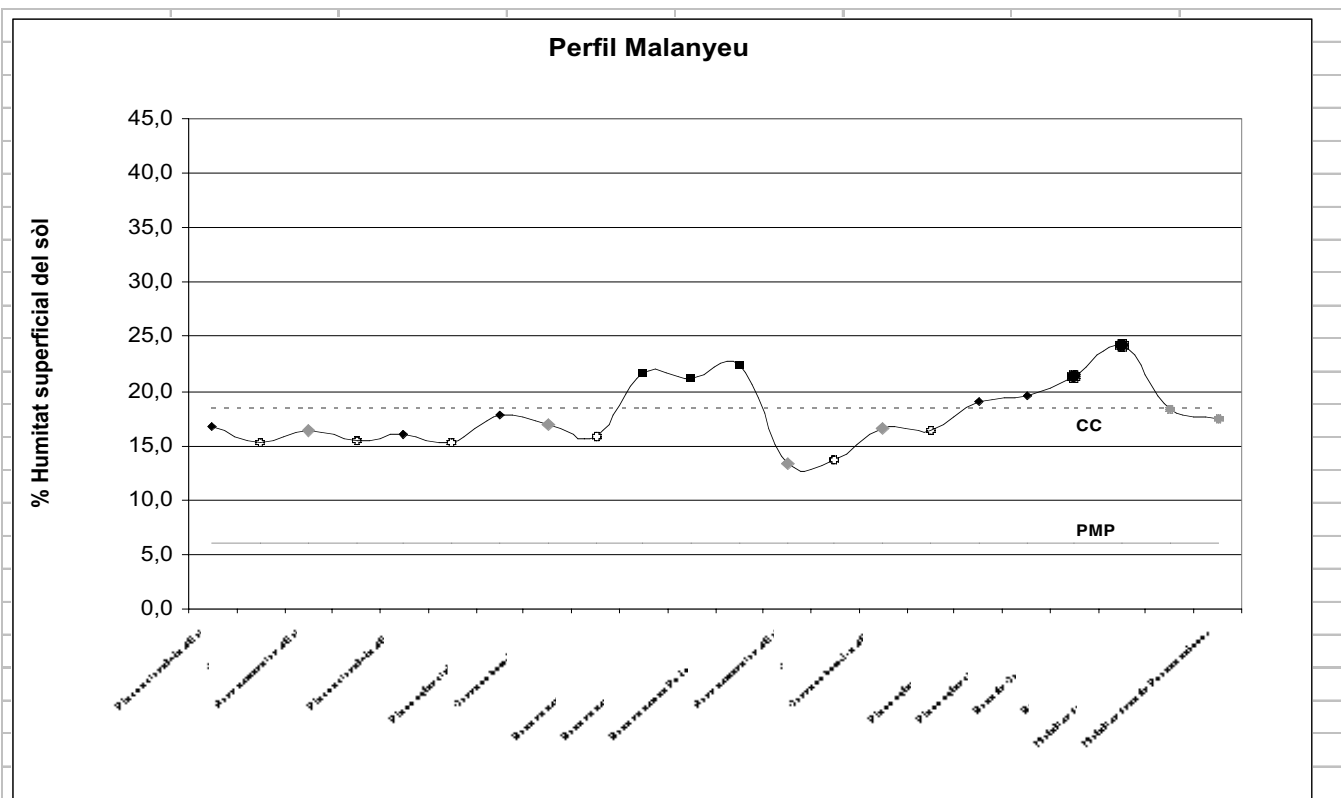


Figura 6.115. Valors mitjans d'humitat a tots els punts de mostreig. Les corbes de traç fi corresponen als valors de capacitat de camp (CC) i punt de marcimient permanent (PMP) per a sòls llim-argilosos (GARDNER, 1986; SIMPSON, 1983).

6.13 ÍNDEX DE FERTILITAT I AVALUACIÓ DEL SÒL

Una vegada analitzats detingudament cadascun dels paràmetres que intervenen en la fertilitat del sòl, s'ha aplicat la *classificació de la fertilitat i de l'activitat agrícola* de Cobertera (COBERTERA, 1983, pp. 142-147), per tal d'obtenir un índex que facilités la comparació entre totes les àrees homogènies.

El càcul dels valors de fertilitat expressats mitjançant l'índex de la taula 6.21., té com a objectiu fonamental l'extrapolació dels resultats al conjunt de l'àrea d'estudi així com la comparació amb estudis similars efectuats a Tuixén (SORIANO, 1994) dins el mateix equip de recerca. Tal com es pot observar a la taula, a part d'incloure la valoració química i biològica, així com la quantitat de sòl útil disponible, la valoració final de la fertilitat a cada àrea inclou l'estructura del sòl a partir de l'estabilitat estructural (columna C) i el percentatge mig de disponibilitat d'aigua per a les plantes de cada àrea al llarg de l'any (columna D). Per aquest darrer cas, els valors 0 indiquen que els períodes de dèficit hídric no compensen els que hi ha disponibilitat o excés d'aigua, en cavi valors igual a 100 tenen continguts d'humitat edàfica que superen els que correspondrien segons la classe textural a causa de l'elevat contingut en matèria orgànica. Per no complicar més el model no s'incorpora la variabilitat estacional de l'aigua al sòl (més elevada a solana que a obaga) però cal tenir present que són elements que en poden ajudar a entendre millor les dinàmiques d'aforestació o d'erosió de sòls.

Els valors de fertilitat edàfica amb la inclusió de la matèria orgànica, potassi, fòsfor, terra fina i potència reflectits a la columna B de la taula 6.21., assoleixen els màxims en molts camps abandonats i les pastures montano-subalpines d'elevada càrrega ramadera. Cal tenir en compte que aquest mètode està dissenyat per aplicacions agrícoles i per aquest motiu les fertilitats biològiques i químiques de la columna A es redueixen substancialment quan es pondera amb la quantitat de sòl útil a l'espai ramader i silvícola. Tot i així, la facilitat d'expansió del sistema radicular en sòls potents i poc pedregosos i una estructura ben construïda, sempre seran factors a tenir en compte en el creixement de la vegetació natural de cara a aprofitaments humans.

El valor mitjà dels camps abandonats és de 80, tot i que hi ha diferències entre els recentment abandonats (86) i els antics (71). Els cultivats estan per damunt d'aquests, amb un índex de 98; val a dir, que mentre la majoria d'abandonats veuen reduïts els seus valors en la ponderació de la columna A amb la B, els actius incrementen el valor en aquest pas degut a les majors potències de sòl.

Les parcel·les referides a camps inestables són les menys fèrtils del conjunt amb un valor de 67. L'única parcel·la que es situa en valors de camps erosionats sense ser-ho (210), justifica aquest fet degut al baix valor de fertilitat química i biològica, a un sòl prim i l'elevat contingut de sorres que afebleix l'estructura.

Mostra	A Fertilitat (Índex Cobertera)	B Fertilitat i quantitat de sòl (A x Tm TF/ha)	C Índex d'estabilitat estructural %	D Disponibilitat mitjana d'aigua en % de la CRAD	E Avaluació 1/3B+1/3C+ 1/3D
100	95	100	88	20	69
200	100	85	42	39	55
210	75	54	8	75	45
300	100	100	11	100	70
400	95	14	77	0	30
500	65	74	53	33	53
600	95	100	84	25	69
610	80	100	37	41	59
620	100	75	22	39	45
700	100	100	94	15	69
710	95	60	69	87	72
800	100	91	49	29	56
900	95	100	65	24	62
910	80	91	18	14	41
1000	75	57	12	23	30
1100	80	95	18	12	41
1200	80	100	47	34	60
1400	100	6	50	100	51
1410	50	5	16	46	22
1420	80	80	83	47	69
1500	100	7	81	100	62
1510	55	8	53	16	26
1600	80	98	79	20	65
1710	100	100	93	100	97
1800	75	12	86	100	65
1900	100	12	94	100	68
2000	95	10	8	100	39
2110	80	34	28	100	54
2100	75	9	33	95	45
2210	80	12	97	0	36
2310	100	11	100	100	70
2400	100	70	100	100	89
2410	70	38	56	43	45
2510	75	43	54	86	60
2600	80	51	48	100	66

Taula 6.21. Índex de fertilitat elaborat a partir de la classificació de Cobertera (A) i ponderat per les Tm Tf/Ha (B). La columna C és l'índex d'estabilitat estructural expressat com el % d'energia necessària per trencar l'agregat més estable. La columna D mostra el valor mig anual d'aigua disponible al sòl i la darrera columna E pondera els tres elements: fertilitat físico-química, capacitat d'estructuració dels sòls i la disponibilitat d'aigua.

Les pastures montano-subalpines es diferencien clarament en dos grups: un de valors molt baixos (per sota de 10), corresponent a zones de baixa pressió ramadera amb sòls molt pobres i l'altre amb valors per damunt de 75, corresponent a espais agro-ramaders o aquells on la concentració de caps de bestiar és molt elevada. En contrast, les pastures supraforestals formen un grup molt homogeni entorn l'índex 12, amb una caiguda important dels valors quan es ponderen amb la terra fina per hectàrea.

L'espai forestal obté una valoració intermèdia de 35, situada entre la dels camps i la de les pastures, tot i que hi ha importants diferències segons el criteri de la columna B. La fertilitat química i biològica en general és molt alta sobretot en els boscos poc intervinguts a l'igual que l'estabilitat estructural; en canvi, el factor diferencial resideix en la reclusió d'aquests darrers a sòls més pedregosos.

La fertilitat dels camps actius i abandonats és diferent si tenim en compte les característiques químiques o tots els paràmetres de ponderació. En el primer cas, absolutament tots els camps es troben per damunt de valors de fertilitat mitjana (40-60) i la majoria és bona o elevada. En aquest sentit, el descens de les concentracions de P i K a mida que s'incrementen els anys d'abandonament, no implica que la valoració global de la fertilitat química pels camps abandonats del Cadí-Moixeró sigui dolenta.

Els resultats poden arribar a ser molt diferents quan es ponderen aquests valors per la quantitat de terra útil, la resistència a la degradació i la disponibilitat d'aigua, en general la disminució de la profunditat dels sòl i un índex d'estabilitat estructural baix donarà lloc a sòls menys capacitats per retenir aigua i per tant agronòmicament més pobres. Els camps que es situen per sota del valor 55 es poden agrupar en funció de quins són els principals factors limitants: poca profunditat del sòl i manca d'aigua (400 i 1000); poca profunditat i desestructurats (210 i 620); desestructurats i manca d'aigua (500, 910 i 1100). Com era d'esperar s'inclouen 4 de les 5 àrees inestables, però també aquells situats en terres de textura sorrenca i l'actiu de Josa.

La fertilitat química dels camps augmenta amb els anys d'abandonament, tal com es pot observar a les gràfiques de la figura 6.116., exceptuant els camps inestables a obaga i els estables i inestables a solana del sector de Cava. En el segon conjunt de gràfiques (figura 6.117.), corresponents als valors de la columna B (taula 6.21.), l'evolució negativa de la fertilitat s'accentua en les parcel·les de Cava, degut a la gran diferència de potències que hi ha entre el camp actiu i els abandonats i canvia de tendència estable a negativa en els camps sense erosió, degut a la reducció de la profunditat del sòl.

La valoració definitiva de l'aptitud del sòl vers el creixement vegetal correspon a la columna E de la taula 6.21. (figura 6.118.). Aquests valors són una avaluació del potencial edàfic de cada àrea a partir de la ponderació dels nutrients, l'aigua i la capacitat d'estructuració, fonamentals per dotar d'una adequada i durable fertilitat als sòls. En termes generals es produeix una reducció dels índexs, però especialment en els camps actius degut a la major feblesa de l'estructura i la poca capacitat de retenció d'aigua en els 15 primers centímetres de sòl. També és evident el lleuger increment dels valors en els camps abandonats, especialment en els de fons de vall, degut a la millora de l'estabilitat estructural i la retenció d'humitat, l'única excepció es produeix als camps inestables a solana. A obaga el procés de degradació no afecta de forma general al camp i els aportaments de matèria orgànica degut al procés d'aforestació, compensen les pèrdues per erosió.

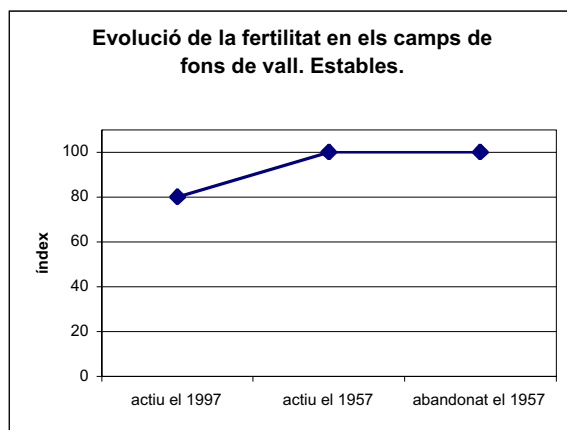
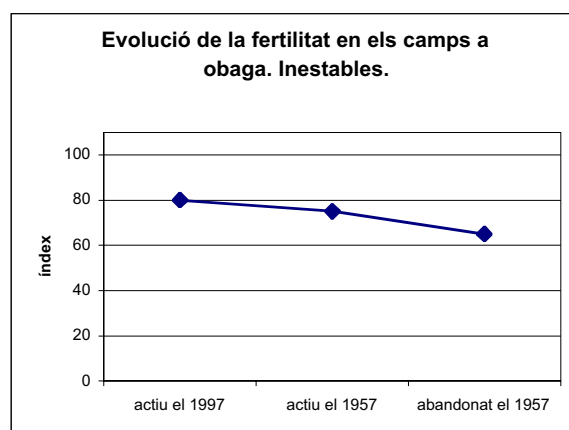
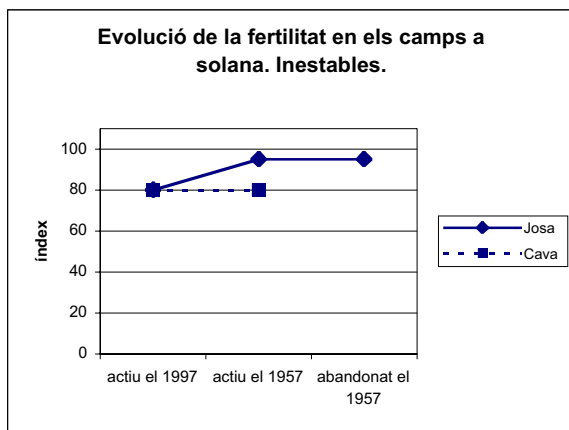
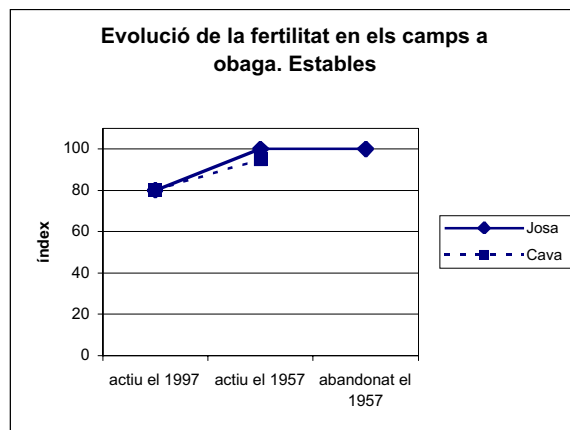
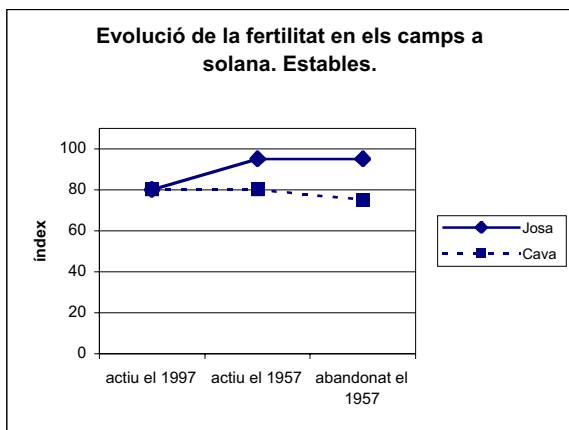


Figura 6.116. Fertilitat química (índex de Cobertera) dels camps actius i abandonats.

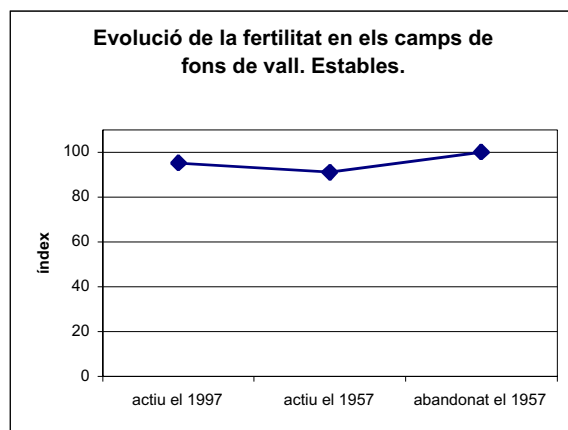
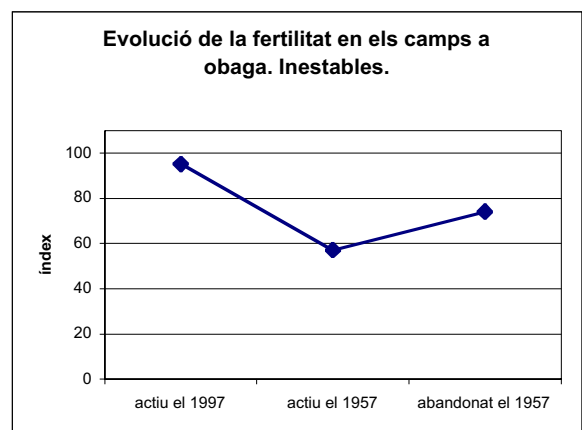
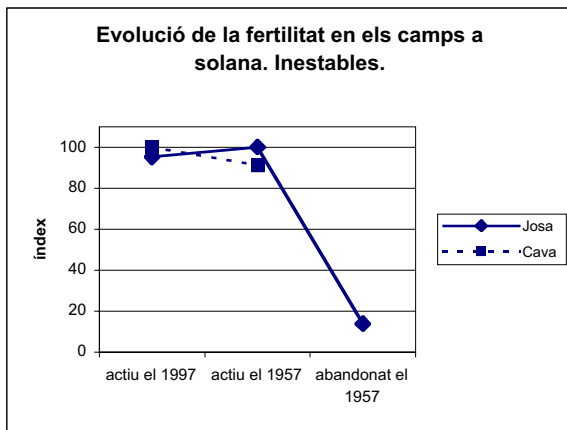
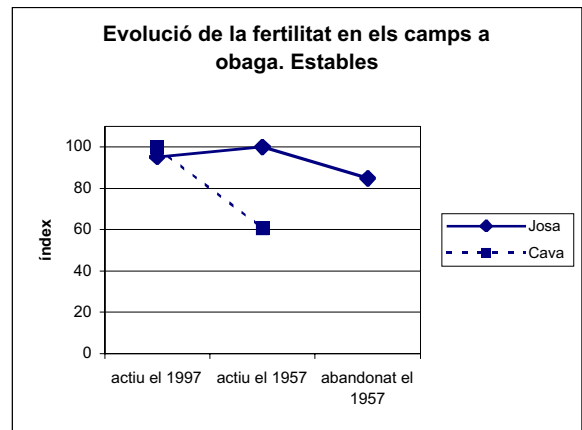
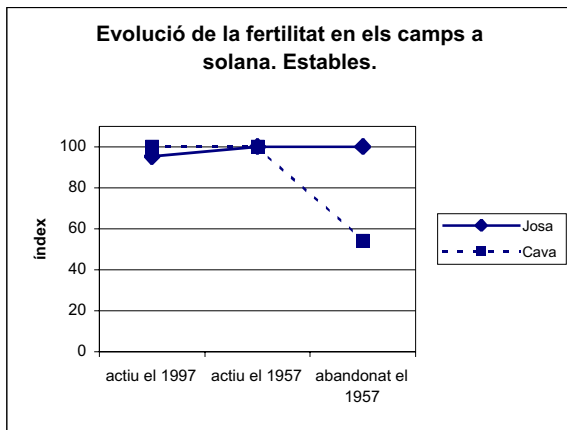


Figura 6.117. Fertilitat química i fondària dels sòls (índex B) dels camps actius i abandonats.

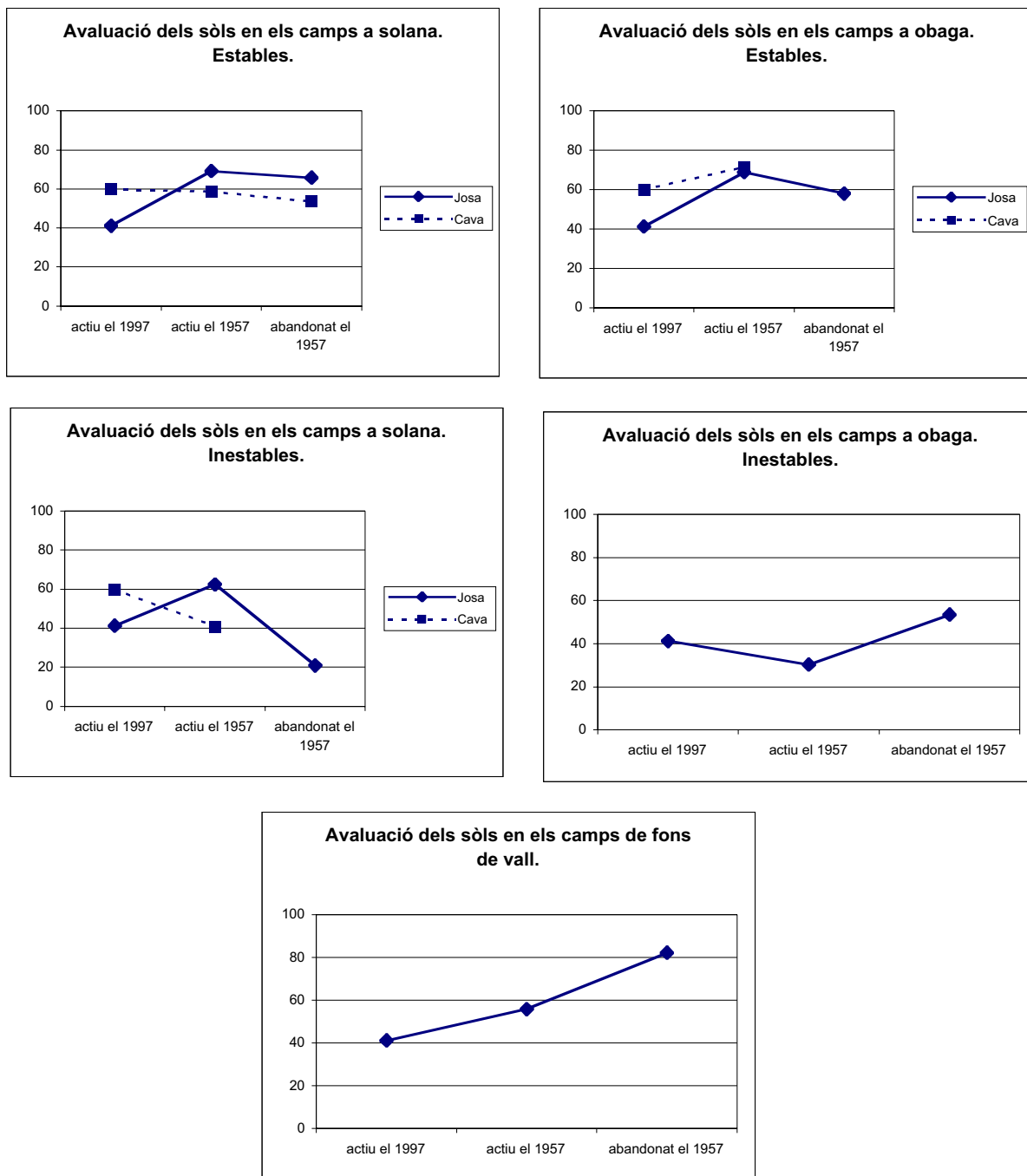


Figura 6.118. Dinàmica de l'avaluació del potencial edàfic (índex E), en camps actius i abandonats.

Per últim, cal destacar la importància de l'aigua al sòl per garantir les reserves d'aquest element i l'adequada nutrició dels vegetals. En aquest sentit la majoria d'àrees amb una fertilitat que supera amb escreix la mitjana (100, 500, 600, 610, 800, 900), contenen percentatges d'humitat mitjana entre el 20 i el 40% per damunt del seu punt de marcimement permanent. Aquest grau d'humectació assegura a la vegetació, que depèn més de l'humitat superficial, poder superar amb garanties d'èxit els períodes de dèficit hídric. Entre els camps actius, el que conjuga millor la fertilitat elevada i la humitat suficient és el de Cava

(1200) tot i que el contingut total d'aigua sigui similar al de Josa (1100), mentre que les àrees situades per damunt dels 1600 m han tingut garantides les reserves d'aigua entre 0 i 15 cm en el període estudiat.

Mostra	Humitat		Mostra	Humitat	
	cm ³ /cm ³	m ³ /Ha		cm ³ /cm ³	m ³ /Ha
100	0,22	246,1	1400	0,30	213,8
200	0,22	193,6	1410	0,13	75,1
210	0,15	96,3	1420	0,14	176,8
300	0,25	369,6	1500	0,17	173,1
400	0,11	84,9	1510	0,08	37,4
500	0,19	244,1	1600	0,25	278,7
600	0,19	199,1	1710	0,33	308,6
610	0,13	124,7	1800	0,52	426,3
620	0,06	30,8	1900	0,27	345,9
700	0,14	85,1	2000	0,32	134,5
710	0,15	63,3	2100	0,36	349,0
800	0,15	116,6	2110	0,37	257,2
900	0,19	149,1	2210	0,14	63,3
910	0,11	89,7	2310	0,30	89,1
1000	0,21	169,5	2400	0,41	609,8
1100	0,19	137,2	2410	0,14	145,0
1200	0,16	147,9	2510	0,26	195,2
			2600	0,29	404,6

Taula 6.22. Humitats expressades en volum d'aigua per volum de sòl. A la columna de la dreta s'han ponderat els valors per la quantitat d'elements grollers de cada àrea, per expressant-los com el volum d'aigua que s'emmagatzema en els primers 15 cm de sòl per hectàrea.

A la taula 6.22. es constata com les àrees mencionades contenen els volums d'aigua més elevats, tot i que si deixem de banda l'índex de fertilitat també s'incorporarien la 200, 300 i 1000 al grup dels camps. Totes les àrees per damunt dels 1600 m superen els 150 m³/Ha a excepció del prat supraforestal a solana (2000) i el bosc antic a l'obaga del Cadí (2310), degut que només tenen entre un 20 i 30% de terra fina.

6.14 DISCUSSIÓ SÍNTÈTICA DELS RESULTATS

L'anàlisi dels resultats referits a la fertilitat biològica, química, física i la humitat superficial dels sòls de les 35 àrees homogènies i punts de mostratge complementaris, ha donat lloc a la interpretació d'un gran nombre de dades que aquí intentarem resumir, extraient les més rellevants.

El percentatge de matèria orgànica tendeix a augmentar entre els camps actius i els abandonats. L'elevat grau de mineralització dels aportaments orgànics als cultius, implica una transformació ràpida de la matèria orgànica i per tant continguts més baixos que els camps abandonats. La matèria orgànica que aporta la vegetació espontània en aquests camps, és un 20 a 30% superior als continguts dels cultius i pot arribar a doblar els valors en les formacions forestals, després d'un lent enriquiment proporcional a l'increment de la biomassa. En contrast, els aportaments anuals en els camps actius són quantitativament molt superiors, però les transformacions i les pèrdues per extraccions també són més elevades.

Els aportaments de matèria orgànica en àrees d'elevada càrrega ramadera a obaga no compensen les extraccions i són inferiors a la matèria orgànica d'origen vegetal en comunitats herbàcies poc pasturades. A solana la reducció és menor en les pastures montano-subalpines i hi ha un lleuger increment en les supraforestals, on els detritus del bestiar són suficients en comparació amb la baixa producció de les àrees de baixa càrrega ramadera. A l'espai forestal hi ha més matèria orgànica en els boscos antics que en els més intensament explotats.

La quantitat de matèria orgànica és superior en tots els usos estudiats a obaga (figures 6.119. i 6.120.) i en els boscos subalpins poc intervinguts a solana. A l'espai agrícola es donen els percentatges més baixos junt a les rouredes montanes seques, mentre que els cultius actius l'exportació del sistema és molt elevada al bosc la reducció es produeix per la manca d'aportaments. En general un ús més intensiu del territori (cultius, elevada densitat de ramats i explotacions forestals continuades) comporta reducció dels continguts de matèria orgànica en el sòl.

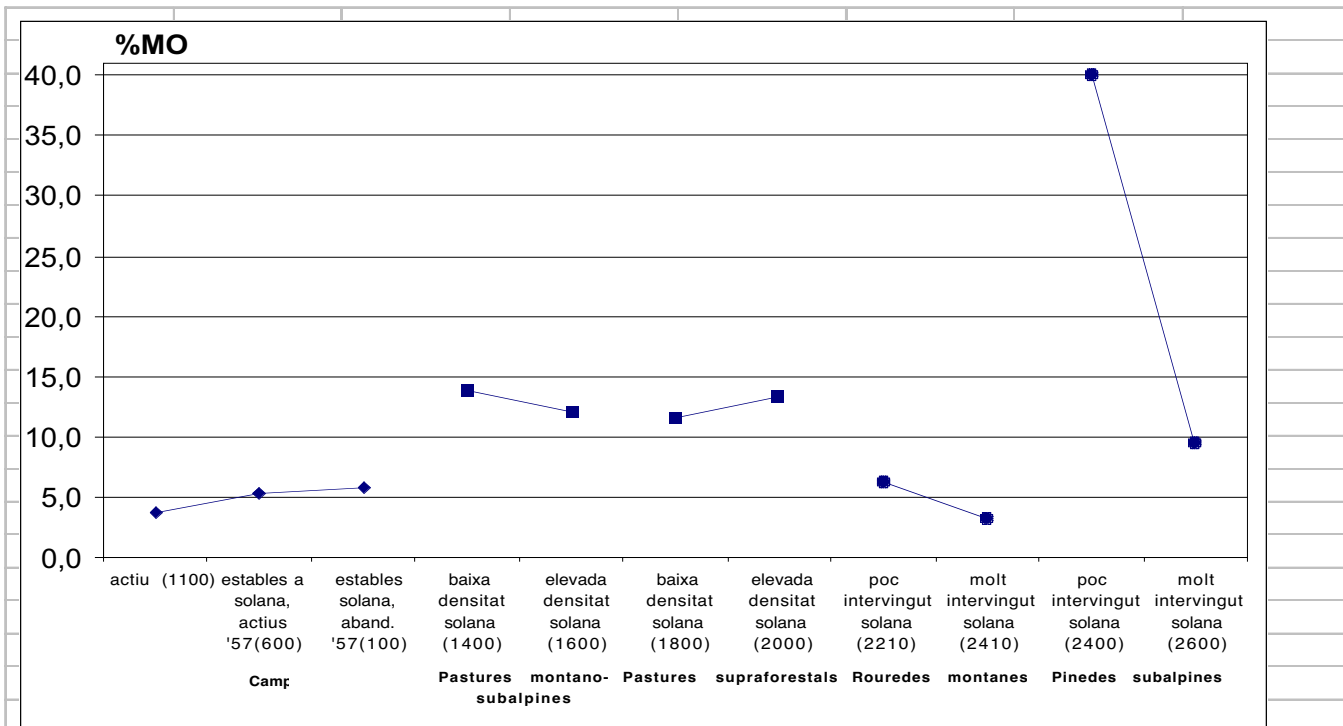


Figura 6.119. Evolució de la matèria orgànica entre les diverses intensitats d'ús a solana.

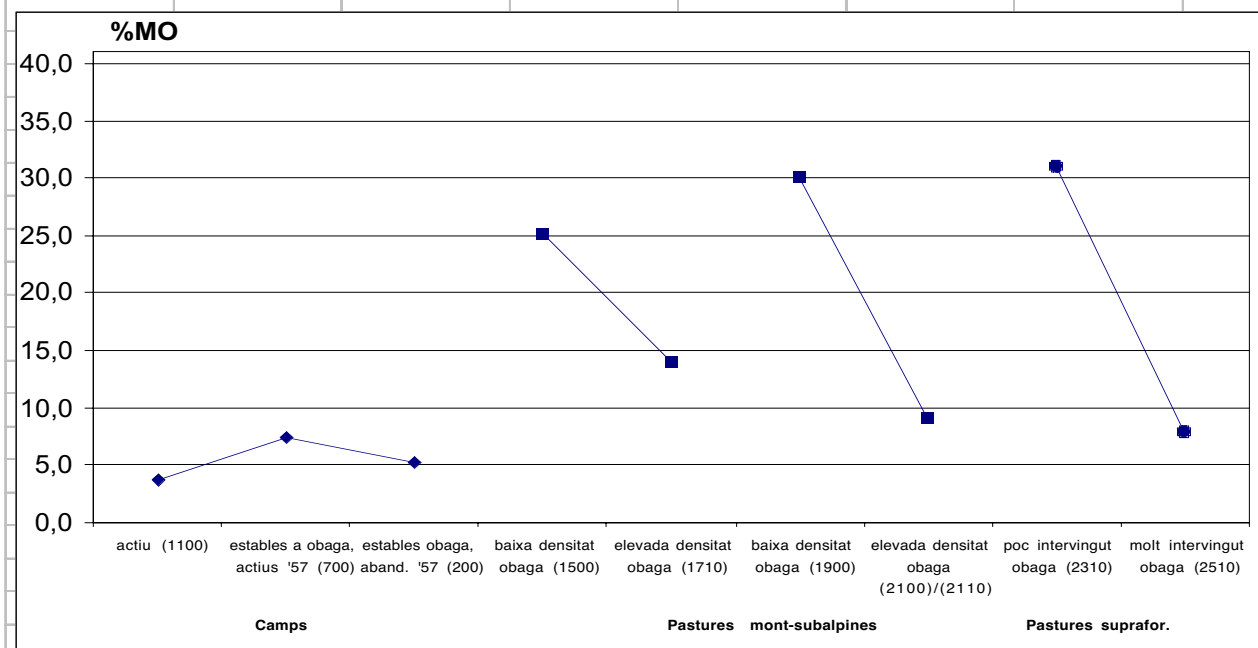


Figura 6.120. Evolució de la matèria orgànica entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

La relació C/N és més elevada a obaga (figura 6.121.) que a solana (6.122.) per a tots els usos, tot i que entre ells hi ha importants variacions. La naturalització dels sòls agrícoles en el pas de cultiu a camp abandonat, es fa palesa en l'increment dels valors de

C/N. A les pastures la relació C/N es manté estable entre les de baixa densitat i les d'elevada densitat, tot i que hi ha un lleuger augment a favor de les segones. Únicament

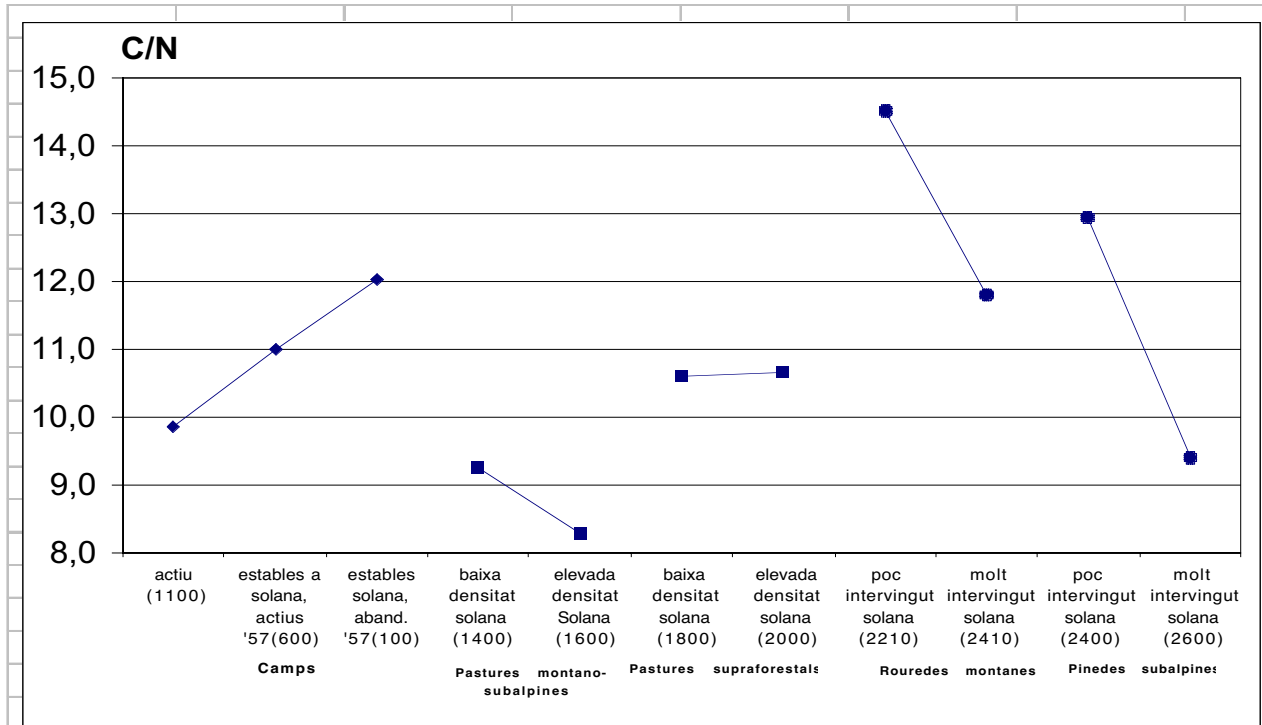


Figura 6.121. Evolució de la relació C/N entre les diverses intensitats d'ús a solana.

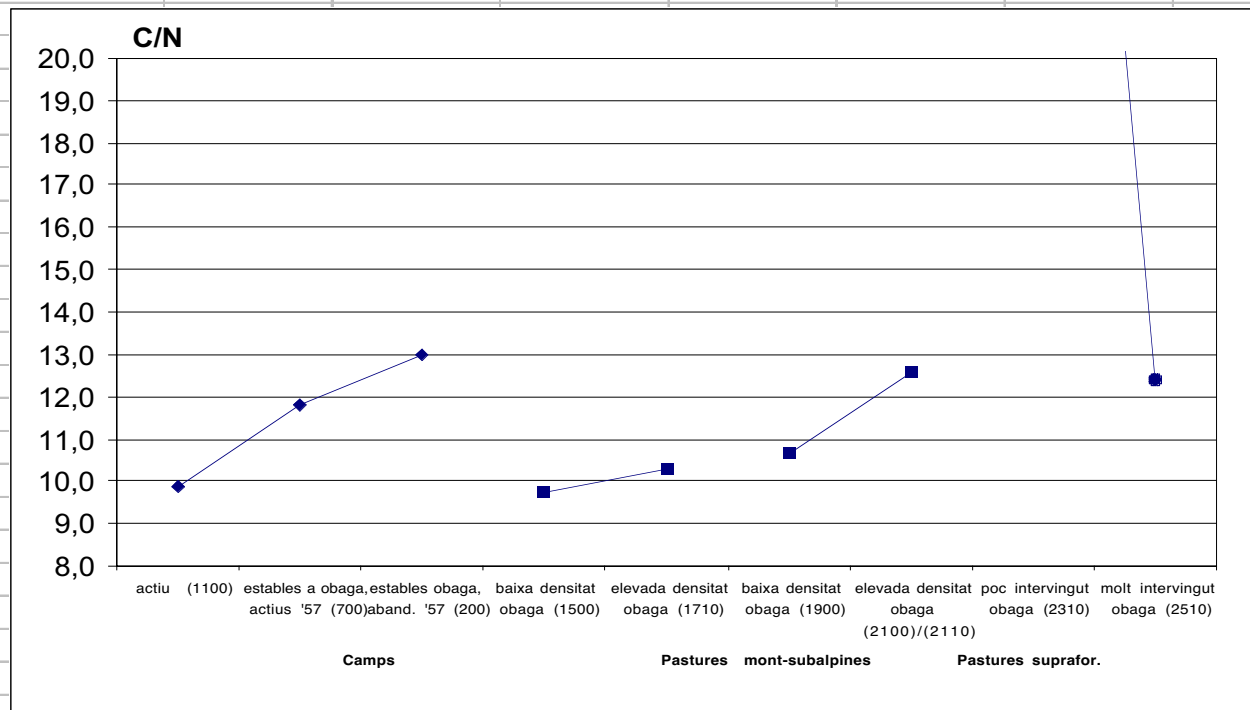


Figura 6.122. Evolució de la relació C/N entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

l'àrea d'elevada càrrega ramadera montano-subalpina a solana mostra valors anormalment baixos, deguts a l'augment de les concentracions de nitrogen provinents de les grans acumulacions de fems. La relació C/N en els boscos poc intervinguts pot arribar a doblar la proporció dels intensament explotats, degut a la gran acumulació d'humus en els horitzons més superficials.

Les relacions C/N més baixes corresponen als sòls més pobres com els de les pastures de baixa càrrega a solana, als cultius degut a la mineralització constant dels aportaments orgànics i a les acumulacions de matèria orgànica d'origen animal poc mineralitzada però amb elevats continguts de nitrogen. Les més elevades, com era d'esperar, es troben en els sòls forestals més antics.

El nitrogen total i la matèria orgànica mostren el mateix comportament en tots els usos degut a l'elevat grau de correlació que s'estableix entre ambdós.

El fòsfor i el potassi assimilables són els dos macroelements que millor indiquen la pèrdua fertilitat entre els cultius i els camps abandonats, lligada a l'aport d'adobs (orgànics en aquest cas). El fòsfor experimenta les reduccions de concentracions més importants en la primera etapa d'abandonament i després ho fa més lentament o fins i tot pot arribar a recuperar-se lleugerament. El resultat final implica passar de concentracions normals de 15 ppm en els camps actius a valors baixos propers a 5 ppm.

La importància dels detritus animals com a font de fòsfor assimilable es torna a posar de manifest en les pastures montano-subalpines. Tant a solana com a obaga (figures 6.123. i 6.124.) hi ha un increment molt important, més acusat allà on les acumulacions de fems són més elevades (1600). En canvi els prats supraforestals amb elevada càrrega ramadera, exporten més fòsfor en el bestiar transhumant que el que aquest pot reposar durant la temporada d'estiu. A l'espai forestal les relacions entre les concentracions de fòsfor en funció de l'ús són similars a l'evolució de la matèria orgànica, ja que aquesta (exclusivament d'origen vegetal) és la font principal de fòsfor.

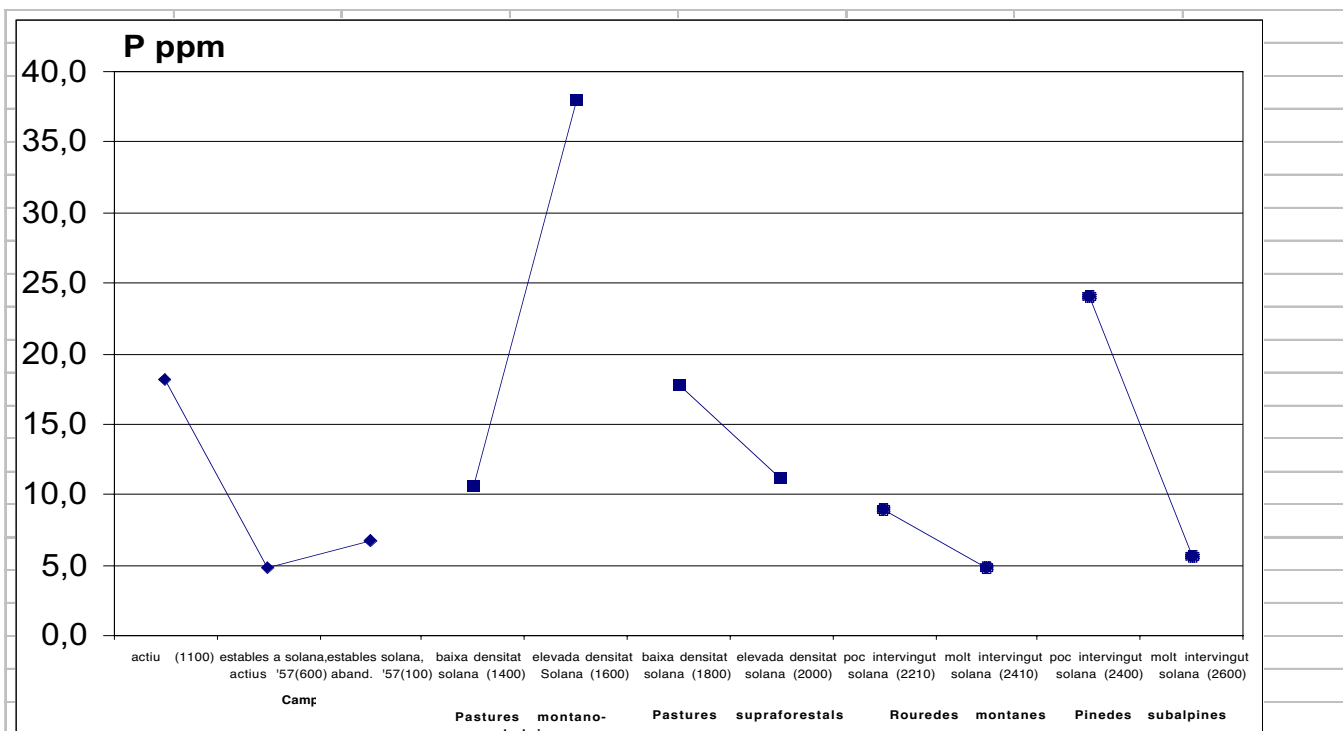


Figura 6.123. Evolució del P entre les diverses intensitats d'ús a solana.

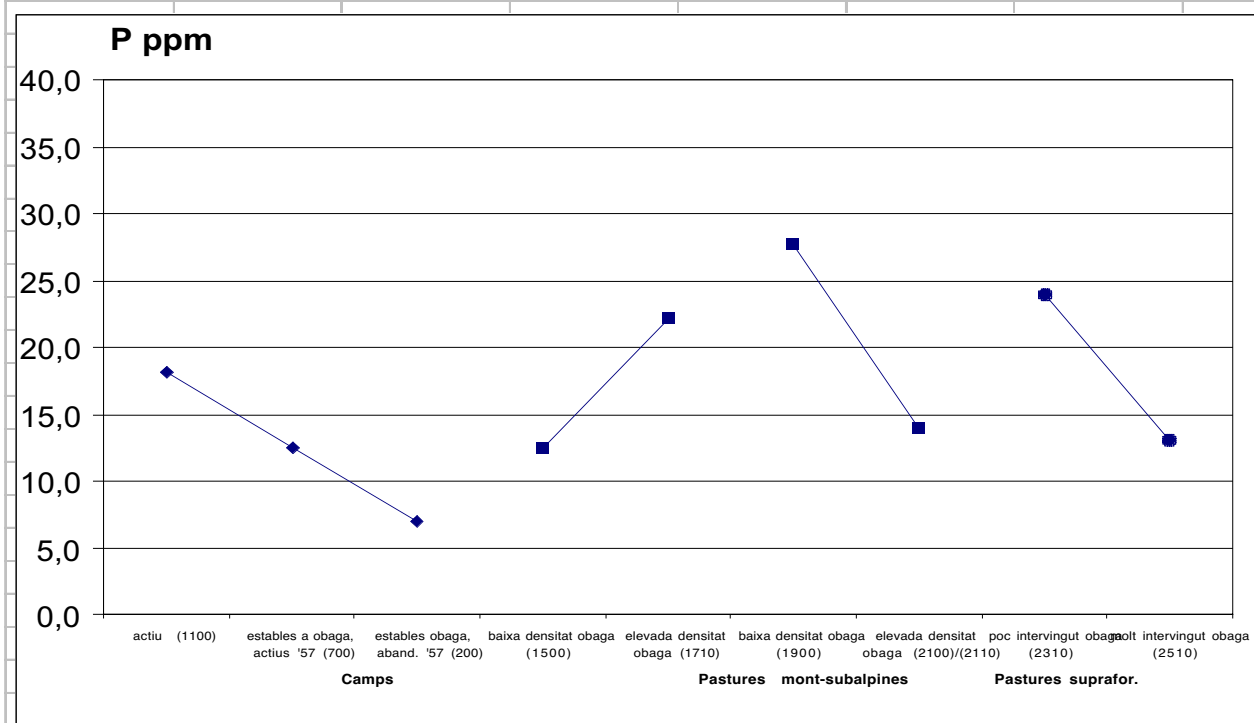


Figura 6.124. Evolució del P entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

El potassi evoluciona quasi mimèticament al fòsfor en els camps abandonats, però aquí les concentracions més baixes que s'assoleixen es troben per damunt de la normalitat (figures 6.125. i 6.126.). L'única diferència significativa es produeix a les pastures montano-subalpines a obaga, on els aportaments dels ramats a l'àrea d'elevada densitat no

han estat suficient com per augmentar les concentracions de potassi tal com succeeix a solana, possiblement a causa d'un major rentat en uns detritus menys recents en el temps que els de l'àrea (1600).

Les concentracions més elevades de potassi es troben en els usos agrícoles seguits de les pastures montano-subalpines. L'augment proporcional del rentat amb la pluviositat a altitud pot ser una de les causes de les baixes concentracions a les pastures supraforestals. L'evolució del potassi en el medi forestal és qualitativament similar a la del fòsfor.

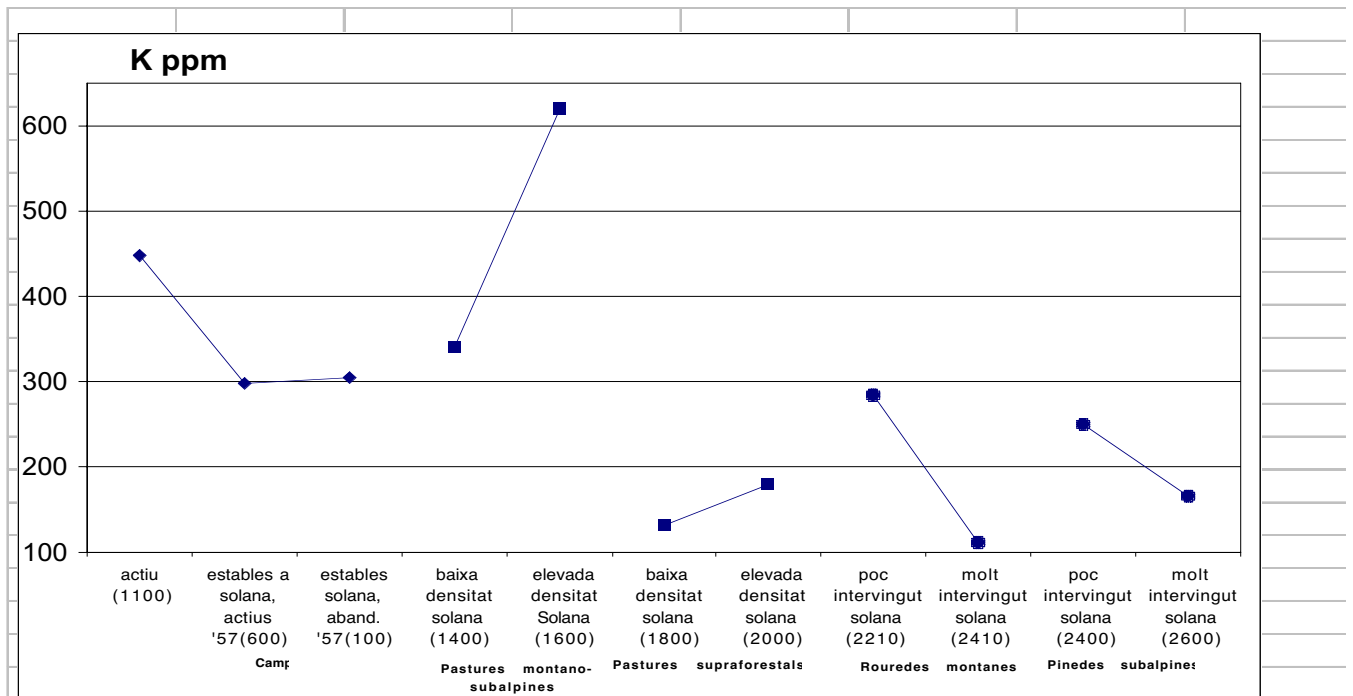


Figura 6.125. Evolució del k entre les diverses intensitats d'ús a solana.

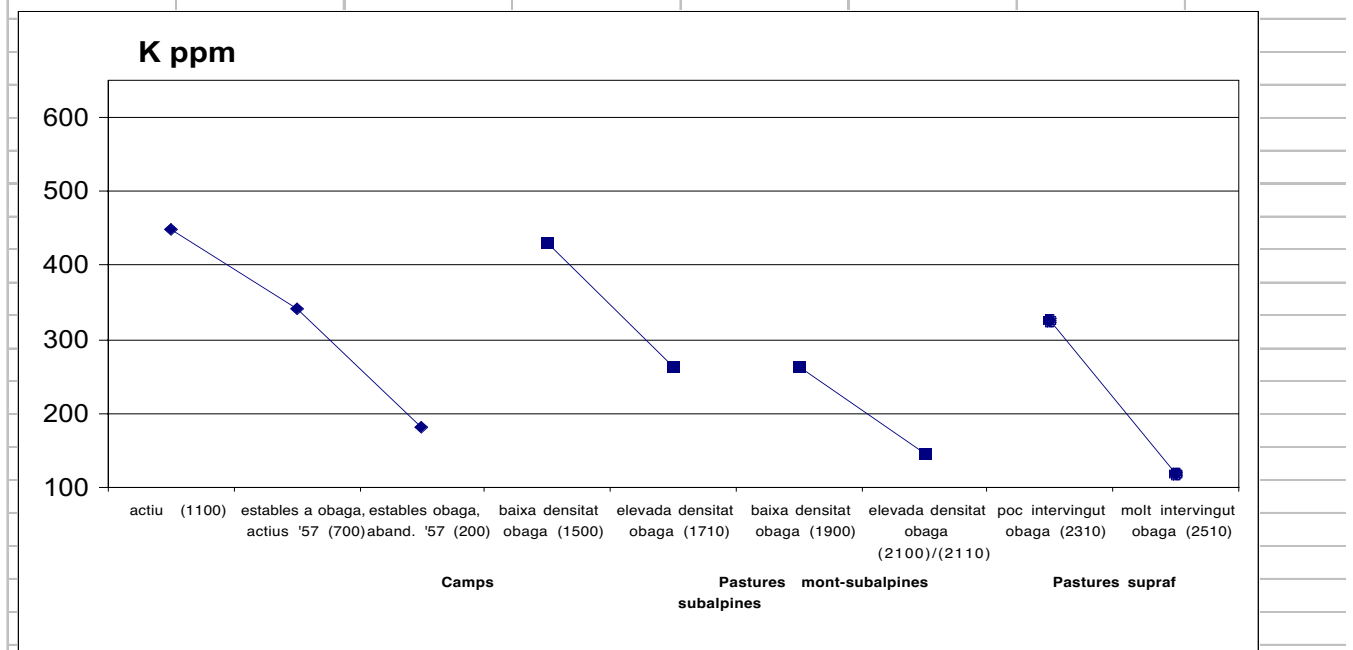


Figura 6.126. Evolució del k entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

L'evolució del magnesi a tots els usos és similar al fòsfor i potassi (figures 6.127. i 6.128.). Els increments de concentracions en determinades àrees responen a causes lligades al substrat litològic: tant els dos camps abandonats a obaga, els situats a fons de vall o la pastura 2110 es troben damunt de terrenys dolomítics o contenen una proporció elevada de $MgCO_3$.

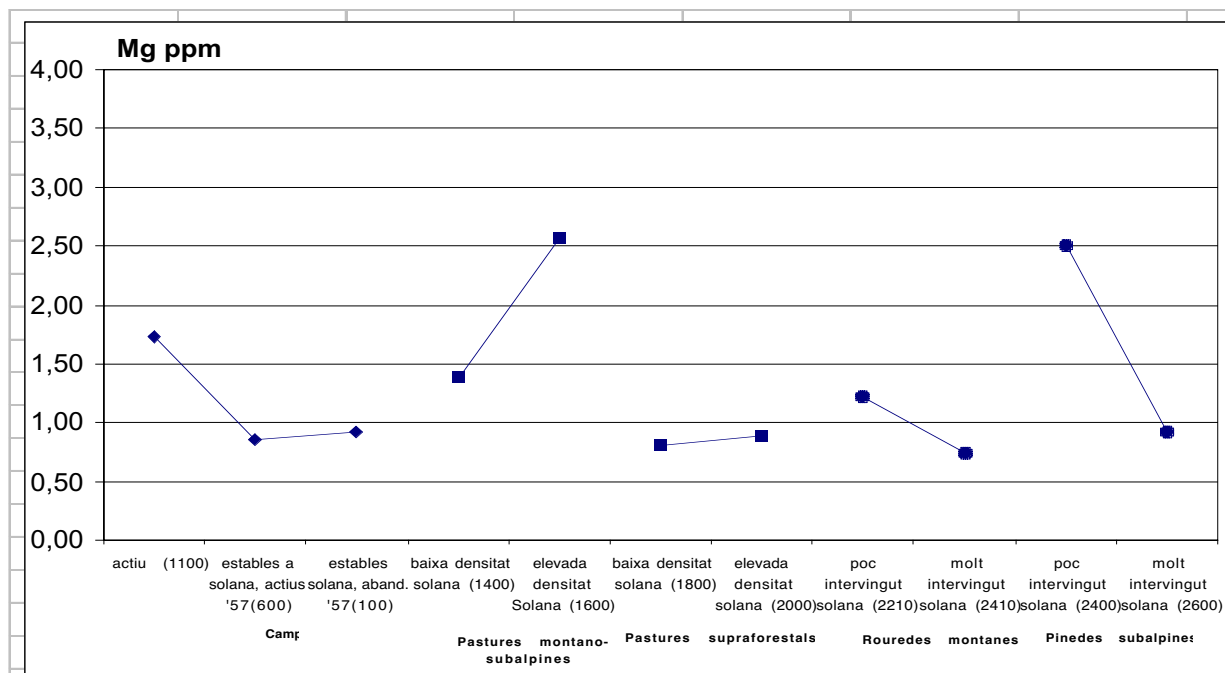


Figura 6.127. Evolució del Mg entre les diverses intensitats d'ús a solana.

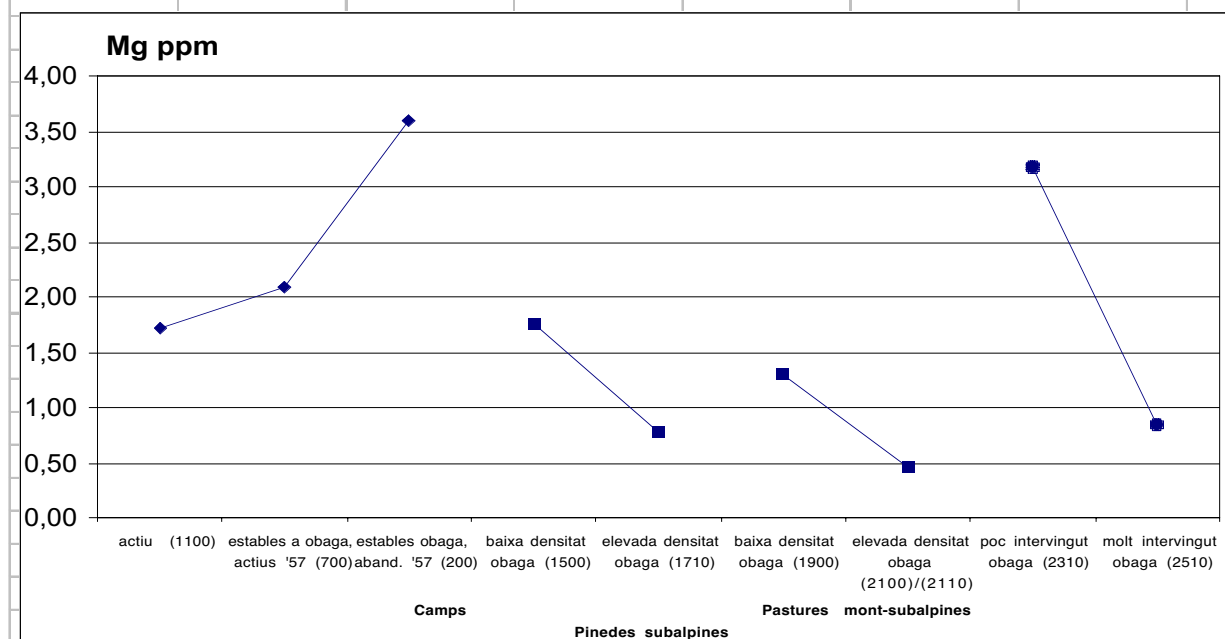


Figura 6.128. Evolució del Mg entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

En l'anàlisi comparativa dels resultats per usos i orientacions no s'ha tingut en compte el procés d'aforestació que experimenten els camps abandonats, considerant-los únicament en condicions de recobriment herbàci-arbustiu. Però l'evolució del sòl en els camps abandonats està estretament lligada a l'evolució de la vegetació a partir de les diverses etapes successional entre el moment de l'abandonament i la implantació d'un bosc madur. Per aquest motiu s'han seleccionat les dades de mostres i submostres del transecte que es corresponen amb les etapes de la successió vegetal establerta per SORIANO (1994) a la propera àrea de Tuixén i MOLINA (1996) per a tot el Cadí-Moixeró, amb la finalitat de poder establir comparacions.

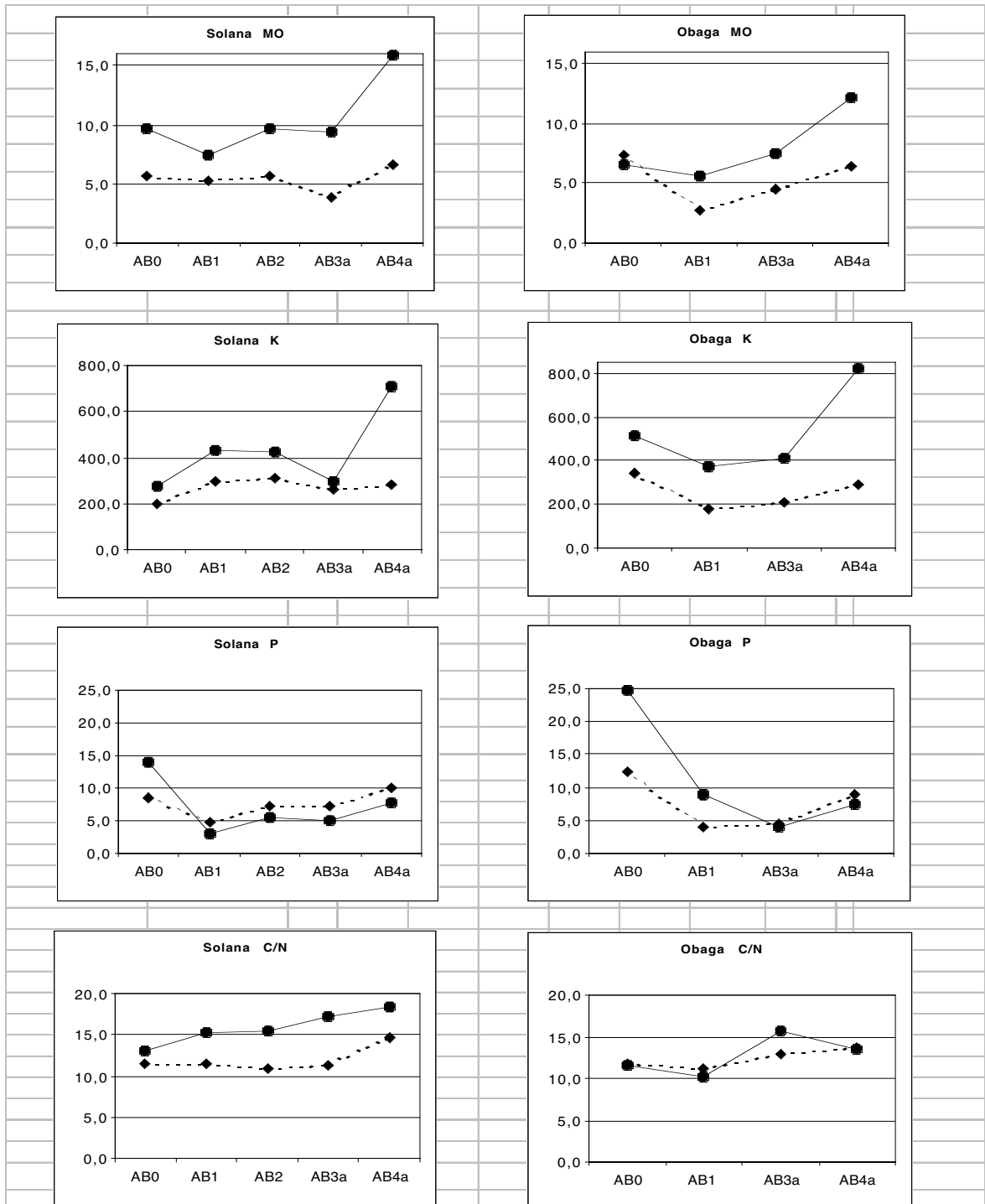
L'evolució dels quatre paràmetres edàfics seleccionats és molt similar a ambdues localitats, tal com es pot observar a les gràfiques de la figura 6.129., amb el denominador comú d'un increment de la fertilitat a les etapes finals de la successió i l'acumulació de restes orgàniques no mineralitzades en els horitzonts més superficials. La concentració de fòsfor i la relació C/N són molt semblants a obaga i a solana, tan sols els valors de matèria orgànica i potassi són sensiblement superiors a Tuixén, sobretot pel tipus AB4a degut al major grau de maduresa dels boscos de pi roig.

El perfil triangular dels sòls en els camps afeixats afavoreix la reducció de potències a les parts superiors, els pendents que en la majoria de camps superen el 13% i l'acció de la gravetat accelerada per la roturació de la terra, han donat lloc a l'acumulació d'un 15 a 35% més de nutrients en les zones baixes dels camps. Els processos d'aforestació dels camps abandonats donen lloc a increments del 10 al 20% de matèria orgànica, del 10% de potassi i imperceptibles en el fòsfor. En darrer lloc l'erosió pot provocar diferències entre les zones erosionades i les zones més estables de les parcel·les subjectes a processos erosius, que oscil·len entre el 25 i el 45% menys de la matèria orgànica, el 30% menys de potassi i el 10% menys de fòsfor, aquest darrer molt resistent a les pèrdues per rentat o arrossegament.

L'anàlisi granulomètrica ha premès establir la classificació textural (USDA) del sòls estudiats en: 11 franc-argilosos, 10 franc-sorrencs, 6 francs, 7 franc-argilo-sorrencs i 1 franc-argilo-llimós. La influència del tipus d'ús en aquest paràmetre sembla irrellevant, tot i que l'increment de les argiles en fondària podria estar relacionat amb el major rentat de la capa arable dels camps.

Els sòls més profunds del Parc Natural del Cadí-Moixeró tradicionalment s'han destinat a l'agricultura i en termes generals es localitzen a prop dels pobles o masos, per aquest motiu també han estat els darrers en ésser abandonats. Els boscos més antics es situen damunt dels sòls més prims i pedregosos, tot coincidint amb les àrees inservibles per

a altres usos i de més difícil accés. En relació a la fondària dels sòls, les quantitats de sòl útil (terra fina) més elevades es troben en els camps que tenen marges superiors a 1,2 m.



Taula 6.129. Comparació dels resultats de les principals determinacions entre l'àrea d'estudi (rombs) i el municipi de Tuixén (cercles) (SORIANO, 1994), per a quatre estadis de successió vegetal: AB0 herbassar; AB1 matollar de *Genista scorpius*; AB2 matollar de *Genista scorpius* i *Buxus sempervirens*; AB3a bosc de *Pinus sylvestris* de baix recobriment, AB4a bosc de *Pinus sylvestris* d'alt recobriment.

L'estabilitat dels agregats que formen part de l'estructura del sòl és major en els boscos, pastures i camps abandonats estables, mentre que són més vulnerables els agregats de prats supraforestals amb elevada càrrega ramadera, camps actius i espais erosionats dels camps abandonats.

La major part dels camps inestables tenen dos sectors ben diferenciats: aquells on els processos erosius encara hi són absents o actuen amb menor intensitat, els agregats són similars als dels camps estables i les zones erosionades normalment a la perifèria de les parcel·les, amb estructures molt febles. La matèria orgànica és l'element estructurant més eficaç dels sòls estudiats.

La densitat aparent augmenta lleugerament en els camps inestables més recentment abandonats, però disminueix a mesura que augmenten els anys d'abandonament. L'increment de la porositat que acompanya aquest canvi, està relacionat amb la incorporació de percentatges creixents de matèria orgànica i repercuteix positivament en la capacitat de retenció d'aigua en el sòl.

La disponibilitat d'aigua al sòl (de 0 a 15 cm) sota recobriments i gestió d'usos diferents, s'ha comprovat suficient per a la majoria d'àrees homogènies i únicament els camps abandonats amb processos erosius, forts pendents i una elevada radiació solar (400) o les rouredes seques en solanes estrictes i sòls poc profunds (2210) situen la mitjanana dels valors d'humitat del període estudiat al llindar del punt de marciment permanent.

En canvi els sòls quasi permanentment humits i que excedeixen la capacitat de camp degut als elevats continguts de matèria orgànica, es situen en els matollars densos de boix (*Buxus sempervirens*) o boscos antics per damunt dels 1.600 m i en els prats i boscos per damunt els 1.800 m.

Hi ha múltiples factors que condicionen la humitat del sòl: externs (climàtics, biòtics...) i intrínsecs al perfil (propietats del sòl). En aquest estudi ens hem centrat en establir un conjunt de mostres granulomètricament el més coherent possible i relacionar la humitat amb la resta de paràmetres edàfics estudiats. Aquesta exploració ha donat com a resultat un alt nivell de correlació entre la humitat superficial i el contingut de matèria orgànica, amb un grau de dependència molt més elevat que les possibles variacions per l'efecte del tipus de recobriment vegetal. Un altre factor a tenir en compte és el de l'alçada lligada a l'increment pluviomètric.

Per tant els sòls amb un elevat contingut de matèria orgànica augmenten la capacitat de retenir aigua. En contrast amb aquesta norma general els camps conreats mantenen uns nivells similars als camps abandonats amb la meitat de matèria orgànica, l'efecte de la roturació de la terra compensa aquest dèficit. D'altra banda els sòls nus de vegetació amb densitats aparents elevades són els més eixuts.

La valoració global de la fertilitat de les àrees homogènies és diversa en funció dels indicadors que intervenen: mentre l'índex de fertilitat de Cobertera presenta valors bons i molt bons per a la majoria de sòls (figures 6.130. i 6.131.), algunes àrees es podrien considerar no aptes per a l'agricultura quan es pondera la fertilitat química amb la quantitat de sòl disponible en Tm de TF/ha (figures de la 6.132. a la 6.133.). Cal recordar que aquests índexs estan definits amb criteris agronòmics i per tant podem tenir una vegetació natural perfectament desenvolupada en sòls molt pobres. Tot i així ens donen una visió de quin és el potencial edàfic de les diverses àrees.

Algunes tendències molt clares com l'increment de la fertilitat en els camps abandonats (estables) respecte als actius o la disminució de la fertilitat en funció de la intensitat d'ús en el medi forestal, canvien de signe a les darreres gràfiques (figures 6.134. i 6.135.). L'increment dels valors per els camps abandonats respecte als actius, respon a un major desenvolupament de l'estructura del sòl i al més elevat contingut d'aigua en la capa més superficial del sòl. Les diferències entre les pastures d'elevada càrrega ramadera i baixa càrrega ramadera montano-subalpines són evidents, en canvi es produeix l'efecte contrari entre les supraforestals, aquest fet sembla apuntar a la fragilitat dels sòls de l'estatge alpí i la facilitat en erosionar-se i degradar-se quan la càrrega ramadera és molt elevada. La reducció dels valors ponderats de fertilitat química, física i disponibilitat hídrica en el medi forestal, es produeix entre les pinedes subalpines (a obaga i solana) poc intervingudes i les molt intervingudes, mentre que les rouredes a solana veuen incrementats els índexos en les zones d'exploració intensa degut fonamentalment a la poca quantitat de sòl i la baixa capacitat de retenció d'aigua dels pocs espais marginals que encara mantenen alguns roures centenaris.

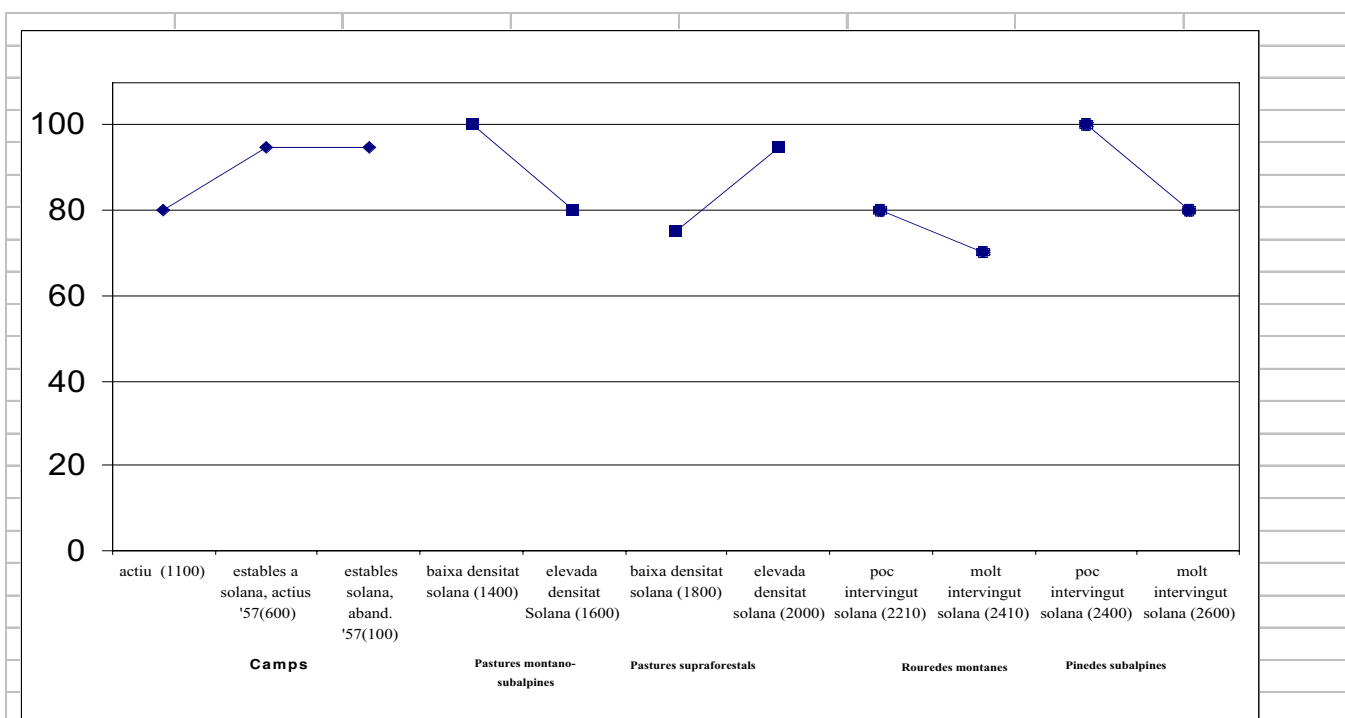


Figura 6.130. Evolució de la fertilitat química (índex A) entre les diverses intensitats d'ús a solana.

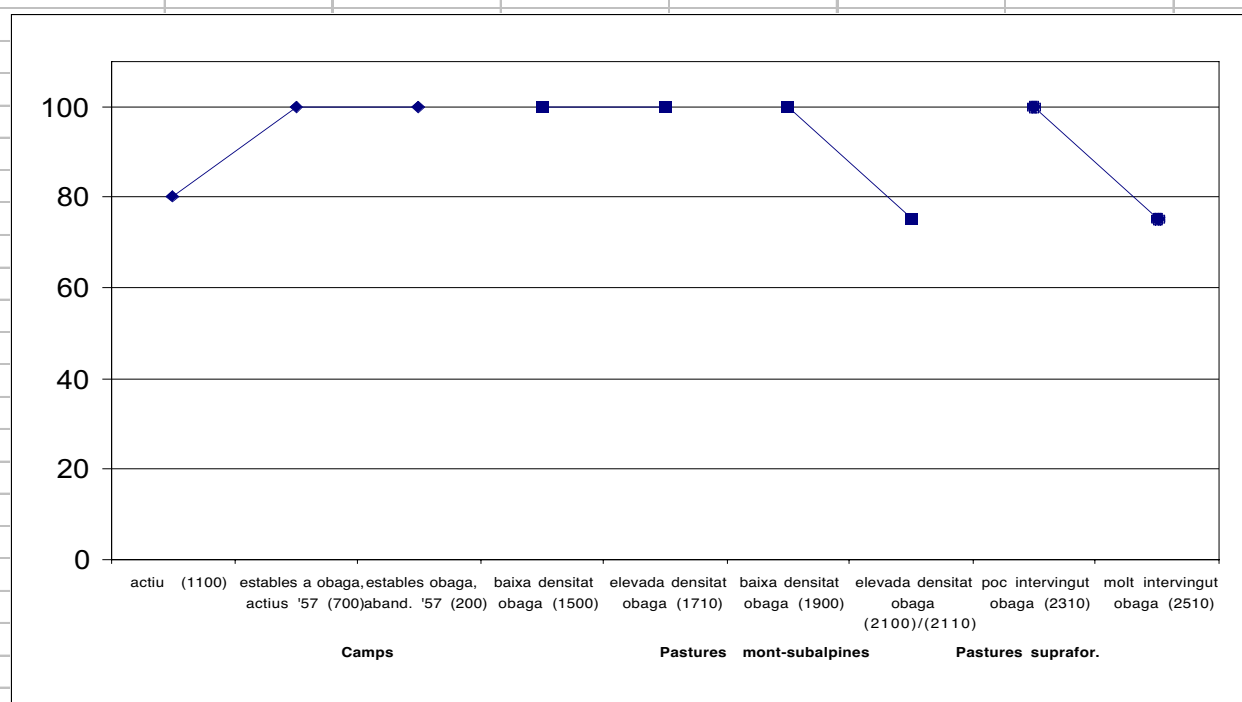


Figura 6.131. Evolució de la fertilitat química (índex A) entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

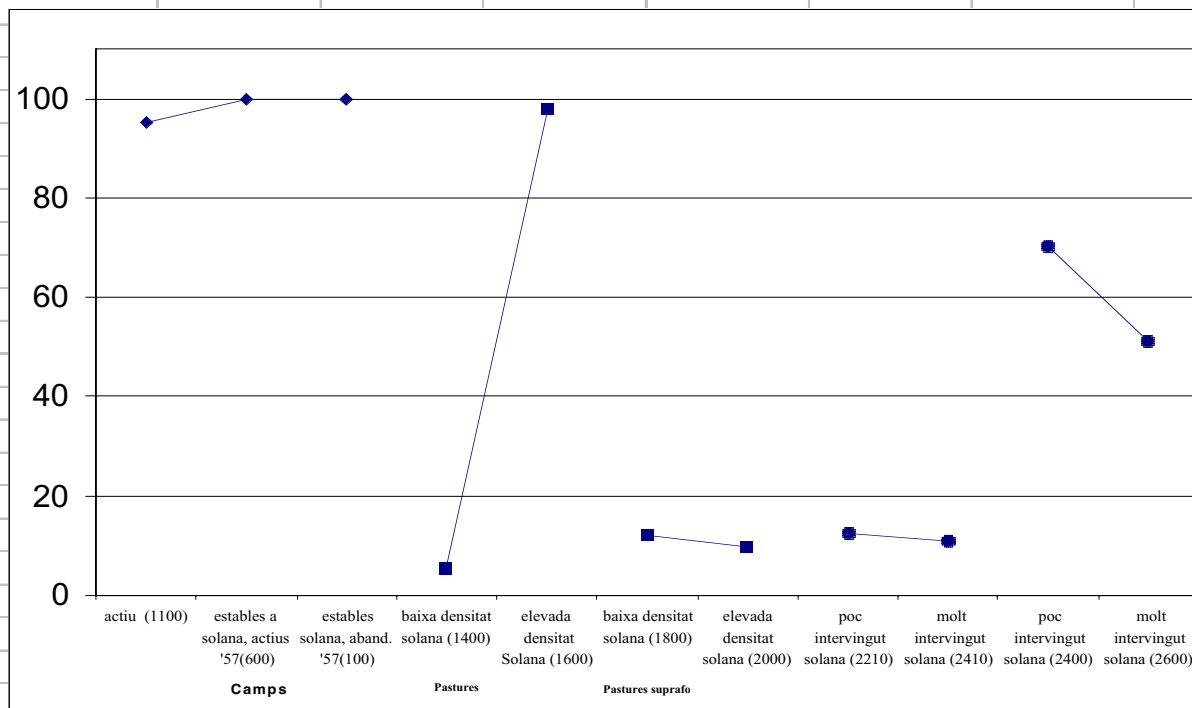


Figura 6.132. Evolució de la fertilitat físico-química (índex B) entre les diverses intensitats d'ús a solana.

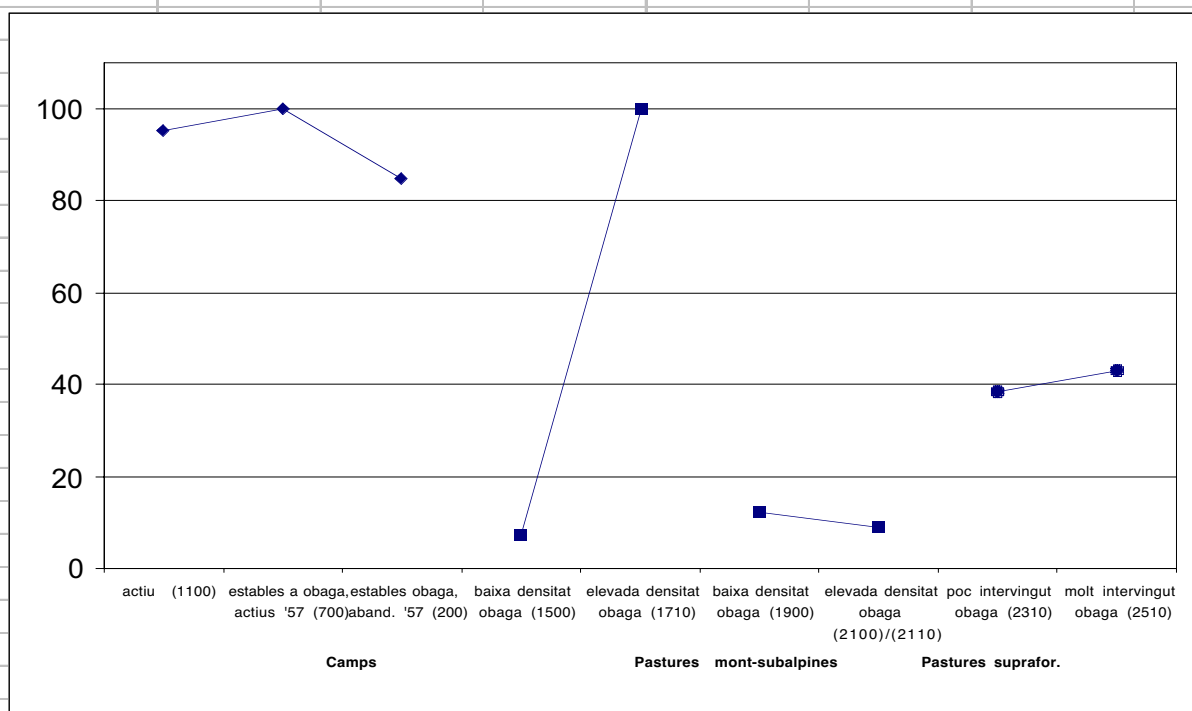


Figura 6.133. Evolució de la fertilitat físico-química (índex B) entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

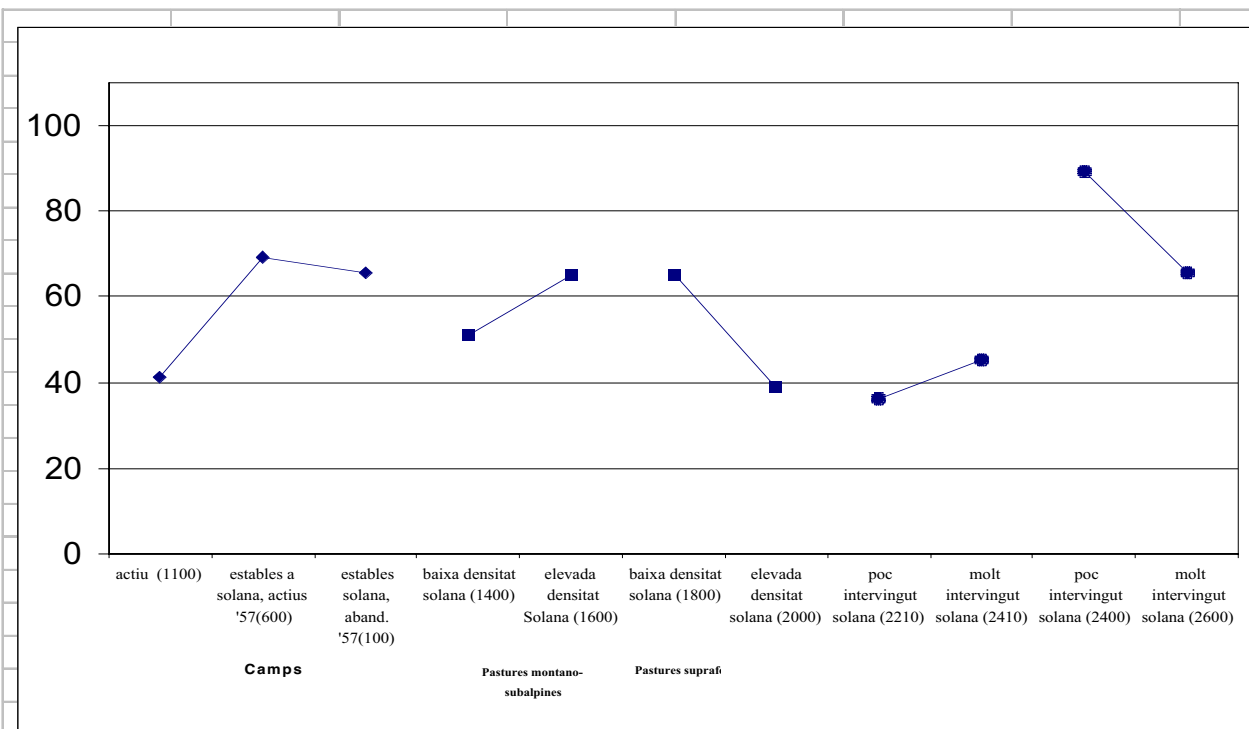


Figura 6.134. Evolució de l'avaluació del sòl (índex E) entre les diverses intensitats d'ús a solana.

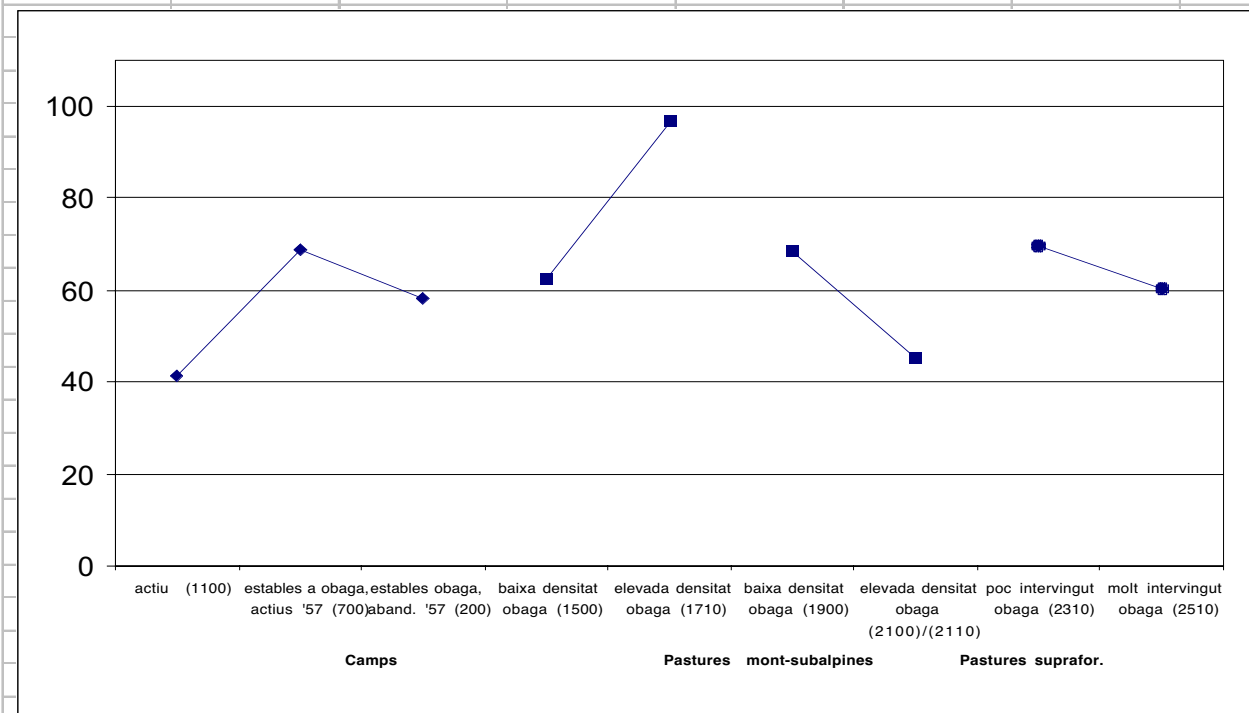


Figura 6.135. Evolució de l'avaluació del sòl (índex E) entre les diverses intensitats d'ús a obaga.

7 AFORESTACIÓ I EROSIÓ A LA MUNTANYA EN PROCÉS D'ABANDONAMENT

7.1 LA RECOLONITZACIÓ I DENSIFICACIÓ DE LA VEGETACIÓ ALS ESPAIS OBERTS: CAMPS, PASTURES I BOSCOS ESCLARISSATS (1957-1999)

El caràcter eminentment forestal que presenta avui en dia el Parc Natural del Cadí-Moixeró i en general els Pirineus Orientals, és el resultat del predomini de l'aforestació en detriment de la utilització tradicional del territori. L'elevat consum de matèria i energia autòctona del Sistema Tradicional va donar lloc a uns espais ramaders i forestals força esclarissats encara perceptibles a la fotografia aèria de 1957, però l'abandonament d'aquestes activitats en un procés que s'ha accelerat en les tres darreres dècades ha afavorit l'expansió i densificació de la vegetació natural.

L'aspecte actual del paisatge altimontà i subalpí al parc, és una novetat fins ara mai contemplada en els darrers cent cinquanta anys. La taula 7.1. ens mostra com l'expansió del bosc ha guanyat terreny a les pastures i, sobretot, als cultius i com aquest ha incrementat la biomassa a partir de l'estrat arbore però també de l'extensificació dels matollars (taula 7.2.). Cal recordar alguns dels comentaris del capítol 5 en relació a aquest aspecte, fent referència a la distància que calia recórrer des dels nuclis habitats fins les masses forestals o simplement per recollir matolls d'argelagues o altres arbusts. Encara és més explícita la memòria paisatgística del XIX al vessant nord del Cadí amb un bosc absolutament confinat al peu dels cingles (dibuix 4 a les conclusions).

La transformació de l'espai agrosilvoramader a un d'eminència forestal, no sols es pot constatar en les dades socioeconòmiques sinó que queda plenament reflectida en l'evolució de les superfícies que ocupen els diversos usos. El procés d'aforestació natural pot esdevenir a partir d'un increment de la densitat dels boscos que havien estat explotats, o a partir d'un procés successional on diverses formacions s'ordenen en el temps i l'espai (SORIANO, 1994; MOLINA, 1996; BONET, 1997). En un o altre cas, el resultat a mig termini és l'increment de la biomassa sempre que no es produeixin perturbacions de caràcter natural o antròpic que provoquin aclarides a la vegetació o retrocessos en la successió (BONET, 1997). D'altra banda, l'aparició de la vegetació arbòria o l'increment de la maduresa d'aquesta, també pot implicar una reducció de biomassa de determinats taxons en estats inferiors per l'efecte de la fotocompetència; també s'han detectat canvis en les estructures de les formacions relacionats amb els cicles vitals de determinades plantes

(RUIZ-FLAÑO, 1993), però en general es produeix un augment tant en el nombre de peus per hectàrea com en la taxa de recobriment vegetal.

	Màxima extensió agrícola		1957		1999	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Agrícola:						
Conreus	4.885,9	11,3%	1.314,6	3,0%	47,7	0,1%
Ramader:						
Pastures de BCR en camps abandonats	-		2.628,6		903,8	
Pastures de BCR	10.175,5		7.520,3		7.162,1	
Pastures d'ECR en camps abandonats	-		1.810,2		1.112,3	
Pastures d'ECR	8.350,2		3.193,2		1.975,4	
Pastures supraforestals d'ECR	4.460,7		4.460,7		4.407,0	
	22.986,4	53,3%	19.613,0	45,5%	15.560,6	36,1%
Forestal:						
Camps abandonats aforestats	-		1.166,6		2.891,4	
Pastures aforestades	-		3.796,9		6.717,5	
Superfícies erosionades aforestades	-		-		64,8	
Boscoc poc intervinguts	2.843,5		2.843,5		1.009,9	
Boscoc molt intervinguts	9.036,0		11.295,1		13.128,7	
	11.879,5	27,5%	19.102,1	44,3%	23.812,3	55,2%
Improductiu:						
Superfícies d'erosió antròpica	-		6,5		494,2	
Superfícies d'erosió (<i>badlands</i>)	-		469,0		479,5	
Esllavissades	-		23,0		48,6	
Erosió dels marges de torrents i rius	-		123,6		208,8	
Rocam: cingles i tarteres	2.494,6		2.494,6		2.494,6	
	3.394,6	7,9%	3.116,7	7,2%	3.725,7	8,6%
Total	43.146,4	100,0%	43.146,4	100,0%	43.146,4	100,0%

Taula 7.1. Evolució històrica de les superfícies ocupades pels diversos usos. (Les superfícies d'erosió incloses en el subtotal d'improductiu de la primera columna, són una estimació aproximada).

En aquest sentit la taula 7.2.(a i b) ens mostra gràficament quin és el paper de les formacions arbòries més importants de l'àrea d'estudi en el recobriment dels espais forestals o aforestats. Si sumem tots els tipus de recobriment, es constata com l'espècie dominant és el *Pinus sylvestris* amb el 26,9% de superfície ocupada (11.606,3 Ha), seguida de lluny per les pinedes de *Pinus uncinata* i avetoses amb el 10,2% (4.400,9 Ha), les rouredes fonamentalment de *Quercus pubescens* ocupen el 4,7% (2.027,9 Ha) i per últim es destaca el confinament a que han estat sotmeses dues formacions típicament montanes i

altimontanes com les fagedes amb el 2,1% (906,1 Ha) i els carrascars amb el 1,9% (819,8 Ha).

		Taxes de recobriment					
		< 20 %	20-33%	33-66%	> 66%	Total	
Forestal molt intervingut							
Carrascars	Ha	406,2	0,2	1,1	13,6	421,2	
	%	4,2	0,0	0,0	0,1	1,0	
Rouredes	Ha	95,9	540,3	31,0	107,5	774,6	
	%	1,0	5,5	0,3	1,1	1,8	
Fagedes	Ha	0,0	298,0	68,2	198,0	564,3	
	%	0,0	3,1	0,7	2,0	1,3	
Pinedes de pi roig	Ha	7,9	3.289,2	1.757,0	767,9	5.822,1	
	%	0,1	33,7	18,0	7,9	13,5	
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	5,7	1.070,3	975,5	122,8	2.174,3	
	%	0,1	11,0	10,0	1,3	5,0	
Tallades arreu abans de 1957							
Rouredes	Ha	0,0	13,5	0,0	24,4	37,9	
	%	0,0	2,5	0,0	4,5	0,1	
Pinedes de pi roig	Ha	0,2	156,4	216,7	64,6	438,0	
	%	0,0	29,0	40,2	12,0	1,0	
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	0,0	26,0	33,3	4,0	63,4	
	%	0,0	4,8	6,2	0,7	0,1	
Tallades arreu entre 1957 i 1993							
Pinedes de pi roig	Ha	10,6	886,9	87,1	1,0	985,5	
	%	0,6	52,9	5,2	0,1	2,3	
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	6,7	544,1	139,6	0,8	691,2	
	%	0,4	32,4	8,3	0,0	1,6	
Forestal poc intervingut							
Rouredes	Ha	0,0	17,6	0,0	0,2	17,9	
	%	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	
Fagedes	Ha	2,3	56,2	93,5	0,9	152,9	
	%	0,3	6,2	10,4	0,1	0,4	
Pinedes de pi roig	Ha	0,0	51,8	23,9	27,5	103,2	
	%	0,0	5,7	2,6	3,0	0,2	
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	2,1	254,7	302,5	69,4	628,8	
	%	0,2	28,2	33,5	7,7	1,5	
Total forestal molt intervingut		Ha	515,7	5.198,0	2.832,9	1.209,9	9.756,4
		%	5,3	53,3	29,0	12,4	22,6
Total tallades arreu		Ha	17,5	1.626,9	476,8	94,9	2.216,0
		%	0,8	73,4	21,5	4,3	5,1
Total forestal poc intervingut		Ha	4,5	380,4	420,0	98,0	902,8
		%	0,5	42,1	46,5	10,9	2,1

Taula 7.2a. Estat actual de les principals formacions forestals, segons el tipus d'ús. (Els percentatges parcials estan referits al total de la tipologia i els de la columna del total a la superfície de l'àrea d'estudi: 43.146,4 Ha).

Camps abandonats abans de 1957		Taxes de recobriment				Total
		< 50%	>50%			
Carrascars	Ha	93,6	1,3			95,0
	%	2,9	0,0			0,2
Rouredes	Ha	102,8	145,0			247,8
	%	3,2	4,5			0,6
Fagedes i avellanoses	Ha		15,1			15,1
	%		0,5			0,0
Pinedes de pi roig	Ha	599,4	1.005,2			1.604,5
	%	18,6	31,1			3,7
Matollars	Ha	673,6	594,5			1.268,0
	%	20,9	18,4			2,9
Camps abandonats entre 1957 i 1994						
Carrascars	Ha	1,1				1,1
	%	0,2				0,0
Rouredes	Ha		3,7			3,7
	%		0,6			0,0
Fagedes i avellanoses	Ha		1,3			1,3
	%		0,2			0,0
Pinedes de pi roig	Ha	70,4	28,0			98,4
	%	12,0	4,8			0,2
Matollars	Ha	292,4	187,9			480,4
	%	50,0	32,1			1,1
Total camps aforestats:	Ha	1.833,3	1.961,9			3.795,2
	%	37,5	40,2			8,8
Resta camps abandonats:	Ha	884,2				884,2
	%	18,1				2,0
Camps actius el 1994:	Ha	206,6				206,6
	%	4,2				0,5
Prats montano-subalpins 1957-1993		< 20 %	20-33%	33-66%	> 66%	Total
Carrascars	Ha	286,2	0,0	0,0	2,3	288,5
	%	4,3	0,0	0,0	0,0	0,7
Rouredes	Ha	31,0	813,3	91,1	12,3	947,7
	%	0,5	12,2	1,4	0,2	2,2
Fagedes	Ha	0,7	166,0	3,2	18,8	188,8
	%	0,0	2,5	0,0	0,3	0,4
Pinedes de pi roig	Ha	40,8	2.063,8	387,5	39,0	2.531,1
	%	0,6	31,0	5,8	0,6	5,9
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	2,1	381,8	338,1	42,1	764,1
	%	0,0	5,7	5,1	0,6	1,8
Matollars de boix i bàlec	Ha	1.814,8	3,2	21,5	1,4	1.840,9
	%	27,3	0,0	0,3	0,0	4,3
Prats supraforestals/alpins 1957-1993						
Pinedes de pi negre i avetoses	Ha	41,0	32,8	17,5	0,2	91,5
	%	0,6	0,5	0,3	0,0	0,2
Total pastures aforestades:	Ha	2.216,6	3.461,0	859,0	116,1	6.652,7
	%	33,3	52,0	12,9	1,7	15,4

Taula 7.2b. Aforestació de camps abandonats i pastures.
(Els percentatges parcials estan referits al total de la tipologia i els de la columna del total a la superfície de l'àrea d'estudi: 43.146,4 Ha).

La categoria d'ús classificada sota l'epígraf de forestal molt intervingut mostra com les espècies de creixement lent: carrasques (*Quercus rotundifolia*) i els roures (*Quercus pubescens; petraea; robur*), no han pogut augmentar la densitat en les respectives formacions tot i un descens en la intensitat de l'explotació d'aquests boscos en els darrers quaranta anys. En canvi, les fagedes sí que han recuperat el seu elevat poder de recobriment amb taxes que superen el 35% de cobertura arbòria.

Els aciculifolis són, però, les formacions predominants d'aquest grup i entre els boscos esclarissats dels anys cinquanta i l'actualitat, hi ha un important transvasament de superfície cap a taxes d'elevat recobriment. Aquest efecte també es pot apreciar a les explotacions forestals intensives que es van produir entre els anys quaranta i els vuitanta. Les tallades arreu o similars, efectuades abans de 1957, han recuperat en bona mesura l'aspecte original, mentre que les posteriors a aquest any mostraven el 1993 (any de la fotointerpretació) un aspecte totalment esclarissat.

Si el pi roig (*Pinus sylvestris*) és el principal agent aforestador de l'àrea d'estudi, les pinedes de pi negre (*Pinus uncinata*) s'han convertit en els reductes forestals de més antiguitat per les dificultats en l'explotació a causa del relleu o l'altitud. Aquests boscos vells presenten un aspecte dens però rarament superen el 66% de recobriment a causa de l'aspror del terreny o a l'aclariment natural.

La resta d'espais forestals s'han instal·lat damunt de terrenys destinats a altres usos el 1957, o força abans en el cas d'alguns camps abandonats. Les taxes de recobriment en els camps abandonats, no s'han calculat a partir de la fotointerpretació sinó de valoracions *in situ* i per aquest motiu han estat simplificades a dues categories. A excepció dels carrascars, els camps abandonats abans de 1957 presenten un alt percentatge de recobriment dominat quasi exclusivament per les pinedes de pi roig. Els matollars també són en aquest cas un bon indicador del procés d'aforestació, ja que la superfície colonitzada per aquestes formacions es reparteix a parts iguals entre l'alternança d'herbassars i matollars (<50%) i els matollars tancats on la pastura és marginal o impracticable (>50%).

Els camps que s'han abandonat entre 1957 i 1994 presenten un incipient procés d'aforestació, només el 17,6% s'ha repoblat quasi exclusivament de *Pinus sylvestris*, que en la majoria dels casos no recobreixen totalment les parcel·les. En canvi, la recolonització per part de les diverses espècies arbustives és més intensa tot i que majoritàriament es trobi en les primeres fases de la successió vegetal.

El mateix patró d'aforestació es reproduïx en les pastures montano-subalpines fins el punt que la relació entre la superfície ocupada per les pinedes de pi roig i els matollars, és similar a la que s'estableix en els camps abandonats: entorn a 1,3 Ha de bosc/ Ha de matoll. Tot i que l'espècie que ocupa el percentatge més elevat (31%) de prats aforestats és el pi roig (*Pinus sylvestris*), les rouredes són una formació prou estesa (12,2%) a diferència del

que succeeix en els camps abandonats. Cal destacar que molts roures s'alternaven amb les pastures formant deveses o simplement exemplars aïllats per tal d'assegurar un suplement alimentici (glans, fullam...) i ombra al bestiar.

7.2 EL PROCÉS D'AFORESTACIÓ DEL *PINUS SYLVESTRIS* (1930-1995)

Les pinedes de pi roig són les formacions més esteses a l'àrea d'estudi (LAPRAZ, 1957; GRUBER, 1961; FERRE, 1968) i les que millor i més ràpidament s'han adaptat al procés d'expansió de la vegetació natural en els espais on ha disminuït la pressió de les activitats humanes. Per aquest motiu cal aprofundir en els mecanismes i ritmes d'expansió d'aquesta espècie, per entendre millor les transformacions que està experimentant el paisatge.

De l'anàlisi dels *cores* extrets en *Pinus sylvestris*, se'n desprèn un seguit de resultats referits a com s'expandeixen i creixen aquests arbres en camps abandonats i pastures. Les taxes de creixement expressades en mm/any s'han comparat o correlacionat amb variables fonamentals en el desenvolupament dels vegetals com la pluviometria o la disponibilitat de nutrients al sòl.

Els boscos d'aquests aciculifolis representen el 56% de la superfície forestal de tota l'àrea, gràcies a l'aptitud del territori però fonamentalment a la intervenció humana en la reestructuració de dominàncies entre espècies (GÓMEZ MANZANEQUE coord., 1996, pp. 163-173). Aquest fet és més evident si ens centrem en els espais de nova colonització: a les pastures montano-subalpines el pi roig ha ocupat el 64% de l'espai aforestat (descomptant l'àmbit de les pinedes de pi negre de l'estatge subalpí) i el 83% dels camps abandonats convertits a bosquines o boscos.

Aquests valors posen de manifest la gran velocitat de propagació del pi roig i l'adaptabilitat a la majoria de substrats i condicions climàtiques entre els estats montà i subalpí, fet que implica un elevat grau de competència per l'espai a d'altres espècies de creixement més lent. No ocupa exclusivament els herbassars o matollars esclarissats on la pressió ramadera és baixa, sinó que colonitza les clarianes que es van obrir en formacions de frondoses o escleròfil·les durant el carboneig, fins el punt de substituir-les totalment si el bosc ha estat sobreexplotat.

En el procés d'expansió de les masses forestals de pi roig hi ha dos factors que determinen en gran mesura l'avenç del front del bosc: les estratègies de dispersió de les llavors i la viabilitat dels nous plançons. En el primer cas, els factors de tipus natural com la distància a l'arbre adult o els diversos vectors de disseminació predominen enfront els

artificials com les reforestacions (dins l'àrea d'estudi). A partir de la fotointerpretació entre 1957 i 1983 o de l'observació de la disposició dels diversos estrats de vegetació en els camps abandonats, es dedueix que la dispersió es regeix per dos models: el creixement en forma de taca d'oli a partir dels punts difusors i l'aparició de nuclis aïllats allunyats de les masses forestals principals.

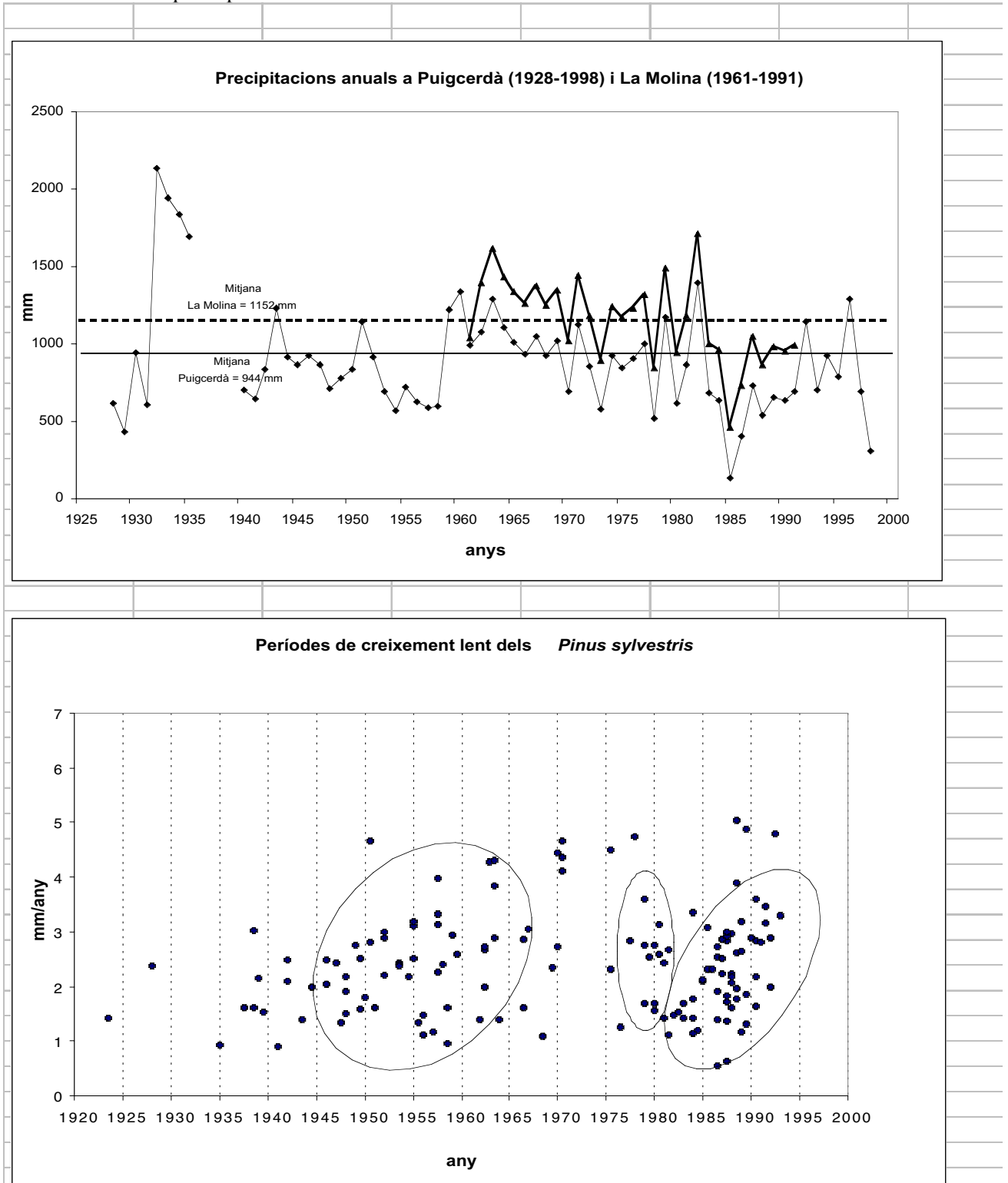


Figura 7.1. Gràfiques que relacionen la precipitació mitja anual de Puigcerdà (1.202 m) i la Molina (1.711 m) amb els períodes de creixement lent dels 165 *Pinus sylvestris* mostrejats.

Però molts dels substrats on van a parar les llavors, sovint no ofereixen les condicions mínimes per l'arrelament. El *Pinus sylvestris* és una espècie poc exigent des del punt de vista de les necessitats nutritives o potència dels sòls; en canvi, és més sensible al règim d'humitat del sòl (PIÑOL, 1995) sobretot en els primers anys de vida. La majoria de solanes del parc amb elevades taxes d'evapotranspiració i sòls pobres amb una baixa capacitat de retenció d'aigua, presenten formacions molt poc denses o inclús arbres aïllats com es pot observar a la meitat occidental de l'àrea d'estudi. Però els règims xèrics o ústics no responen exclusivament a una determinada distribució espacial dels sòls, sinó que també s'associen a les oscil·lacions climàtiques: els períodes de sequera. En aquest sentit la figura 7.1. compara l'evolució de les precipitacions anuals de Puigcerdà i la Molina amb els períodes de creixement lent detectats en els *cores*. La concentració de punts en anys on les precipitacions es troben per sota de la mitjana de cada estació, indiquen una relació clara entre el creixement anual dels pins i les necessitats hídriques.

Els dèficits d'aigua al sòl de caire temporal retarden el creixement de la massa forestal i en alguns casos (estiu de 1994) poden arribar a assecar els individus menys adaptats a aquestes condicions. Tanmateix a la majoria de camps abandonats no s'estableix cap relació entre els nivells de radiació solar i el creixement dels pins, degut a que la profunditat dels sòls és suficient per garantir les necessitats mínimes d'aigua independentment del potencial d'evapotranspiració, tot i així el 50% de les mostres (figura 7.2.) es localitzen entre taxes de creixement de 2 a 4 mm anuals en zones de mitja i baixa radiació ($< 800 \text{ KJ}_x/100\text{m}^2$).

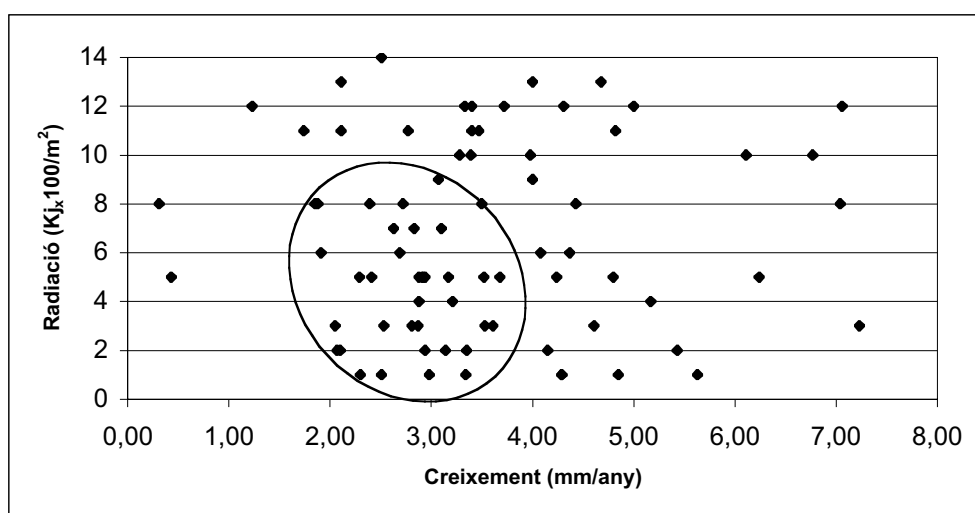


Figura 7.2. Taxa de creixement anual dels *Pinus sylvestris* i valor mig de la radiació solar potencial corresponent (el valor mig de creixement és de 3,4 mm/any).

Tot i que les variacions temporals d'humitat al sòl condicionen el creixement anual dels pins, el factor determinant és l'edat dels individus. Durant la joventut, els arbres

creixen més ràpidament que en l'època adulta fonamentalment per causes lligades al genotip però també a les condicions ambientals, com la competència per l'espai i la llum. Per terme mig, la taxa de creixement anual entre els 20 i els 30 anys d'edat dobla a la que es produeix entre els 60 i 80 anys (figura 7.3.); cal tenir present que el 80% de l'alçada màxima dels *Pinus sylvestris* s'assoleix als 40 anys de vida. Aquestes constatacions indiquen que els processos més dinàmics en l'aforestació d'espais oberts es produiran durant les tres primeres dècades a partir del naixement d'elevades densitats de plançons, a causa de la disminució de la pressió ramadera o de la seva desaparició, sempre que hi hagi una baixa sensibilitat de la vegetació a la cicatrització d'espais desforestats (GODRON & POISSONET, 1973).

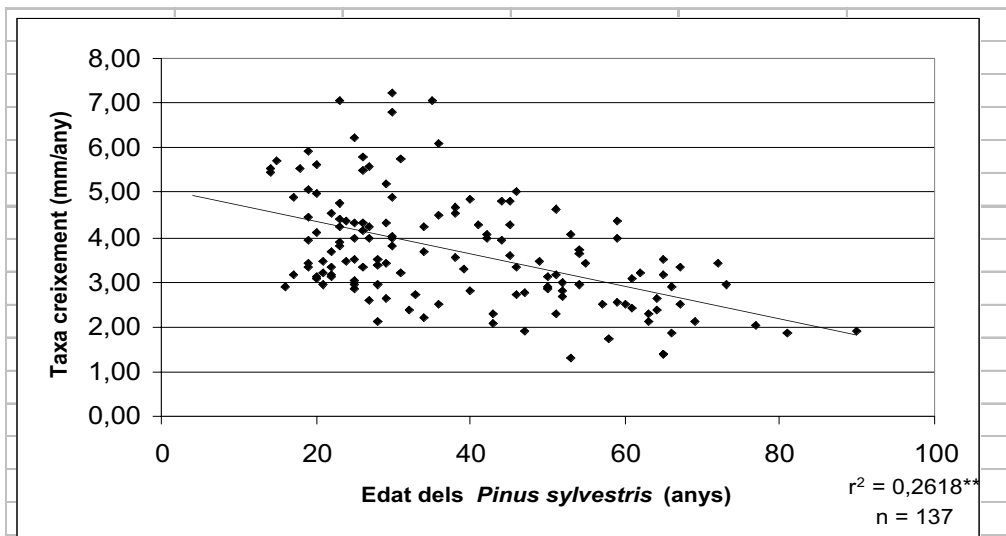


Figura 7.3. Aforestació natural de camps abandonats i pastures: evolució del creixement amb l'edat dels pins.

Si s'agrupen les mostres dendrocronològiques dels camps segons el període d'abandonament, podem constatar com els boscos establerts en els camps abandonats abans

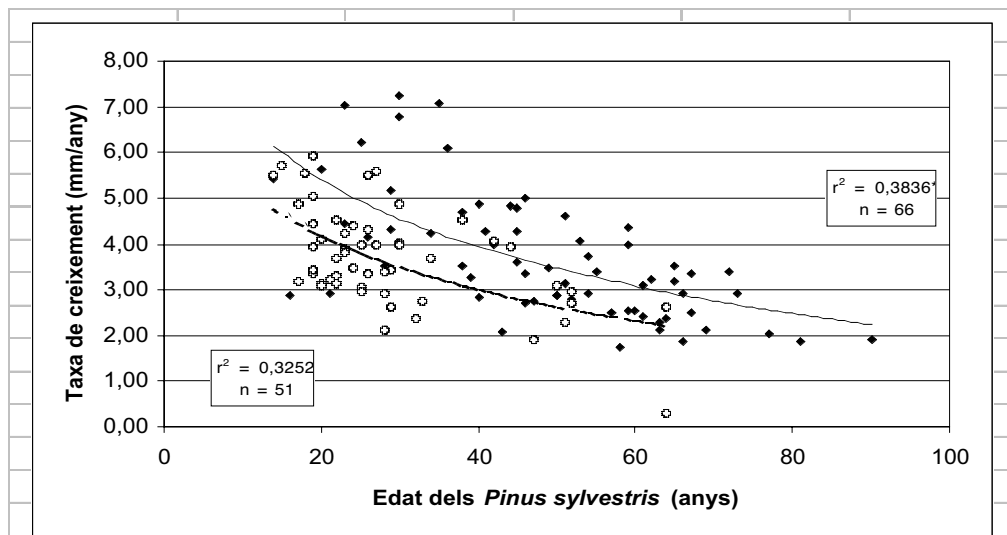


Figura 7.4. Aforestació natural dels camps abandonats abans (punts) i després (cercles) de 1957: evolució del creixement amb l'edat dels pins.

de 1957 són lògicament més madurs que els posteriors a aquesta data i el creixement també és més lent (figura 7.4.). L'edat de la majoria de pins nascuts a partir d'aquest any ens servirà per fixar el moment àlgid en el creixement de les poblacions, tal com veurem en paràgrafs posteriors.

Algunes espècies de resinoses de creixement ràpid responen positivament a l'increment de la fertilitat dels sòls (BAZIN, 1992), per tant la concentració de nutrients en els terrenys disposats a ser colonitzats poden actuar com a reguladors en les facilitats i terminis de l'aforestació. En general, es constata una relació positiva entre els nivells de potassi i el creixement de 34 pins situats a les àrees homogènies, dels quals es disposa de dades de fertilitat del sòl corresponents a les submostres més properes als arbres. En canvi, l'increment de fòsfor o matèria orgànica no implica una taxa de creixement més elevada si considerem els arbres instal·lats tan en camps abandonats com en zones de pastura (Figura 7.5.).

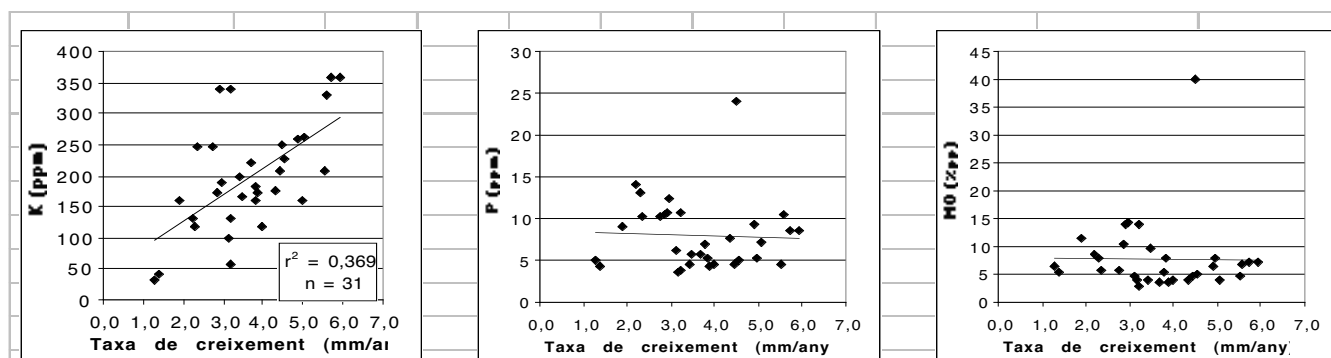


Figura 7.5. Creixement dels *Pinus sylvestris* i alguns paràmetres de fertilitat dels sòls en camps abandonats i pastures.

Però si d'aquesta mostra reduïda diferenciem entre els pins dels camps abandonats i els de les pastures, es pot apreciar que amb una mitjana d'edat de tan sols deu anys de diferència (22 i 32 anys respectivament) les taxes mitjanes de creixement són un 30% (4,1 mm/any) superiors entre els primers respecte els segons (2,9 mm/any). Aquestes dades es confirmen si utilitzem la totalitat de la mostra (165 cores), amb una taxa de creixement de 3,74 mm/any en els camps abandonats (129 cores, edat mitjana: 37,2 anys) i de 3,36 mm/any en els prats i pastures (36 cores, edat mitjana: 34,1 anys). A la llum d'aquests resultats sembla correcte pensar que els sòls dels camps abandonats són més aptes per a facilitar el creixement d'una massa forestal, i en aquest sentit, les gràfiques de la figura 7.6. corroboren en part aquesta hipòtesi. Els pins arrelats damunt de substrats més rics en potassi, fòsfor i matèria orgànica creixen amb més vigorositat que els que es nodreixen a partir de concentracions més baixes.

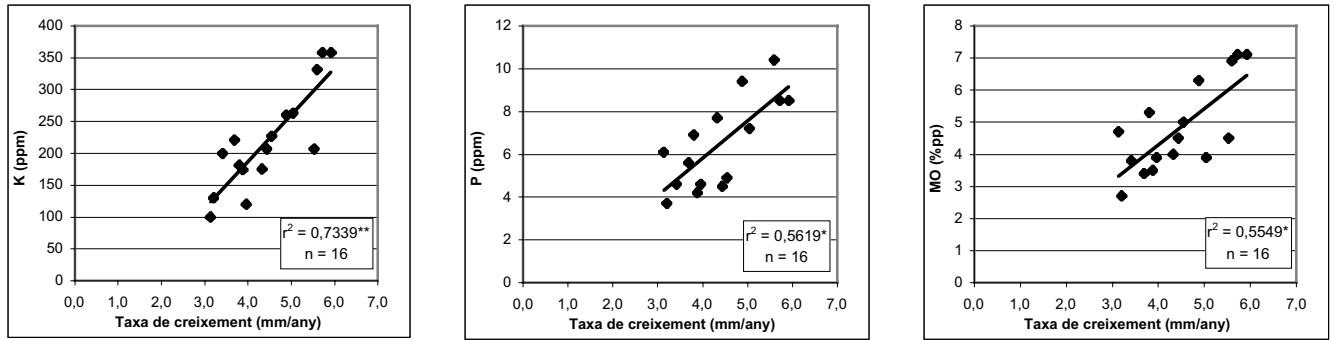


Figura 7.6. Creixement dels *Pinus sylvestris* i alguns paràmetres de fertilitat dels sòls en camps abandonats.

Fins ara s'ha pogut comprovar que el creixement dels *Pinus sylvestris* no és uniforme ni al llarg del temps ni a l'espai degut a causes fitològiques o ambientals, però no s'ha tingut en compte l'element principal en el control de l'aforestació natural: la ramaderia. Tot i que seria lògic pensar que l'expansió de la massa forestal ha seguit un procés paral·lel a l'abandonament de l'espai agrari, alguns indicadors apunten a que el creixement és de tipus exponencial a partir dels anys seixanta. De fet deixar de cultivar no ha significat en molts casos deixar d'utilitzar la terra i fins a mitjans del segle XX la ramaderia extensiva ha tingut un pes molt important, tal com s'aprecia a la gràfica de la pàgina 62. D'altra banda, els municipis de l'àrea d'estudi amb una base econòmica agrícola i ramadera, experimenten un fort descens demogràfic entre els anys 1955 i 1975 donant lloc a la desertització d'àmplies àrees del territori.

El caràcter més humit d'aquestes zones de muntanya ha impedit que entre el 1975 i l'actualitat s'hagin produït incendis forestals d'importància dins l'àrea d'estudi, a diferència del que ha succeït en àmplies zones del territori català. En aquest període s'han portat a terme aprofitaments silvícoles amb un alt poder deforestador fins la creació del Parc Natural l'any 1983, acompanyades de l'obertura de multitud de pistes de desboscatge. Aquesta reducció de la massa forestal es produïa en formacions ben constituïdes i les explotacions en els terrenys de nova colonització (60 anys) acostumaven a ser de tipus discontinu o per selecció; per tant el control de la biomassa en expansió requeria fonamentalment en el consum dels ramats i en les cremes de matollars i bosquines per part dels pastors. La reducció de l'activitat silvo-pastoral implicava necessàriament un increment del bosc en detriment d'altres usos i aquest fet es produeix coincidint amb el declivi demogràfic dels anys seixanta, tal com es pot observar a les figures 7.7., 7.8. i 7.9.

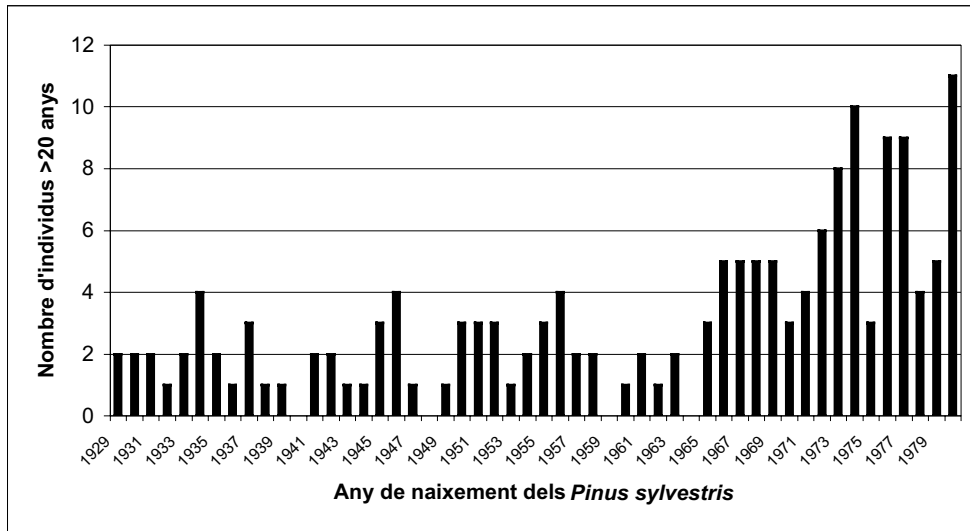


Figura 7.7. Aforestació natural de camps abandonats i pastures entre 1900 i 1980. Es pot apreciar com en els darrers 15 anys (a partir de 1965) es produeixen el 58% de les implantacions de tot el període.

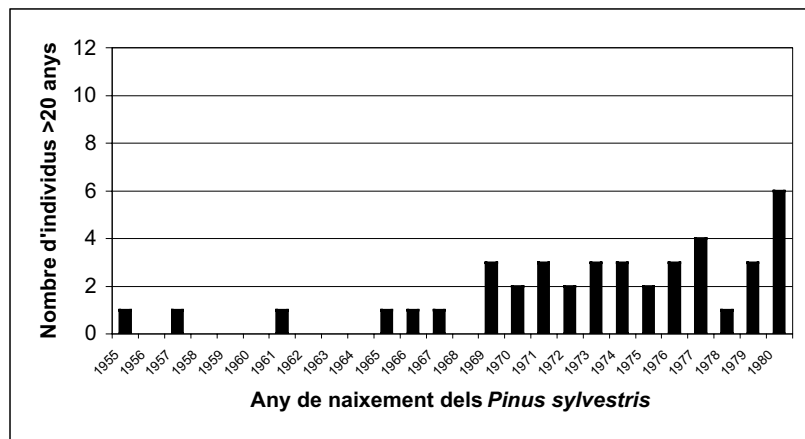


Figura 7.8. Aforestació natural de camps abandonats entre 1955 i 1980. Dels 41 pins mostrejats al llarg de tota l'àrea d'estudi, el 93% van neixer a partir de 1965 i el 85% a partir de 1969.

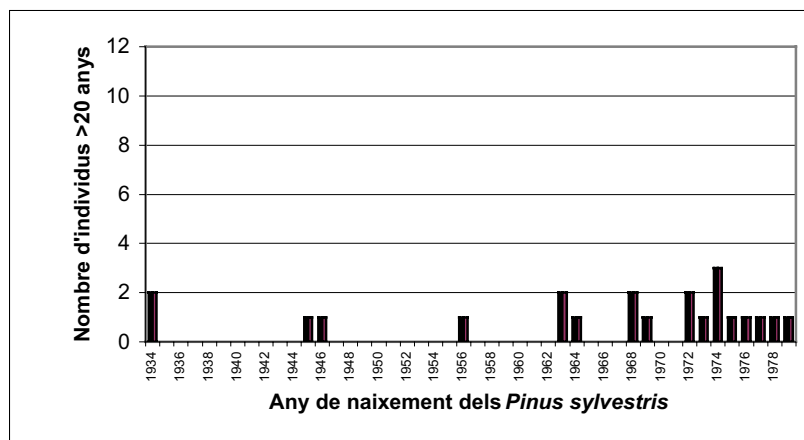


Figura 7.9. Aforestació natural de prats i pastures entre 1935 i 1980.

En definitiva el procés d'abandonament dels usos tradicionals als Pirineus Catalans porten associats un avenç de la vegetació natural a tot el territori, que s'incrementa ostensiblement a partir de 1965 i que de mantenir-se les condicions socio-econòmiques actuals, ocuparà la gran majoria de les formacions herbàcies i arbustives del parc, sempre que la profunditat i condicions del sòl ho permetin. Les taxes anuals d'increment de la superfície forestal varien molt en funció del sector de l'àrea d'estudi on ens trobem: les més elevades corresponen a les subconques de Canals i Das a l'obaga del Moixeró amb 3,56 ha/any que representen un increment del 0,55% anual de la massa forestal respecte al total de la subconca, només superada en termes relatius pe la subconca de Tuixén (0,57% anual). Els espais menys aforestats es localitzen a la vall de Josa del Cadí amb 0,11 ha/any (0,03% anual), que justament és un dels àmbits on la ramaderia es manté més activa dins el parc a banda dels impediments naturals a l'aforestació: superfícies estructurals amb sòls poc profunds, xericitat deguda a l'exposició i l'efecte *foën*, altitud...

7.3 LA PRODUCCIÓ DE LES PASTURES I LA RECONVERSIÓ DELS CAMPS A ÚS RAMADER

La informació estadística sobre la superfície que ocupen les diverses formacions vegetals, deixa clar que les espècies arbustives i arbòries guanyen protagonisme a l'entorn de l'àrea d'estudi. De fet, aquestes no necessiten especialment el tutelatge de les diverses activitats socio-econòmiques per desenvolupar-se, a diferència de la majoria d'herbassars situats per sota l'estatge alpí, mantinguts durant generacions gràcies a la ramaderia. D'altra banda un nou conjunt de pastures han sorgit durant el segle XX associades als camps de conreu abandonats i que en molts casos han substituït els antics espais destinats als ramats (ZAZUA *et al.*, 1988; MOLINILLO *et al.*, 1994).

La importància de la revegetació dels sòls rau en la protecció que pot dispensar la flora envers els processos de degradació en terres que es deixen de conrear, o en espais sobrepasturats. Per prevenir l'aparició de processos erosius el recobriment del sòl per les espècies herbàcies pot ser tan efectiu com el de les llenyoses, la diversitat d'usos és major i per tant també la paisatgística. Tanmateix la mediterraneïtat de molts àmbits de l'àrea d'estudi i la xericitat d'alguns sòls, s'associa amb determinades comunitats com les joncedes (*Brachypodio-Aphyllanthesum* + *Plantagini-Aphyllanthesum* + *Thymo-Globularietum cordifoliae*) o les pastures montanes calcícoles i xeròfiles de *Teuccrio pyrenaici-Brometum erecti*, que molt sovint recobreixen insuficientment la superfície dels sòls.

A l'actualitat les pastures montano-subalpines d'elevada càrrega ramadera es troben en un 36% damunt camps abandonats (1.112,3 Ha); i el 64% en prats situats entre els 1.700

a 1.800 m d'altitud i l'estatge alpí (1.975,4 Ha), en ambdós casos la dinàmica de la massa forestal resta anualment un bon nombre d'hectàrees als herbassars lliures d'espècies arbustives com gavarneres (*Rosa canina*), argelagues (*Genista scorpius*), aranyoners (*Prunus spinosa*) o bàlecs (*Sarothamnus purgans*). El control d'aquest primers colonitzadors no herbacis sovint requereix una acció directe de l'home a partir de les cremes controlades o del dallat, ja que una vegada instal·lades els mecanismes de defensa que posseeixen (punxes) impedeix el rosec del bestiar.

Per tal de valorar com s'han adaptat la majoria de camps abandonats a la ramaderia i comparar-los amb alguns dels prats supraforestals típics, s'ha analitzat la informació recollida per a una única campanya de mostreig corresponent a la producció vegetal de la primavera de 1999.

Tipus	Àrea homogènia	Altitud (m)	Producció vegetal (kg/Ha)	Període vegetatiu (dies) (fins el 2/7/99)	Precipitació (mm) (del 15/4/99 al 2/7/99)	Índex de fertilitat (Cobertera)
Pastures en camps abandonats:						
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	100 alt	1.423	2.736	70	289	55
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	100 baix	1.419	5.104	70	288	100
<i>Chamaespartio-Agrostidetum tenuis</i>	210	1.607	3.068	60	306	54
<i>Teucro-Astragaletum catalaunici</i>	300	1.462	3.524	70	292	100
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	400	1.477	1.856	70	294	14
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	600	1.405	4.060	70	287	100
<i>Teucro-Astragaletum catalaunici</i>	700	1.368	6.584	70	284	100
<i>Teucro-Astragaletum catalaunici</i>	800	1.399	4.104	70	286	91
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	900 alt	1.470	2.081	70	293	45
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	900 baix	1.468	3.031	70	293	100
<i>Euphrasio-Plantaginetum mediae</i>	910	1.519	2.300	65	298	91
<i>Teucro pyrenaici-Brometum erecti</i>	1000	1.475	3.344	70	294	57
<i>Arrhenatherion-Mesobromion</i>	1100	1.373	8.372	70	284	95
Pastures supraforestals:						
<i>Onosmo-Caricetum humilis+Alchemillo</i>	1800	1.763	6.840	55	320	12
<i>Festucion scopariae + Elynyon</i>	1900	2.289	5.008	45	370	12
<i>Festucetum scopariae</i>	2000	2.291	4.076	45	370	10
<i>Ononidion striatae+Teucro-Astragaletum</i>	2400	2.212	6.812	45	363	70

Taula 7.3. Resultats de la matèria seca produïda durant la primavera de 1999 fins el 2/07/99 a 17 parcel·les de 1 m², coincidents amb algunes de les àrees homogènies actualment pasturades. El període vegetatiu s'ha comptat a partir dels dies amb la temperatura mínima de 3 °C a 700 m (estació meteorològica de la Seu d'Urgell), aplicant el factor reductor de 11 dies cada 100 m d'altitud (CREUS, 1983). Les precipitacions recollides a la Seu d'Urgell han estat ponderades per l'alçada segons la fórmula: altitud de la parcel·la - altitud de la Seu x gradient de 9,36 mm /100 m + 221 mm de precipitacions recollides en el període del 15/04/99 al 2/07/99 a la Seu.

La producció de les pastures en camps abandonats pot arribar a ser tan elevada com la dels prats supraforestals, tal com es pot comprovar a la taula 7.3. Tot i que aquests valors

són orientatius, ja que caldria una mostra més àmplia i un major nombre de períodes de mostreig, els resultats ens indiquen una gran variabilitat en les produccions dels herbassars que colonitzen els camps abandonats en funció de la fertilitat i potència dels sòls amb una mitjana de 3.859 kg/Ha, desviació estàndard de 1.870,7 kg/Ha i un coeficient de variació del 48%. D'altra banda les quatre mostres corresponents a les pastures supraforestals i alpines són en conjunt molt elevades: el promig és de 5.684 kg/Ha, tot i presentar uns índexs de fertilitat molt baixos a causa de la poca profunditat del sòl, la producció final és molt homogènia amb una desviació estàndard de 1.372,5 kg/Ha que dona com a resultat un moderat coeficient de variació (20%).

Aquests valors ens mostren que sense restriccions d'aigua (les precipitacions han estat abundants) el factor determinant és el de la fertilitat, i en concret, la relacionada amb la química del sòl (FILLAT, *et al.* 1984), deixant en segon terme la profunditat d'aquest. De fet la quantitat de sòl és irrellevant en les formacions vegetals dels prats alpins, ja que poden desenvolupar les seves arrels en molt poca quantitat de terra fina, com el cas de la parcel·la 2000 situada damunt dels típics lòbuls de solifluxió amb un elevat grau de pedregositat. En canvi a les pastures montano-subalpines dels camps abandonats, la manca de terra en condicions de solana estricta (àrea 400) pot haver provocat períodes de dèficit hídric que han afectat el correcte desenvolupament de la vegetació herbàcia. Un altre aspecte no considerat, però fonamental, és la composició florística dels prats i la capacitat vegetativa de les diverses espècies que en formen part, estretament relacionat amb les condicions del sòl que a la fi permetrà l'establiment de formacions mesòfiles, xeròfiles, hidròfiles i d'altres.

Les produccions més elevades en els camps abandonats corresponen a les parcel·les 1100, 700, 100 baix, 800, 600 i 300 ordenades de major a menor quantitat de matèria seca produïda. Cal matisar que la 1100 no correspon al cultiu actiu, sinó que es troba al costat d'aquest en un espai actualment abandonat però afemat fins el 1989 (prat de dall); la profunditat del sòl i la posició baixa a la vall també afavoreixen una bona retenció d'aigua que ha permès un creixement important de l'herbassar. El denominador comú de les altres parcel·les és el d'una posició microtopogràfica favorable a la retenció d'aigua amb un nivell de fertilitat mig-alt, en aquest sentit podem distingir dos subgrups: la 700, 100 baix i 600 situades en geofomes còncaves (la primera a obaga les altres a solana) i la 300 i 800 en cons de dejecció.

Tot i que com dèiem abans, les precipitacions durant la primavera del 1999 han estat abundants, la disponibilitat final d'aigua per a les plantes varia molt en funció de la capacitat de retenció hídrica dels sòls. Per aquest motiu la pastura més productiva, després de l'àrea amb concentracions més elevades de nutrients (1100), correspon a la parcel·la situada a obaga (700), on l'evapotranspiració és menor que a solana. Per últim, les geofomes favorables a la retenció d'aigua compensen les pèrdues en exposicions amb

elevada radiació solar, l'excepció d'aquest conjunt apareix en la parcel·la 300 on l'elevat contingut de sorres no permet una adequada retenció d'aigua. Si s'observa la gràfica que relaciona la humitat del sòl amb la producció de la figura 7.10., es pot apreciar com s'estableix una correlació positiva entre ambdós factors però amb molt baix nivell de significació. Aquest fet respon a que els valors d'humitat han estat presos en el mateix moment de la recol·lecció de l'herba i no mostren l'evolució al llarg del període vegetatiu. En aquest sentit les àrees més productives (1100 i 700) no són precisament les que contenen un percentage d'humitat més elevat entre els camps abandonats, però sí les que l'ha mantingut més constant durant tot el període de creixement de l'herba.

La mitjana de producció de les millors pastures en camps abandonats és de 5.291 kg/Ha, 393 kg/Ha menys que les quatre supraforestals-alpines incloent els prats alpins més pobres de *Festuca scoparia* (4.076 kg/Ha). Aquest fet reforça la importància que tradicionalment han tingut els prats d'altitud en la transhumància dels ramats inclús a l'alta muntanya mediterrània calcícola (MONTSERRAT, 1985). Alguns dels factors que expliquen l'increment de producció en favor d'aquests prats estan relacionats amb l'escurçament del cicle vegetatiu amb l'altitud, que obliga a accelerar la producció vegetal per a un mateix període de temps i l'augment de les precipitacions en alçada que garanteix un major i persistent grau d'humitat al sòl.

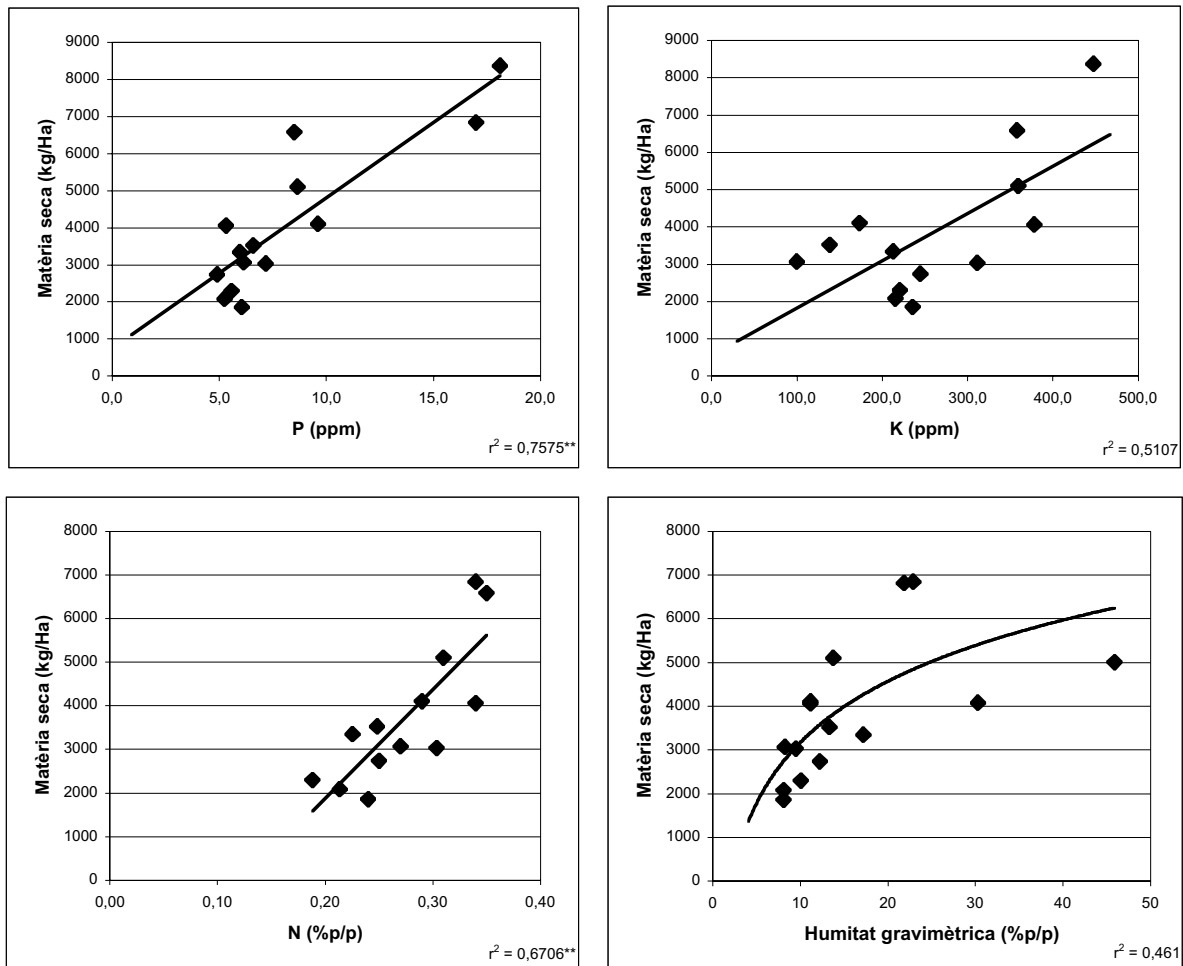


Figura 7.10. Relacions entre la producció vegetal de les pastures mostrejades i diversos paràmetres

Però a la ja coneguda bondat dels prats supraforestals, cal afegir la importància creixent de les pastures montano-subalpines i sobretot d'aquelles situades damunt de camps abandonats. Si els factors que determinen una producció elevada en els prats alpins són: l'abundància de precipitacions i uns nivells de fertilitat química satisfactoris, les pastures de la muntanya mitjana també responen positivament a l'increment de la fertilitat. Si desagreguem l'índex de la fertilitat de la taula 7.3. i només tenim en compte els nivells de fósfor, potassi i nitrogen, observarem com la producció de matèria seca respon positivament a l'augment d'aquests tres macroelements. Les gràfiques de la figura 7.10. mostren com la producció de matèria seca en camps abandonats està estretament lligada a la fertilització fosfòrico-nitrogenada i en menor mesura amb la potàssica. Quan es doblen les concentracions de fósfor en aquestes pastures es produeix un increment del 36% en la producció de matèria seca i s'augmenten en un 114% quan s'aporta nitrogen. El potassi, a part de no correlacionar-se gaire bé amb la producció vegetal, només provoca increments del 2% fet que contrasta amb la importància d'aquest macroelement en el creixement dels *Pinus sylvestris*.

Els prats dominats per les gramínies incrementen la producció a partir d'aports nitrogenats; en canvi, els taxons que fixen el nitrogen atmosfèric com les lleguminoses prefereixen l'àcid fosfòric i la potassa (GUERRERO, 1991; pp. 683). A les formacions herbàcies de les parcel·les mostrejades predominen les gramínies (veure taula 7.3.), tot i que en els prats mesòfils també hi són freqüents algunes lleguminoses com l'astràgal (*Astragalus sempervirens catalaunicus*), el lot (*Lotus corniculatus*), les veces (*Vicia sp*) i els trèvols (*Trifolium sp*).

Les dades de la producció primaveral d'aquestes pastures caldria completar-les amb la producció estival, però tot i així els resultats obtinguts són similars o superiors a pastures supraforestals d'altres punts dels Pirineus (REMON & ALVERA, 1989). També es constata el potencial de càrrega ramadera de determinades pastures en camps abandonats i alhora la necessitat de reduir el pas de bestiar pels herbassars més pobres, amb l'objectiu de no incrementar els processos de degradació dels sòls i afavorir la successió natural de la vegetació.

7.4 LA DINÀMICA EROSIVA

L'anàlisi de l'expansió i creixement de les masses de pi roig o la reconversió de camps de conreu en pastures, són un bon exemple de les dinàmiques de revegetació dominants a l'àrea d'estudi, tanmateix la colonització vegetal dels espais que s'abandonen no sempre garanteix una adequada protecció al sòl. Des de la perspectiva de la dinàmica del

paisatge, l'erosió dels sòls dona lloc a processos irreversibles o de costosa recuperació, l'origen dels quals normalment és el resultat de la combinació de causes naturals i un inadequat ús del territori. L'abast dels processos erosius al Parc Natural del Cadí-Moixeró és limitat en comparació amb l'ocupació vegetal, però cal tenir present la importància de determinades formes típiques de l'espai supraforestal, els moviments de massa, l'erosió de la xarxa hidrogràfica, els *badlands* en litologies toves o l'erosió difusa en una bona part dels ambients més xeròfils i calcícoles del parc.

Tal com es pot comprovar a la taula 7.1., el procés d'abandonament de les activitats tradicionals afavoreix l'increment de l'espai forestal en detriment de l'agrícola i el ramader, en un procés gradual on els cultius primer es reconverteixen en pastures i posteriorment acaben incorporant-se a formacions arbòries o arbustives (SORIANO, 1994; MOLINA, 1996; BONET, 1997). A l'actualitat els espais que resten nus o mal protegits per la vegetació, sense comptar el rocam i les tarteres, només ocupen el 2,85% del total de l'àrea d'estudi, superfície que es redueix al 1,7% si es descompten les 494,2 ha de les zones erosionades per activitats humanes directes com la mineria a cel obert del Pedraforca (en procés de revegetació) o les repoblacions forestals al Tossal de Rus (actualment encara no s'han cicatritzat els solcs oberts el 1960).

La memòria de recerca prèvia a aquesta tesi va aprofundir en els processos erosius que afecten l'espai agrícola abandonat del Parc Natural del Cadí Moixeró, que juntament els prats i pastures són les àrees on és troben els ambients més degradats. El 29,5% de la superfície dels camps abandonats i actius (1.446,7 Ha) està afectada per erosió de difusa feble a concentrada severa (15,6%) i per moviments de massa (13,9%). L'erosió en d'altres usos es manifesta sobretot en àrees de *badlands* situades per sota els 1.500 m que ocupen unes 479,5 ha (1,1% del total), les 87,6 ha d'esllavissades (0,2% del total), les 208,8 ha per erosió de la xarxa hidrogràfica (0,5% del total), fins les 494,2 ha d'erosió antròpica (1,2% del total).

La distribució espacial de l'erosió que mostra el mapa 8, tendeix a concentrar les àrees més vulnerables dels camps abandonats en els sectors sud-occidental i sud-central del parc natural, els *badlands* a la perifèria en litologies toves i les esllavissades distribuïdes per arreu en funció de les característiques mecàniques i hídriques del substrat litològic.

Per damunt dels 1.700 m, els processos de solifluxió són generalitzats en els sòls recoberts per vegetació herbàcea o escassament protegits, sobretot a les pastures alpines d'ussona (*Festuca scoparia*) o en pendents molt forts abunden les terrasetes. Als prats corresponents al límit superior de l'estatge subalpí de caràcter mesòfil i amb més capacitat tapissant, hi són més freqüents les alineacions de camins produïts pels ramats, la reptació, els lòbuls de solifluxió o els petits moviments de massa rotacionals.

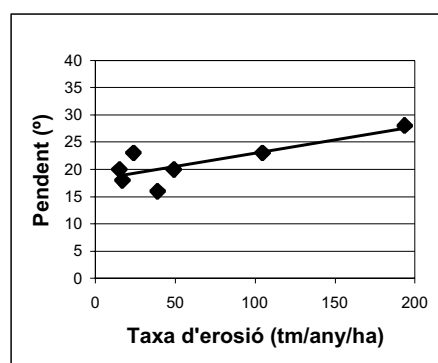
El dinamisme d'aquestes àrees font de sediments és molt variable en funció del tipus de procés en qüestió i del lloc on es produeix. Sense tenir en compte les operacions de

restauració d'àrees degradades per activitats extractives, entre 1957 i 1996 s'havien revegetat de forma espontània 64,8 ha sobretot en terrenys remoguts per esllavissades i en els *badlands* situats al costat de formacions arbòries denses i en pendents moderats. Però a partir de la fotointerpretació dels perímetres dels *badlands* entre 1957 i 1988, també s'han detectat importants increments de l'espai erosionat damunt de camps abandonats a Adraén amb taxes de creixement anual de la superfície erosionada de 377,4 m²/any, de 577,4 m²/any a les turbidites de Bagà en detriment de superfícies forestals, de 2.009,6 m²/any a Josa del Cadí en erms i camps abandonats o de 45,1 m²/any a Fórnols també en camps abandonats.

Per tal d'estimar les taxes d'erosió, s'han utilitzat claus-testimoni per mesurar el rebaixament de la superfície a vuit de les àrees més actives. La majoria de parcel·les es van instal·lar entre el 1994 i 1995 i s'han recollit dades periòdicament fins el setembre de 1999. La dispersió d'aquestes àrees respon a la distribució a l'àrea d'estudi dels espais en un procés quasi irreversible de pèrdua de sòl; per aquest motiu les parcel·les de mostreig no coincideixen amb les àrees homogènies per l'estudi de la fertilitat dels sòls (figura 7.11.). La finalitat d'aquestes mesures pretén relacionar el dinamisme espacial detectat a partir de la fotointerpretació amb el component volumètric de l'erosió, així com establir paral·lelismes entre els paràmetres edàfics de les àrees homogènies erosionades i les taxes d'exportació de sediments. En aquest sentit es podran establir comparacions entre el sector sud del transecte Cava-Josa del Cadí i els *badlands* en margues de Josa.

La quantitat de sediments exportats d'aquestes àrees és molt variable en funció de la litologia i el pendent, però en termes generals són valors que es poden caracteritzar de moderats a extrems (ICONA, 1994; POESEN & HOOKE, 1997) tal com es pot observar a la taula 7.4.

Parcel·la	Erosió (Tm/any/ha)	Pendent (°)	Període (dies)
Saldes	41,6	34	599
Josa del Cadí	49,1	20	1759
Fórnols	193,5	28	1928
Adraén	104,6	23	1485
Lletó	16,9	18	1682
Olià	23,8	23	1454
Tunel del Cadí nord	14,9	20	1484
Castellar de n'Hug	38,9	16	1636



Taula 7.4. Taxes d'erosió anuals i correlació amb el pendent. Tipificació de l'erosió segons ICONA, 1994: 1-6 tm/any/ha (molt baixa), 6-12 tm/any/ha (baixa), 12-50 tm/any/ha (mitja), 50-100 tm/any/ha (alta), 100-200 tm/any/ha (molt alta) i >200 tm/any/ha (extrema).

Les taxes d'erosió estimades a partir de mètodes que mesuren el rebaixament de la superfície (registre volumètric) acostumen a ser majors que les determinades a partir del

recull de sediments (registre dinàmic), i d'altra banda l'erosió en vessants axaragallats (“rill erosion” i “inter-rill erosion”: POESEN 1995; FARRES *et al.*, 1993) sovint queda retinguda en dipòsits intermedis durant períodes de temps molt variable fins que s'incorpora a la xarxa de drenatge principal; per aquest motiu cal ser prudents a l'hora d'interpretar els resultats (SANCHO, BENITO & GUTIÉRREZ, 1991). Les pèrdues més elevades de la taula corresponen a superfícies erosionades situades en el sector sud-occidental del parc, tant en mil·límetres d'erosió com en quantitat de material les argiles garumnianes de Fórnols presenten valors similars a altres *badlands* situats en idèntics materials en àrees properes (CLOTET, GALLART & BALASCH, 1988), seguides de les argiles triàsiques d'Adraén.

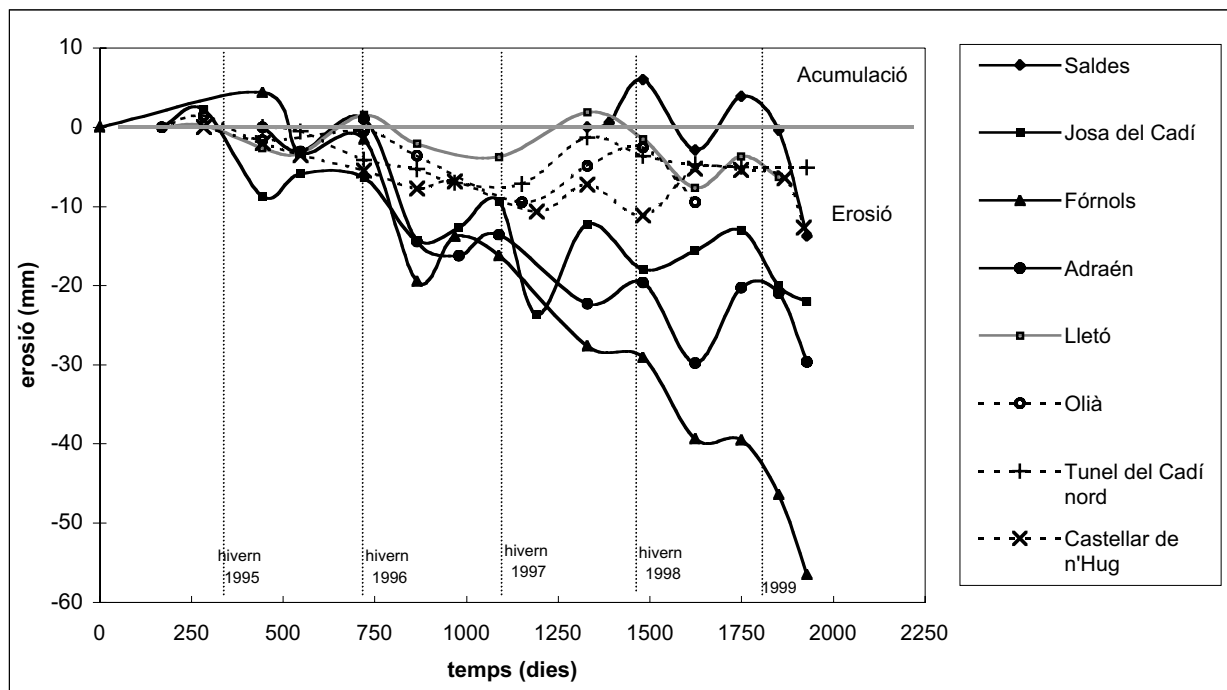


Figura 7.12. Evolució de l'erosió en el període estudiat, expressada com el rebaixament en mm de la superfície del sòl.

Les figures 7.12. i 7.13. mostren l'evolució de l'erosió durant els cinc anys de seguiment.¹ Les oscil·lacions de les corbes, més marcades en unes parcel·les que d'altres, indiquen la variació anual de la taxa d'erosió: a l'hivern les densitats aparents de la regolita són més baixes a causa de l'esponjament que experimenten algunes argiles en concret i en general tot el material per a l'efecte del glaç/desglaç i la presència del mantell nival (FARRES, 1978; REGÜÉS, PARDINI & PINI, 1992). En canvi l'erosió es ralentia per la manca de pluges d'elevada intensitat i l'efecte del *pop-corn*, que provoca un augment de la superfície del terreny que queda reflectida en les mesures dels claus. Per contra, a l'estiu i la tardor les precipitacions convectives en forma de tempestes afavoreixen l'arrossegament

¹ Per Saldes el període és d'un any i mig.

dels materials superficials i deixen al descobert capes immediatament inferiors més compactes, el resultat és el d'un increment de la densitat i de les taxes de rebaixament.

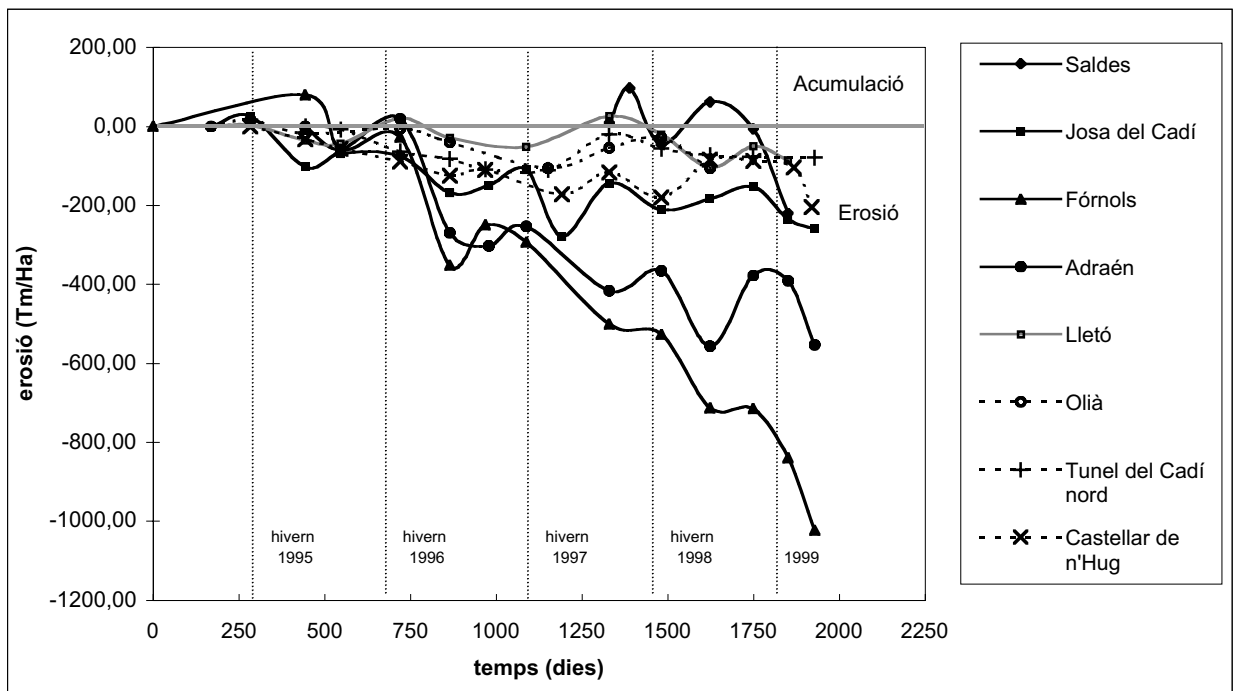


Figura 7.13. Evolució de l'erosió expressada com la pèrdua de sediments per unitat de superfície al llarg del temps.

Aquestes variacions són molt evidents en els *badlands* amb predomini de materials argilosos o margosos (Fórnols, Adraén, Saldes, Josa); en canvi, les parcel·les amb un elevat contingut de sorres i rudites (Lletó, Túnel del Cadí nord) o d'exposició nord (Olià) no experimenten les oscil·lacions de forma tant marcada.

L'activitat erosiva de les diverses àrees es posa de manifest a les gràfiques de la figura 7.14., on el pendent de les corbes de regressió ens mostra la intensitat en la pèrdua de sòl. D'altra banda, el grau de correlació indica la homogeneïtat en la disminució de la superfície del terreny, mentre a algunes parcel·les tots els claus experimenten desfalcaments i a d'altres s'alterna l'erosió amb la sedimentació en funció de la microtopografia. Comparant aquestes gràfiques amb les taxes d'erosió, es constata com les àrees situades en els àmbits més xeròfils del parc són les més actives, mentre que a les parcel·les amb materials més permeables, com les regolites sorrenques en toves de Lletó o els col·luvions del Túnel del Cadí, els canvis a la superfície del sòl no han provocat variacions significatives.

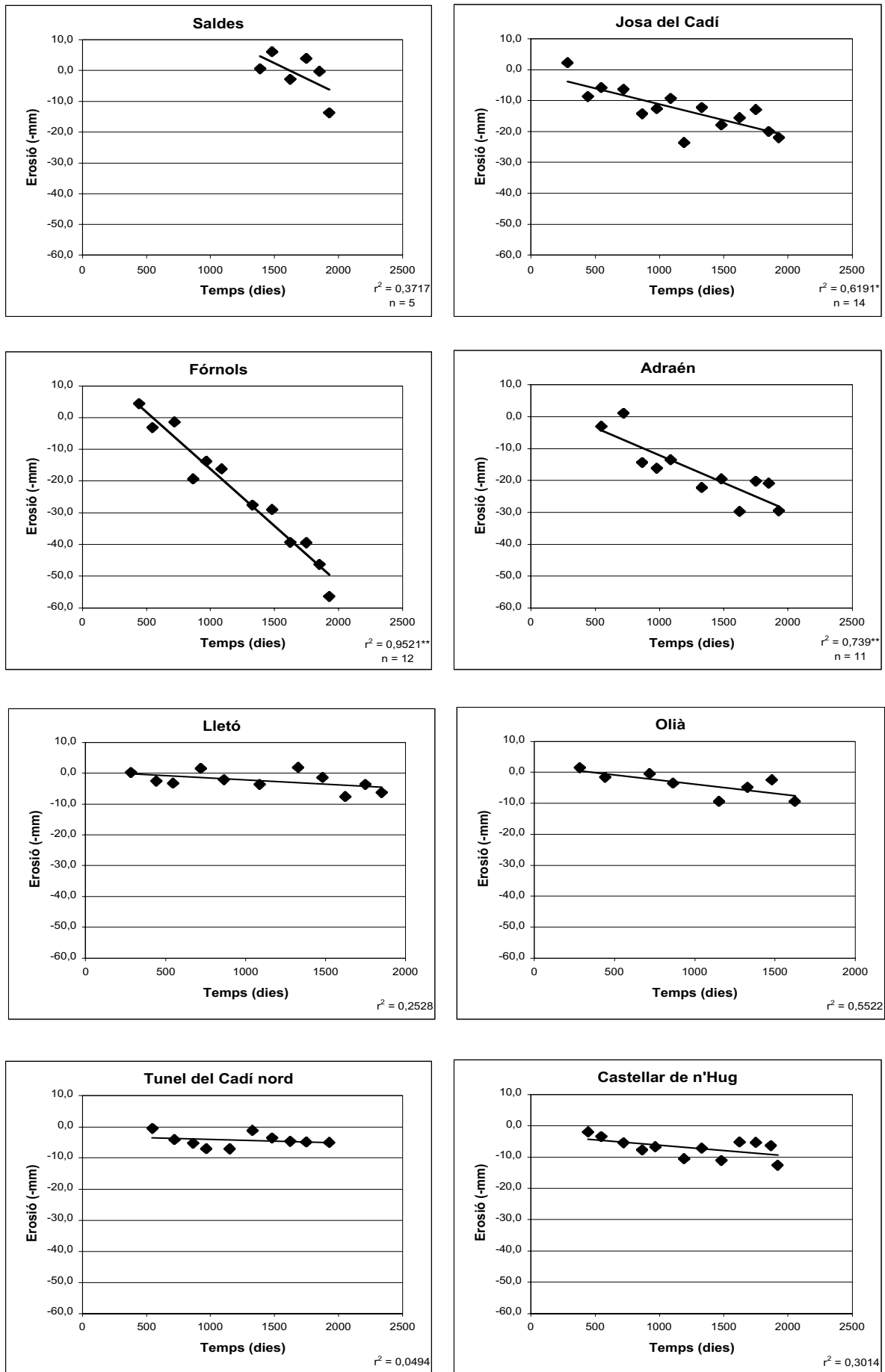


Figura 7.14. Correlacions entre els mm de sòl erosionat i el temps transcorregut des de la primera mesura. Cada punt és el valor mig dels nou claus de cada parcel·la.

Aquestes dades confirmen el dinamisme dels *badlands* més actius detectats amb la fotointerpretació entre 1957 i 1988 i l'agresivitat dels agents erosius amb les litologies toves i en forts pendents. Però la desaparició del sòl a l'entorn d'aquestes àrees d'erosió també es manifesta amb la disminució de la fertilitat; en aquest sentit les taxes d'erosió de la parcel·la de Josa es poden comparar amb els processos detectats en les àrees homogènies 500 i 1000 situats en idèntica litologia (margues blaves). L'erosió en aquests camps es caracteritza per la pèrdua de sòl en el perímetre de la parcel·la a causa de l'erosió remuntant de la xarxa de drenatge i a les esllavissades en els marges; els efectes d'aquest procés de degradació es manifesten amb la disminució de la coberta vegetal, el desarrelament d'arbusts i arbres i l'aparició en superfície de la regolita o roca mare. En general és un procés que es localitza entorn a les àrees o cicatrius d'erosió i s'expandeix perimetralment, i no tant de forma areolar, per la superfície dels camps abandonats.

El resultat d'aquesta dinàmica erosiva dona lloc a taxes importants d'exportació de sediments entorn a les 50 tm/ha/any, fonamentalment localitzades arran dels desfalcaments del paquet edàfic. La pèrdua de fertilitat és evident amb reduccions del fins el 50% de les concentracions de matèria orgànica, fósfor o potassi respecte a submostres situades a pocs decímetres de distància; d'altra banda, es produeix la desestructuració dels sòls ja que són suficients, en la majoria dels casos, menys de 700 kerg per trencar els agregats quan en condicions d'estabilitat calen prop de 2.000 kerg. Tot i així la majoria de les concentracions dels principals macroelements en submostres erosionades no assoleixen nivells de clara insuficiència per la nutrició vegetal.

El dinamisme de l'activitat erosiva en els espais subjectes a canvi d'ús es caracteritza per una forta activitat en els perímetres dels *badlands*, major en els més desenvolupats i de pendents més forts (Fórnols, Adraén, Josa i Saldes). Aquestes morfologies normalment s'associen a aquelles zones on la xarxa hidrogràfica s'ha encaixat intensament en materials tous provocant la total desaparició del sòl (Adraén, Bagà, Saldes, Pi-Bellver de Cerdanya...), de forma més reduïda però, també es troben associats a l'intens trepig dels ramats (Pla d'Anyella, Coll de Torn...) o directament damunt de camps abandonats (Fórnols, Josa...).

Les taxes d'erosió més baixes es donen en petites àrees d'erosió molt localitzades en camps abandonats (Túnel del Cadí nord) o en pastures de baixa càrrega ramadera (Lletó, Olià), on a diferència de les anteriors es produeix més exportació de sòl que de regolita. Hi ha un bon exemple d'espais similars a aquest per tot el parc, sobretot en exposicions sud; el comú denominador de totes elles és una elevada pedregositat superficial i en els casos més extrems la desaparició del sòl i l'aflorament del substrat calcari. En molts dels camps abandonats on s'aprecien aquestes morfologies, la pèrdua de sòl més important es pot haver produït mentre es cultivaven o en el període immediatament posterior a l'abandonament.

En l'actualitat sembla haver-se ralentit el procés, o per manca de material erosionable (en molts casos afloren superfícies estructurals calcàries com a la serra de Gisclareny), o per l'efecte estabilitzador de la vegetació.

8 LA DISTRIBUCIÓ DE LES ÀREES HOMOGÈNIES I LA RESTA DE PARÀMETRES FÍSICS

La representació espacial dels resultats obtinguts en les àrees homogènies, és un dels objectius que ens proposàvem a l'inici d'aquesta Tesi. Amb aquesta finalitat s'ha confeccionat el mapa d'àrees homogènies per a tota la l'àrea d'estudi, que interrelaciona un seguit de paràmetres físics considerats fonamentals en la caracterització dels sòls i del paisatge.

El mapa d'àrees homogènies és el resultat d'un procés d'encreuament de cobertures que s'inicia a partir del mapa d'usos del sòl i que va incorporant altres bases temàtiques reclassificades, en funció dels criteris establerts en la metodologia per a la definició dels tipus d'unitats de mostratge. A continuació s'exposen les bases cartogràfiques que han intervingut en aquest procés i quins han estat els elements més importants de cadascuna d'elles en l'anàlisi espacial de la fertilitat i del paisatge.

8.1 EL MAPA LITOLÒGIC

La manca d'una cartografia de sòls ha obligat a utilitzar altres bases per estimar les característiques químiques de tipus més general en els substrats. En sòls prims de muntanya, com la majoria dels estudiats, el pH està profundament relacionat amb la naturalesa dels materials, d'altra banda l'assimilabilitat de la majoria dels macroelements analitzats cal mesurar-la sota l'òptica dels processos químics que es donaran en medis bàsics o àcids.

La majoria de mostres s'han recollit en sòls bàsics però també en neutres i àcids, tots ells representatius dels espais calcícoles i silícícoles del parc. La delimitació d'ambdós unitats ha estat fonamental per ponderar la fertilitat a la llum de la química del sòl però també en la caracterització de les àrees homogènies. Del mapa litològic (mapa 1, annex 2) s'ha obtingut un segon mapa reclassificat en unitats carbonatades i silícies (mapa 2), que també incorpora informació sobre la coherència i duresa dels materials. De les 80 categories inicials referents a unitats cronològic-estratigràfiques i litològiques, s'ha passat a 9: formacions silícies compactes, formacions silícies toves, formacions silícies poc cohesionades, formacions carbonatades compactes, formacions carbonatades toves, alternança en substrat calcari, dolomies, guixos i formacions superficials quaternàries.

Aquest mapa litològic simplificat ha estat el que s'ha utilitzat per diferenciar les àrees homogènies amb substrat silícic que donarà lloc a sòls neutre-acidòfils i les que tenen aportos abundants de carbonats de calci que originaran un ascens en els valors del pH. Les

dolomies també s'han considerat per la importància d'aquests materials respecte a les concentracions de magnesi en els sòls.

8.2 EL MAPA DE VEGETACIÓ

El mapa de vegetació que finalment hem utilitzat és el resultat d'agrupar un seguit de comunitats botàniques del mapa original (VIGO & CARRERAS, 1994) per obtenir 13 categories. Sis són de tipus arbori: carrascar de muntanya, rouredes, fagedes, pinedes de pi roig i pinassa, pinedes de pi negre i avetoses, caducifolis higromesòfils; tres són de tipus arbusti: matollars incipients d'argelaga i bàlec, boixedes i baleguers, matollars de neret i bruguerola; altres tres són de tipus herbaci: prats de dall i conreus, pastures montano-subalpines, pastures alpines; i finalment una categoria amb absència de vegetació.

La confecció d'aquest mapa no ha estat exclusivament el resultat d'agrupar les 153 categories inicials dels fulls 254, 255, 216 i 217 del Mapa de Vegetació de Catalunya 1:50.000, sinó que també hi han intervingut altres cobertures. Efectivament, el resultat que es pot observar al mapa 3 de l'annex combina taques de vegetació extenses amb petits polígons que corresponen a la vegetació dels camps abandonats (MOLINA, 1996). Les 19 categories d'aquest mapa s'han unificat amb les 12 reclassificades del general donant lloc a una única llegenda. Però el criteri de formacions vegetals no ha estat l'únic que ha intervingut en la realització del present mapa, també s'ha tingut en compte el percentatge de recobriment de les masses forestals (SAINZ DE LA MAZA, 1998). El mapa de cobertes agrupa la vegetació amb recobriment nul per a prats, pastures i matollars, fins 1/3 de recobriment arbori, entre 1/3 i 2/3 i més de 2/3 (BRAUN-BLANQUET, 1979); aquests recobriments no s'han representat en el mapa 3 però han intervingut en el procés de superposició i anàlisi.

El mapa de vegetació a banda de la necessària participació en la realització del mapa d'àrees homogènies, també ha intervingut en la delimitació de les pastures supraforestals del mapa d'usos del sòl o ha estat fonamental en la definició de la capacitat d'aforestació i increment de la biomassa en el mapa de dinàmica del paisatge.

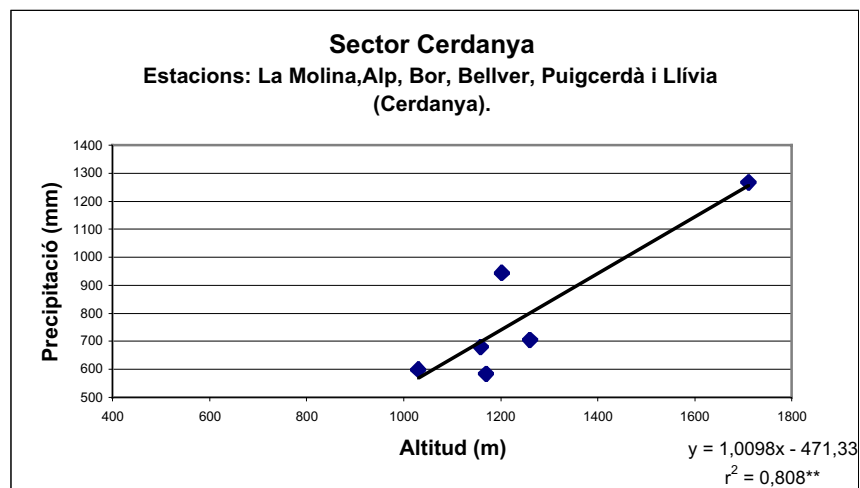
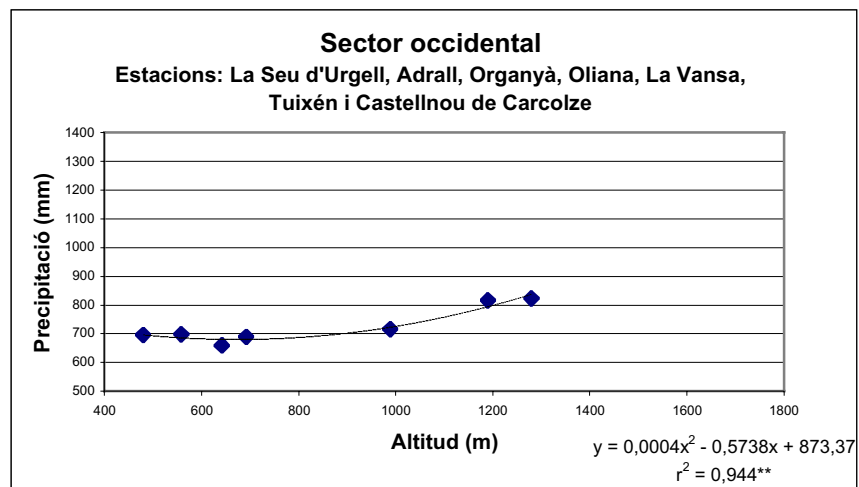
8.3 EL MAPA DE RADIACIÓ SOLAR POTENCIAL

La condició de solana i obaga definida en la selecció de les àrees homogènies, s'ha extrapolat a la resta de l'àrea d'estudi a partir de delimitar la isohelia que es correspon amb el valor de radiació potencial mitjana anual de $700 \cdot 10 \text{Kj/m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{dia}$. El mapa 4 és una representació dels valors de radiació potencial mitjana anual en intervals de $100 \cdot 10 \text{Kj/m}^2 \cdot \mu\text{m} \cdot \text{dia}$ sobre una cobertura de tipus *raster*. Per a poder-la combinar amb la

resta de bases temàtiques s'ha hagut de vectorialitzar i després diferenciar els espais de solana i obaga segons el criteri establert.

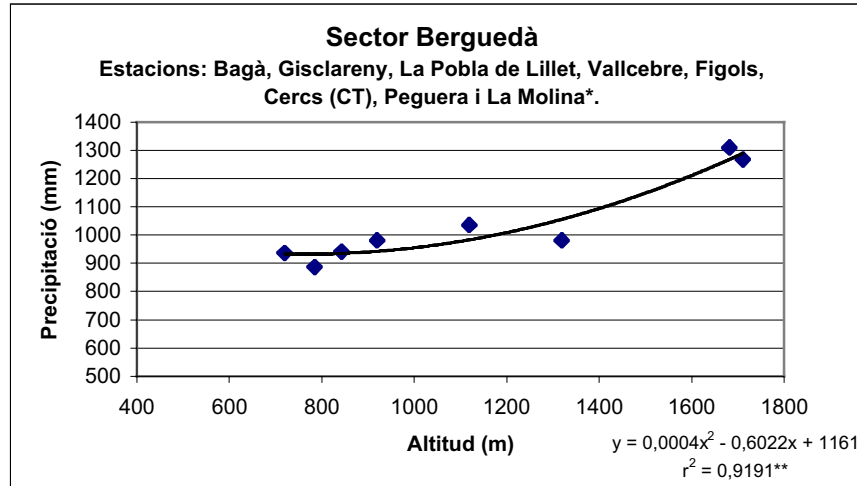
8.4 EL MAPA DE PRECIPITACIONS

Tal com ja s'ha especificat en l'apartat metodològic, el mapa d'isohietes és el resultat de correlacionar les precipitacions de les diverses estacions meteorològiques amb els valors d'altitud. Degut a les diferències observades entre tres sectors del parc s'han obtingut tres equacions de regressió a partir de les respectives gràfiques:



El MDE s'ha seccionat en les tres zones pluviomètriques per tal de calcular per a cada valor d'alçada la precipitació mitjana anual corresponent. A partir de les *grid (raster)* s'han generat les isohietes en intervals de 100 mm i posteriorment s'han unificat en el

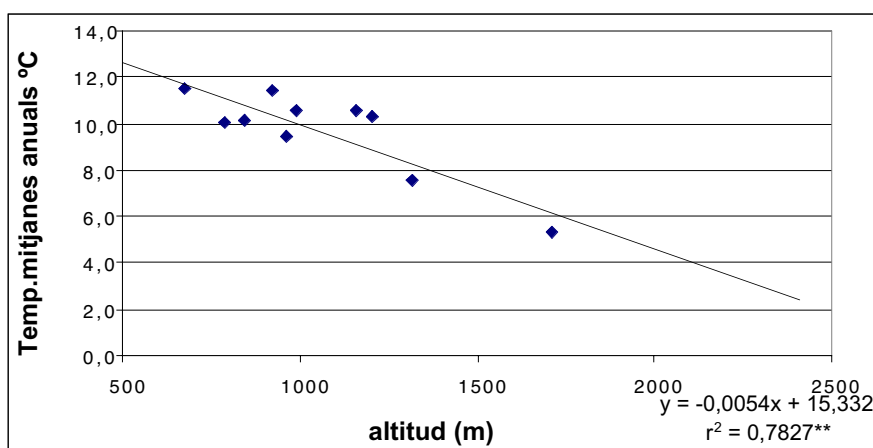
mapa 5. Els límits entre les àrees és certament arbitrari però s'ha intentat reflectir l'efecte orogràfic de les carenes i divisòries d'aigües sobre les diverses adveccions o influències climàtiques; per aquest motiu el resultat presenta un seguit de interrupcions en la zona de sutura totalment artificials.



Tanmateix la funció d'aquesta base és diferenciar grans conjunts climàtics en funció de la precipitació rebuda: fons de vall, serralades... i observar les diferències entre els sectors occidentals i cerdà respecte al sud-oriental, (DEL VALLE, 1997). El mapa d'evolució del paisatge utilitzarà aquesta cobertura per delimitar els espais d'elevada pluviometria (> 900 mm) o els que, per l'elevada insolació i la minva de les pluges, poden patir èpoques de dèficit hídric amb les conseqüències que aquest fet pot tenir en la vegetació.

8.5 EL MAPA DE TEMPERATURES

El mapa de temperatures mitjanes anuals (mapa 6) s'ha obtingut de forma similar al de precipitacions, però en aquest cas utilitzant totes les sèries disponibles amb una única correlació per a tot el parc (equació de la gràfica).



Aquesta cobertura també s'ha vectorialitzat i convertit en un mapa d'isotermes, de les que s'han extret la temperatura mitjana de l'aire igual a 0°C durant els mesos hivernals (TMAI=0°C) calculada a partir de restar la desviació estàndard en funció de l'alçada (figura 8.1.) al valor mig de temperatures per a cada *pixel* i obtenir el mapa de la mitjana de les temperatures mínimes anuals. De la mateixa manera s'ha calculat la temperatura mitjana de l'aire igual a 10°C pel mes més càlid (TMAC=10°C). Ambdós valors junt a la temperatura mitjana de l'aire igual a 0°C (TMMA=0°C) es consideren els límits més importants que zonifiquen altitudinalment l'espai a muntanya (DEL BARRIO, 1990).

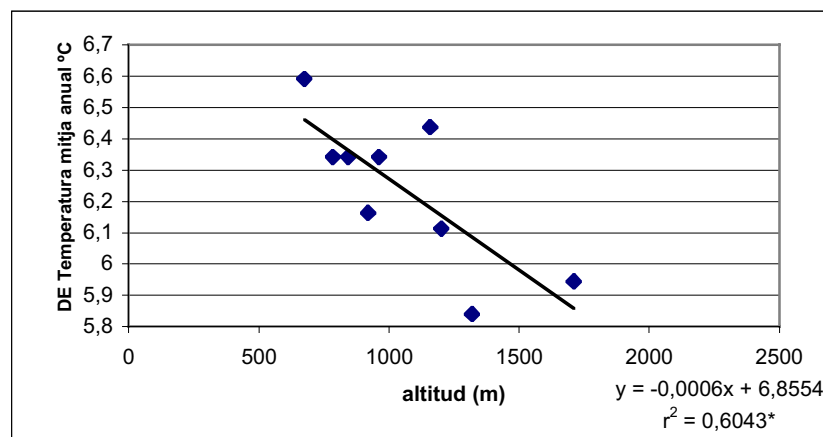


Figura 8.1.

La isoterma TMAC=10°C s'ha tingut en compte en el mapa de dinàmica del paisatge per indicar el límit potencial del bosc i per tant l'alentiment de la velocitat d'aforestació natural que implica la proximitat d'aquest valor. La isoterma TMAI=0°C es situa a 1.700 m (1.691) i la TMAC=10°C a 2.100 m (2088); aquests límits també s'han utilitzat com una aproximació a la durada del període vegetatiu que s'incrementa per sota els 1.700 m i per tant seran un bon indicador de la capacitat de creixement de les espècies forestals. Aquests límits junt a d'altres relacionats amb les temperatures, són essencials per determinar els períodes vegetatius de les plantes i serien de gran utilitat si s'apliquessin conjuntament a l'índex de fertilitat del sòl per determinar el potencial agronòmic del territori. Aquest exercici que proposem no s'ha efectuat en aquest treball, tot i que a partir de la lectura del mapa d'usos del sòl es pot comprovar com el límit altitudinal de les terrasses de cultiu es troba precisament entorn als 1.700 m i només en vessants amb una elevada radiació solar assoleixen els 1.900 m.

8.6 EL MAPA DE PENDENTS

El mapa 7 agrupa els pendents de l'àrea d'estudi en cinc intervals: inferior al 10% corresponent a les zones planes dels fons de vall, relleixos, comes, feixes amb molt poc pendent..., de 10% a 18% agrupa la majoria de camps aterratsats (entre 11% i 14%) i la resta de vessants que podrien ser mecanitzats segons criteris agrícoles o d'aprofitament silvícola, de 18% a 35% vessants de pendents forts, de 35% a 60% pendents molt forts i majors al 60% zones escarpades (MOPT, 1991).

Aquesta llegenda és el resultat d'unificar el càlcul automàtic de pendents del MDE i els set tipus de l'inventari de camps abandonats (0-5°, 5°-8°, 8°-14°, 15°-19°, 19°-26°, 26°-31° i >31°).

8.7 EL MAPA D'USOS DEL SÒL

El mapa 8 (annex 2) mostra la utilització del territori des d'una perspectiva històrica. De la seva visualització i comparació amb la taula 7.1. se'n pot desprendre l'ús actual del parc i les variacions des de 1957.

A partir de la llegenda es pot constatar una reducció evident de l'espai agrari així com la importància que ha adquirit l'espai forestal en els darrers anys. La reducció de la ramaderia també ha repercutit en la pèrdua de la superfície de prats i pastures; tot i així, es pot observar com l'espai ramader ha estat molt important entre els municipis de la Cerdanya, Josa del Cadí, Bagà i Castellar de n'Hug, mentre que el sistema agrosilvopastoral més equilibrat correspondria a Gisclareny. L'aforestació d'àmplies àrees de pastures supraforestals posen en evidència la reducció artificial a la que s'ha sotmés tradicionalment el nivell superior del bosc. L'altre aspecte a destacar és el de l'explotació forestal; molts pocs boscos conserven exemplars centenaris i han quedat relegats a les zones de més difícil accés de la serra. La majoria de boscos s'han explotat intensament, i una bona mostra són les fortes aclarides i tallades arreu produïdes entre 1957 i 1993.

8.8 EL MAPA D'ÀREES HOMOGÈNIES

L'elecció de les àrees homogènies com a fórmula per compartimentar el territori i poder analitzar els canvis que es produeixen en la fertilitat dels sòls, ha estat fonamental tant per la caracterització d'espais similars com per la localització de les parcel·les de mostratge entorn al transecte. La definició d'aquestes àrees també representa la discretització del l'àrea d'estudi en unitats menors compatibles amb l'anàlisi del paisatge;

de fet, aquestes àrees són homogènies sobretot en quan a l'aspecte visual: un ús predominant, una vegetació similar, el grau d'insolació i lluminositat...

El mapa 9 (annex 2) recull la situació dels 29 tipus d'àrees homogènies (les 25 definides més dos tipus de camps abandonats acidòfils, un improductiu i l'altre erosionat revegetat) dins l'àrea d'estudi. Es pot observar l'abundància dels tipus forestal molt intervingut a obaga així com el de pastures, que tot i estar en declivi mantenen importants remanents en l'estatge supraforestal i, de caràcter més pobre, a les solanes montano-subalpines. Entre aquestes darreres cal destacar que l'abundància de pastures d'elevada càrrega ramadera recull les que s'han reforestat entre 1957 i 1993; en aquest sentit ens ha semblat que els efectes d'una ramaderia intensa es podien perllongar fins l'actualitat tal com ho demostren els resultats de la parcel·la 1710. També hi ha algunes àrees del tot minoritàries com les rouredes o pinedes poc intervingudes a solana i d'altres que han ampliat l'àmbit de la definició original, com les pastures supraforestals de baixa càrrega ramadera. Aquestes recullen tot l'estatge alpí i la part alta del subalpí exceptuant les àrees on hi ha les concentracions més grans de ramats (>4 UR/ha), ja que els herbassars únicament pasturats pels isards coincideix amb les àrees improductives (rocam) d'aquest mapa.

Aquesta cobertura d'informació ha estat fonamental per extrapolar els valors de l'índex de fertilitat de Cobertera i el d'avaluació de sòls, obtinguts a partir de les analítiques que s'exposen en el capítol 6, i que s'han representat en sengles mapes: fertilitat del sòl (mapa 10, annex 2) i avaluació del sòl (mapa 11, conclusions)

8.9 EL MAPA DE LA DINÀMICA DEL PAISATGE

Amb la voluntat de relacionar els diversos paràmetres estudiats i la visió global que dona el paisatge, s'ha realitzat un exercici de projecció a partir de l'anàlisi de l'evolució del paisatge entre 1957 i 1993.

Aquest mapa no pretén ser una imatge fixa del paisatge l'any 2030, sinó que vol mostrar les tendències que es poden observar al territori i quina pot ser la plasmació en el paisatge. La llegenda representa un seguit de categories molt relacionades al procés d'aforestació natural i a la velocitat de la colonització o increment de biomassa forestal.

El resultat és el producte de la superposició dels mapes d'usos del sòl i fertilitat i l'aplicació d'una sèrie de criteris restrictius o afavoridors de la revegetació. La incorporació de les isoterms TMAI=0°C i TMAC=10°C i la isohieta 900 mm, han servit per establir una sèrie de llindars a la velocitat i aptitud del territori pel creixement de la vegetació. Un altre factor que s'ha tingut en compte, ha estat l'avenç en forma de "taca d'oli" del bosc i la influència en els espais oberts; s'han escollit la banda de 70 m degut a que és la distància

mitjana d'expansió del bosc cap a la perifèria, des de 1957 a 1993. D'altra banda es ressalta el paper que han de jugar els camps abandonats com a nous espais de pastura i de quina manera els afecta la reforestació natural.

9 CONCLUSIONS

A partir de l'anàlisi dels resultats i tenint en compte les hipòtesis que ens plantejàvem en la introducció d'aquesta Tesi de doctorat, podem afirmar que s'han assolit les següents conclusions:

- L'ús intensiu del territori implica la reducció del contingut de matèria orgànica en el sòl. Aquesta afirmació es recolza a partir de l'increment del percentatge de la fracció orgànica del sòl amb l'increment de l'edat d'abandonament dels camps, però també en els prats, pastures i boscos menys intensament explotats. Els motius en un i altre cas són diferents: mentre els cultius tenen continguts baixos a causa de les elevades taxes de mineralització, a la resta d'espais la reducció de valors respon a una disminució en els aportaments de la vegetació.

Els camps abandonats estables incrementen els continguts de matèria orgànica al sòl en relació directa al procés de revegetació, inclús en condicions de recobriment exclusivament herbaci. Els camps amb problemes d'erosió experimenten pèrdues de matèria orgànica, però molt localitzades en les àrees on es donen els diferents processos.

- En l'anàlisi del procés d'aforestació dels camps abandonats i la utilització de l'espai forestal, la relació C/N és un bon indicador del procés de naturalització dels sòls. A mida que augmenta l'edat d'abandonament d'un camp, els continguts de matèria orgànica fresca són majors i repercuteixen en l'increment de la relació C/N. Un fet similar succeeix a l'espai forestal, però en aquest cas la intensa explotació silvícola evita l'acumulació secular de les restes orgàniques provinents de la biomassa. A les pastures, aquestes relacions no són tant evidents i els valors en general són més baixos que els anteriors, possiblement perquè la font principal de carboni depèn dels detritus animals de ràpida mineralització.

- El fòsfor i el potassi assimilables són els dos macroelements analitzats que millor indiquen el lligam entre la fertilitat química i les modificacions que el sistema tradicional ha efectuat en el medi. Ambdós nutrients són molt sensibles a les variacions en els aportaments de matèria orgànica, tant d'origen animal com vegetal. La diferència fonamental entre ambdós, és que la reducció de fòsfor pot assolir valors mínims en els camps abandonats per sota del que es consideren concentracions suficients, mentre que la pèrdua de potassi es situa en qualsevol cas per damunt de la normalitat.

- Les concentracions de fòsfor estan directament relacionades amb la quantitat de matèria orgànica aportada al sòl. Els *inputs* poden ser de tipus anual a partir del femat dels camps o per acumulació progressiva en els horitzonts superiors de restes vegetals i detritus dels ramats. Per aquest motiu les àrees amb els continguts més alts de fòsfor assimilable són: els camps actius, les pastures montano-subalpines d'elevada càrrega ramadera i els boscos poc intervinguts. Les pastures supraforestals d'elevada càrrega ramadera no es troben en aquesta relació, a causa del desequilibri que es produeix entre les extraccions provocades per la pastura dels ramats transhumants i els aportos que aquests puguin realitzar, en uns prats que es poden considerar dels més pobres dins l'espai pirinenc.

- El potassi és més bon indicador que el fòsfor a l'hora d'identificar el caràcter animal o vegetal dels aportaments orgànics. En aquest sentit les concentracions més elevades es troben a les pletes amb gran quantitat de fems i en els camps actius, mentre que els valors de l'espai forestal poc intervingut és similar als camps abandonats.

- El conreu de terrasses durant generacions a les àrees de muntanya, ha donat lloc a la reducció del gruix del sòl a les parts superiors de les parcel·les. Els pendents que a la majoria de camps superen el 13% i l'acció de la gravetat accelerada per la roturació de la terra, han donat lloc a l'acumulació d'un 15 a 35% més de nutrients en les zones baixes dels camps. Els processos d'aforestació dels camps abandonats donen lloc a increments del 10 al 20% de matèria orgànica, del 10% de potassi i imperceptibles en el fòsfor. En darrer lloc l'erosió pot provocar diferències entre les zones degradades i les més estables dels camps, que oscil·len entre el 25 i el 45% menys de la matèria orgànica, el 30% menys de potassi i el 10% menys de fòsfor, aquest darrer molt resistent a les pèrdues per rentat o arrossegament.

- Els sòls dels camps abandonats inestables presenten concentracions més baixes per a tots els macroelements i la matèria orgànica, que els estables, però sense assolir nivells d'insuficiència des del punt de vista agronòmic. Només si considerem els valors de les submostres recollides en les zones on hi ha algun tipus de procés erosiu, els valors són lleugerament inferiors a la normalitat i en cap cas es pot considerar que la fertilitat sigui el factor limitant més important per el creixement de la vegetació natural. Únicament en algunes pastures on ha desaparegut el sòl i aflora la regolita, es detecten valors clarament insuficients. Val a dir, que no s'han mostregat casos similars a l'espai agrícola que possiblement oferirien resultats similars.

- L'estructura de la majoria de sòls estudiats es pot considerar ben construïda i estable, només hi ha agregats poc cohesionats en els cultius i en els sòls erosionats. La matèria orgànica és l'element estructurant més eficaç d'aquests sòls i s'ha constatat que 30

anys després de l'abandonament dels cultius els sòls han reconstruït totalment els agregats, donant lloc a estructures poligonals o granulars molt estables.

- Els continguts d'aigua al sòl del període estudiat són suficients per satisfer les necessitats dels vegetals que arrelen en els primers centímetres del perfil, tal i com es desprèn de l'anàlisi de la CRAD fins a 15 cm. Tanmateix, hi ha dues àrees homogènies amb importants dèficits hídrics, sobretot en el període estival: els camps abandonats a solana amb processos erosius i les rouredes seques.

La humitat superficial del sòl és de gran importància per a les espècies herbàcies i en menor mesura afecta a les arbustives i arbòries mitjanament desenvolupades. La productivitat de les pastures i la capacitat per recobrir i protegir els sòls està estretament relacionada amb la disponibilitat d'aigua. La quantitat d'aigua disponible en els horitzons superficials depèn fonamentalment de la textura i estructura dels sòls però també del contingut de matèria orgànica, si a més afegim l'efecte de l'ombra que evita la radiació solar directe sobre la superfície del sòl, es pot comprendre perquè a l'espai forestal s'obtenen valors lleugerament superiors d'humitat que a camp obert. El manteniment d'un herbassar més fresc durant el període estival, l'alimentació animal amb productes forestals i l'aprofitament dels arbres, poden ser alguns dels factors que expliquin l'existència de deveses arbrades a les solanes de muntanya, on es combina la pastura amb la presència de nombrosos arbres (caducifolis o aciculifolis).

- La valoració de la fertilitat del sòl efectuada mitjançant l'índex de Cobertera, ens indica que els sòls més aptes pel desenvolupament de les plantes es troben en l'espai agrari. Tant els camps actius com els abandonats estables presenten valors superiors a 75 una vegada s'ha ponderat la fertilitat química per la quantitat de sòl útil. Si només es consideren els paràmetres bioquímics (matèria orgànica, fòsfor i potassi), es produeix un lleuger increment entre els camps actius i abandonats en consonància amb el que efectua la matèria orgànica, la davallada del fòsfor i potassi no és prou important com perquè es reflecteixi en l'índex.

El principal factor limitant de la fertilitat edàfica a muntanya, des del punt de vista agronòmic, és la poca profunditat dels sòls, amb abundant pedregositat i afloraments rocosos. Per aquest motiu, els valors de fertilitat química es mantenen estables en els camps actius i abandonats quan es ponderen per la quantitat de terra fina, i en canvi pateixen una forta davallada en l'espai ramader i forestal. La fondària dels sòls en els camps depèn de l'efecte acumulador i conservador de la pagesia, mentre que a l'espai silvopastoral depèn de les condicions naturals d'edafogènesi sense que hi hagi una acció humana concreta per afavorir la concentració.

Els únics espais no agrícoles amb l'índex de fertilitat més alt són les pastures montano-subalpines d'elevada càrrega ramadera, mentre que la resta de prats i pastures no arriben a l'índex 25 i els boscos al 50. A l'espai històricament agrícola les valoracions més baixes corresponen als camps abandonats erosionats. El mapa 10 (annex 2) és el resultat d'extrapolar els valors obtinguts en les àrees homogènies a tota l'àrea d'estudi i en ell es pot observar la distribució espacial de la fertilitat per als tres grans tipus d'ús.

- El mapa 11 d'avaluació del sòl matisa els resultats obtinguts al mapa 10, ja que en l'elaboració de l'índex intervenen, a parts iguals, els valors de la fertilitat del sòl, l'estabilitat estructural i la CRAD (capacitat de retenció d'aigua disponible). En aquest cas els valors més alts s'obtenen en els espais més fèrtils situat a obaga, d'ús fonamentalment ramader. En canvi l'espai agrari, localitzat tradicionalment a les solanes per facilitar la maduració del cereal, experimenta una reducció dels valors degut a la disminució d'humitat edàfica i a uns sòls no tan ben estructurats com els naturals. L'índex 65 a 75 correspon majoritàriament a les pastures supraforestals de baixa càrrega ramadera, que incrementen la valoració a causa de l'elevat contingut d'aigua durant el període vegetatiu i a un sòl molt ben estructurat; en aquest rang també hi ha un bon nombre de camps abandonats. L'interval inferior (de 45 a 55) és el domini dels matollars a solana i les valoracions més baixes corresponen a camps abandonats erosionats, boscos molt intervinguts a solana o espais degradats en vies de recuperació.

- La fertilitat del sòl ha condicionat la tipologia i rotació dels cultius dins l'espai agrari. L'agricultura ha modificat el potencial natural del sòl, desenvolupant i augmentant l'aptitud inicial per tal d'obtenir les collites que assegurassin les necessitats bàsiques i generessin un cert excedent. Però en molts casos la pressió demogràfica va obligar a expandir la frontera agrícola a terrenys amb sòls no aptes per a ser cultivats; aquest és el motiu fonamental pel qual hi ha camps abandonats estables on la vegetació natural colonitza de nou l'espai i d'altres que s'erosionen i es degraden.

Els principals cultius i les rotacions més habituals a l'àrea d'estudi es poden resumir en tres tipus: alternança de patates, blat i guaret; alternança de blat, sègol o ordi i guaret normalment a obaga i alternança de blat i pèsols a solana o sègol i pèsols a obaga amb rendiments baixos. El grau de correlació entre aquestes cultius i la fertilitat actual dels camps on es cultivaven és molt elevat, inclús després d'haver passat més de 60 anys des de la darrera collita, en alguns casos.

Es fa difícil establir si els factors naturals o els antròpics són més determinants en la relació causa/efecte entre l'aptitud del sòl i la producció agrícola, però el que és evident és que la pagesia ha seleccionat al llarg de la història els millors espais per fer camps i que en alguns casos ha millorat el potencial inicial i en d'altres l'ha empitjorat. L'exemple més clar

d'efecte positiu és la relació inversa que s'estableix entre la fertilitat i la distància a l'habitatge. El freqüent femat dels camps propers als pobles, ha estat més beneficiós per la fertilitat dels sòls que altres sistemes d'adobat com la pleta, els boïcs o els formiguers. En general es pot concloure que els camps amb un potencial edàfic inicial més elevat han estat els que s'han conreat i conservat millor al llarg del temps; en canvi, aquells que s'han construït damunt sòls que no eren adequats (prims, forts pendents, elevada pedregositat...) han estat els que han donat els pitjors rendiments i que per tant han rebut menys atencions.

- El tipus de ramaderia que tradicionalment ha pasturat el Cadí-Moixeró ha estat de tipus extensiu, tant en l'àmbit forestal com la transhumant a l'estatge supraforestal. Tot i així, hi ha determinades zones on la càrrega ramadera ha estat i és més elevada, repercutint de forma diversa en els sòls de prats i pastures: incrementant la fertilitat (sobretot el fòsfor) en l'àmbit montano-subalpi i reduint-la lleugerament a les pastures d'alçada. En aquest sentit un excés de càrrega ramadera en els prats alpins, a més de la reducció de la fertilitat, pot provocar la pèrdua irreversible de sòl si el trepig és excessiu. Tanmateix, la capacitat de càrrega de les pastures d'alçada, si ha estat superada en algun moment històric, no sembla que hagi afectat irreversiblement el sistema, "sacrificant" exclusivament aquells sòls situats en punts de màxima freqüentació (abeuradors, cortals,...).

- L'espai forestal mostra una paradoxa respecte a la fertilitat del sòl. Si analitzem exclusivament les variables bioquímiques, l'índex la fertilitat és superior en els boscos poc intervinguts, mentre que si la ponderem per la terra fina els molt intervinguts superen els anteriors. Això es deu a que els boscos menys explotats han estat confinats als sectors de més difícil explotació silvícola: a major altitud, més abruptes i pedregosos, en definitiva amb sòls poc alterats però molt prims.

- La tercera i darrera hipòtesi es confirma a partir de l'anàlisi del mapa d'usos (mapa 8, annex 2) i de les taules que se'n generen (taula 7.1.). Els canvis que ha experimentat el paisatge entre 1957 i 1993 (anys de la fotointerpretació) encara són més evidents si ens situem a inicis d'aquest segle. Els dibuixos 1 i 3 mostren el paisatge actual a Josa del Cadí i Cava, els 2 i 4 són la representació del que es podia observar cap a 1900, segons les indicacions que a partir dels records ens van exposar alguns habitants d'ambdós pobles.

- A partir de l'anàlisi dels canvis produïts entre 1957 i 1993 i l'aplicació de diversos factors catalitzadors, ralentitzadors o inhibidors de l'aforestació natural (clima, fertilitat del sòl, massa vegetal, erosió...), s'ha obtingut el mapa 12 (annex 2). El procés actual d'homogeneïtzació forestal al Parc Natural del Cadí-Moixeró té un origen antic, a partir de l'abandonament del Sistema Tradicional, però ha sofert un impuls addicional des de 1965.

Si es mantenen les condicions ambientals i socio-econòmiques actuals és d'esperar que d'aquí a 30 anys el tancament del bosc haurà augmentat substancialment, tal com mostra el mapa 12. Aquest mapa no contempla canvis inesperats en la política agrària que potenciïn la cabanya ramadera, o situacions ambientals excepcionals com grans incendis forestals. La conclusió més important que es pot extreure d'aquest mapa, és la pèrdua de diversitat paisatgística que experimentarà el parc si es manté l'actual política de gestió del territori i la necessitat de delimitar quins espais són més idonis per a la pastura, on es poden desenvolupar els millors boscos o on es troben els sòls més vulnerables.

El paisatge actual del Parc Natural del Cadí-Moixeró és el resultat d'una complexa interacció entre factors abiòtics i biòtics, entre els quals es troba l'ésser humà. La incidència humana en la configuració de parts d'aquest paisatge ha estat mínima, però en canvi ha estat fonamental en d'altres com la vegetació, el microrelleu... Obviar aquest efecte i considerar que el procés actual d'abandonament del territori és una via per a la "naturalització" d'aquest espai, pot ser perfectament aplicable a determinades àrees; però en d'altres pot inclús esdevenir contraproductiu a la pròpia política de conservació. En un espai que històricament ha estat tutelat per la societat i del que s'ha extret un profit econòmic, cal també dirigir (o si s'escau invertir) el procés d'abandonament per detectar i corregir situacions problemàtiques, que en definitiva aniran en detriment dels objectius que la societat fixi per la utilització del territori.

10 BIBLIOGRAFIA

ALVERA, B. (1988), "Ciclos de nutrientes en la alta montaña", a *Introducción a la ecología del Pirineo Aragonés*, IPE Jaca, pp. 17-19.

ARNÁEZ-VADILLO, J. & PÉREZ CHACÓN, E. (1986), "Aproximación a la tipología y evolución geomorfológica de campos abandonados en Gran Canaria (Islas Canarias)", a *Monografies de l'EQUIP 2, V Reunión del Grupo de Trabajo de la U.G.I., síntesis del paisaje* (Banyoles, agosto 1986), pp. 87-94.

ARNÁEZ-VADILLO, J., ORTIGOSA, L., OSERÍN, M. (1993), "Erosión hídrica superficial en campos abancalados del Sistema Ibérico Riojano (valles de Leza-Jubera)", *Geographicalia* 30, pp. 33-45.

AUSSENAC, G. (1970), *Action du couvert forestier sur la distribution au sol des précipitations*. *Ann. Sci. Forest*, 27 (4): 383-399.

BALENT, G. (1986). "Modélisation de l'évolution des surfaces pastorales dans les Pyrénées centrales. Mise au point d'un référentiel microrégional de diagnostic au niveau de la parcelle", *Cahiers de la Recherche Développement* 9-10, pp. 92-99.

BALLAND, D. (1984), "Fertilisation phosphatée et potassique des cultures", *Inst. Tech. Cereales et des Fourrages*.

BAVER, L.D., GARDNER, W.H. & GARDNER, W.R. (1972), *Soil Physics*, London, John Wiley & Sons Cop.

BAZIN, P. (1992), *Boiser une terre agricole*, Institut pour le Développement Forestier (IDF).

BECAT, (1991), "Impacte de les activitats humanes a l'alta muntanya", *Curs d'Estiu d'Estudis Pirinencs*, La Seu d'Urgell, fotocopiati.

BERGSMA, E. & VALENZUELA, C.R. (1981), "Drop testing aggregate stability of some soils near Merida, Spain", a *Earth Surface Processes and Landforms* 6, pp. 309-318.

BERTRAND, G. (1966), "Pour un étude géographique de la végétation". *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 37 (2), pp. 129-143.

BERTRAND, G. (1968), "Paysage et Géographie Physique globale". *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 39(3), pp. 249-272.

BERTRAND, G. (1982), "Construire la Géographie Physique", *Hérodote* 26, pp. 90-116.

BERTRAND, G. (1984), "Apogée et déclin d'une géosystème silvo-pastoral (montagne de León et de Palencia, Espagne du nord-ouest), a *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 55 (1), pp. 239-248.

BERTRAND, G. (2000), "Le paysage et la Géographie: un nouveau rendez-vous", *Treballs de la Societat Catalana de Geografia* (en premsa).

BINGHAM, F.T. (1962), "Chemical soil tests for available phosphorus", *Soil Sci.* 94, pp. 87-95.

BONET, A. (1997), *La dinàmica de la vegetació després de l'abandonament dels conreus a la Conca de l'Alt Llobregat*, Barcelona, Universitat de Barcelona, (Tesi Doctoral).

BRAUN-BLANQUET, J. (1979), *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*, Barcelona, Ed. Blume.

CABERO DIÉGUEZ, V. (1981), "La despoblación de las áreas de montaña en España y la transformación del hábitat. El ejemplo de las montañas galaico-leonesas (Sanabria y La Cabrera)," a *Supervivencia de la montaña. Actas del coloquio hispano-francés sobre áreas de montaña*, Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, pp. 171-185.

CAMPILLO, X.; GANYET, R.; LÓPEZ, F. & MAJORAL, R. (1992), *L'Alt Urgell. Estructura territorial, recursos i activitat econòmica*, Barcelona, Caixa de Catalunya.

CERDÀ, A. (1988), "El clima y el hombre como factores de la estabilidad estructural del suelo. Un estudio a lo largo de gradientes climático-altitudinales", *Cuaternario y Geomorfología v-12 3-4*, Logroño, Geoforma.

CERDÀ, A. (1995), "Factores y variaciones espacio-temporales de la infiltración en los ecosistemas mediterráneos", a *Monografías Científicas 5*, Logroño, Geoforma, 151 p.

COBERTERA, E. (1983), *Edafología aplicada*, Madrid, Cátedra.

COTTENIE, A. (1984), "Los análisis de suelos y plantas como base para formular recomendaciones sobre fertilizantes", *Boletín de suelos de la FAO* 38/2.

CREUS, J. & NICOLAU, J.M. (1988), *Introducción a la ecología del Pirineo aragonés*, Jaca, Instituto Pirenaico de Ecología.

CREUS, J. (1987), "Algunas características climáticas de la alta montaña en los Pirineos centrales".al *X Congreso Nacional de Geografía*, Zaragoza, pp.137-146.

DARBELLAY, CH. (1984), "Mountain agriculture in change" in *The transformation of Swiss mountain regions*, BRUGGER, E., FURRER, G. I MESSERLI, P., (eds.), pp. 289-316, Berna.

DAVEY, C.B. & KRAUSE H.H. (1980), "Functions and maintenance of organic matter in forest nursery soils." *Proc.North American Forest Tree Nursery Soils Workshop*, Syracuse. USDA Forest Service i Canadian Forestry Service, pp. 130-165.

DEL BARRIO, G. (1990), "El régimen térmico estacional en alta montaña", a GARCÍA-RUIZ, J.M. (ed.): *Geoecología de las áreas de montaña*, pp. 299-332, Logroño, Geoforma.

DEPARTAMENT D'AGRICULTURA RAMADERIA I PESCA, GENERALITAT DE CATALUNYA (1983), *Normes per a la presa de mostres de terra amb finalitat de realitzar estudis de fertilitat*, Fulls d'Informació 11, Barcelona.

DEL VALLE, J. (1997), "La precipitación media anual en el sector alto de la cuenca del Cinca (Pirineo Aragonés, España)", a *Pirineos* 149-150, Jaca, pp. 121-144.

DIPUTACIÓ DE BARCELONA (1987), *Catàleg de sòls de la circumscripció de Barcelona. Terme municipal de Sant Boi de Llobregat*.

DUCHAUFOR, P. (1984), *Pédologie*, Paris, Masson.

ECKERT, D.J. (1987), "Soil test interpretations: basic cation saturation ratios and sufficiency levels. Soil testing: sampling, correlation, calibration and interpretation", *SSSA special publ.* 6, chap. 6, pp. 53-63.

ESCOLA AGRÀRIA DE MANRESA, (1998), "Interpretacion del anàlisis químico de un suelo", document intern.

FARRES, P. (1978), "The role of time and aggregate size in the crusting process" a *Earth Surface Processes*. 3, pp 243-154.

FARRES, P. (1980), "Some observations on the stability of soil aggregates to raindrop impact", *Catena* 7, pp. 223-231.

FARRES, P., POESEN, J. & WOOD, S. (1993), "Soil erosion landscapes", *Geography Review* 6: 38-41.

FERRE, E., ASENSI, A., SENCIALES, J.M. (1994), "Procesos de erosión y dinámica de la vegetación en bancales abandonados en el Valle de Andarax (Almería)", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 31-42

FERRE, Y. DE, (1968), "Les pins sylvestres des Pyrénées", *Pirineos* 117, pp. 5-14.

FILLAT, F., GARCIA, A. & GARCIA, B. (1984), "El redileo en el Pirineo: primeras cuantificaciones sobre el efecto del estiércol en la composición florística y calidad del pasto", a *Pastos* 14 (2), pp. 281-294.

FONTANA, J. (1988), "La fi de l'antic règim i la industrialització (1787-1868)" a *Història de Catalunya*, volum V, Barcelona, Edicions 62, pp. 57-62.

GALLART, F. & LLORENS, P. (1994), "Papel de los cultivos de montaña y su abandono en la economía del agua", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 43-56.

GALLART, F. & LLORENS, P. (1996), "Los efectos hidrológicos de la recuperación del bosque en áreas de montaña", a LASANTA, T. & GARCÍA-RUIZ, J.M. (eds.), *Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales*, Saragossa, Instituto de Est. Riojanos, SEG, pp. 73-78.

GARCÍA VIÑAO, A., ALVERA, B., PUIGDEFABREGAS, J. & MONTSERRAT, P. (1986), "Sistemas de erosión en pastos de flysch eoceno surpirenaico" a XVI Reunión de la Soc.Esp.Estudio de Pastos, Oviedo, pp. 233-248.

GARCÍA-RUIZ, J.M. (1990), "El viejo dilema: estabilidad e inestabilidad de los ecosistemas de montaña", a *Geoecología de las áreas de montaña*, GARCÍA-RUIZ, J.M. (edr), Logroño, Geoforma.

GARCÍA-RUIZ, J.M., LASANTA, T. & SOBRÓN, I. (1988) "Problemas de evolución geomorfológica en campos abandonados: el valle del Jubera (Sistema Ibérico)", *Zubía* 6, pp. 99-114.

GARCÍA-RUIZ, J.M., RUIZ-FLAÑO, P., LASANTA, T., MONTSERRAT, G., MARTÍNEZ-RICA, J., PARDINI, G. (1991), "Erosion in abandoned fields, what is the problem?", a SALA, RUBIO, GARCÍA-RUIZ (eds.), *Soil Erosion Studies in Spain*, Logroño, Geoforma, pp. 97-108.

GARDNER, W.H.(1986), "Water content" a KLUTE A. (ed): *Methods of soil analysis. Part I. Monograph 9*, American Soc.Agronomy, Madison, pp. 493-544.

GIGON, A. (1983), "Typology and principles of ecological stability and instability. Mountain Research and Development" 4 (1), pp. 39-44.

GIRALT, E. (1987), *Història de Catalunya*, Barcelona, Salvat.

GIROUX, M. & SEN TRAN, T. (1987), "Comparaison des différentes méthodes d'analyse de l'azote du sol en relation avec sa disponibilité por les plantes". *Canadian Journal of Soil Science* 67, pp. 521-531.

GISI, U. FROSSARD, P. OERTLI, J.J., (1979), "Comparison of soil properties in agricultural an abandoned fields in Swiss Jura", *Weinheim, Chemie* 142, pp. 639-654.

GODRON, M & POISSONET, J. (1973), "Quatre thèmes complémentaires pour la cartographie de la végétation et du milieu", *Bulletin de la Societé Languedocienne de Géographie*, Montpellier.

GÓMEZ MANZANEQUE, F., coord. (1996). *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*, Barcelona, Planeta.

GÓMEZ, D., FILLAT, F. & GARCÍA, R. (1988), "Pastos y grandes herbívoros" a CREUS J. & NICOLAU J.M. (eds): *Introducción a la ecología del Pirineo Aragonés*, IPE, Jaca, pp. 19-22.

GONZÁLEZ FERNÁNDEZ-NIETO, C. (1994), "Estudio de los efectos hidrogeomorfológicos del abandono de cultivos en áreas montañosas. Monitorización de una cuenca experimental", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 57-68.

- GONZÁLEZ HIDALGO, J.C., ECHEVERRÍA, M.T. & PELLICER, F. (1995), "Variaciones espaciales de la textura en laderas de exposición topográfica contrastada en el semiárido aragonés", a Cuad. Inv.Geográfica 20-21, Logroño, pp. 7-22.
- GRIEVE, I.C. (1979), *Soil aggregate stability tests for the geomorphologist*, British Geomorphological research group-Technical Bulletin 25, 29 p.
- GRUBER, M. (1961), "Les forêts du pin sylvestre des Pyrénées catalanes", Pirineos 112, pp.41-56.
- GUÀRDIA, R. (1995), La colonització vegetal de les àrees erosionades de la Conca de la Baells (Alt Llobregat), Tèsi Doctoral, Dept.de Biologia Vegetal UB, Barcelona, inèdita.
- GUERRERO, A. (1992), *Cultivos herbaceos extensivos*, 5ª ed. Madrid, Mundi Prensa.
- GUIDI M., PIUSSI, P. (1993). "Abandon des terres et fermeture des paysages dans les Préalpes italiennes orientales", Revue de Géographie Alpine 3, pp. 95-102.
- GUIGOU, B.; THONNELIER, B.; DUZAN, B. & FÉLIX-FAURE, B. (1989), "Pour valoriser les analyses de sol". Purpan 134, pp.3-88.
- HAIGH, M.J., (1977), *The use of erosion pins in the study of slope evolution*, British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin, 18: 31-49.
- HARO, S., FERNÁNDEZ, J.F., JOSA, R. & GALLART, F. (1992), "Papel hidrológico y geomorfológico de las propiedades del suelo en una zona pirenaica de campos abandonados (Cal Parisa, Vallcebre)", a LÓPEZ BERMÚDEZ, CONESA & ROMERO (eds.), *Estudios de Geomorfología en España*, Murcia, pp. 243-250.
- HENIN, S. (1972), *El Perfil cultural: el estado físico del suelo y sus consecuencias agronómicas*, Madrid, Mundi-Prensa.
- HENIN, S., MONNIER, G. & COMBEAU, A. (1958), "Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols" Ann. Agron. 9 (1), pp. 71-90.
- ICONA (1994), *Los bosques del futuro, una estrategia forestal para España*, Madrid.
- IMENSON, A.C. & VIS, M. (1984), "Assessing soil aggregate stability by water-drop impact and ultrasonic dispersion", a Geoderma 34, pp. 185-200.
- IMENSON, A.C. (1984), "An eco-geomorphological approach to the soil degradation and erosion problem", a FANTECHI, R. & MARGARIS, N.S. (eds): *Desertification in Europe*, D. Reidel publishing Co. Dordrecht, pp. 110-125.
- INE (1982), Censo Agrario del Instituto Nacional de Estadística.
- INE (1989), Censo Agrario del Instituto Nacional de Estadística.
- JOHNSON, D.L. & LAURENCE A.L. (1995), *Land degradation: creation and destruction*, Cambridge USA, Blackwell.

JUDD, B.I. & JACKSON, M.L. (1939), "Natural succession in abandoned farm lands in the Rosebund soil area of western Nebraska", *The Soicety* 31, pp. 541-557.

JUDD, B.I. & WELDON, M.D. (1939), "Some changes in the soil during natural succession of vegetation after abandonment in western Nebraska", *a The Soicety* 31, pp. 217-228.

KIIRIKKI, M. (1993), "Seed Bank and Vegetation Succession in Abandoned Fields in Kakali Nature Reserve, Southern Finland", *Annales Botanici Fennici* 30, pp. 139-152.

KOLENBRADER, G. (1981), "Leaching of Nitrogen in agriculture. Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures". *Dev. on plant and Soil Sci.* vol. 2, pp. 199.216.

LAPRAZ, G. (1957), "Note sur les forêts de *Pinus sylvestris* des environs de Bagà (Pyrénées Catalanes)", *Collect. Bot.* 5(2), pp. 405-412.

LASANTA, T. & RUIZ FLAÑO, P. (1990): "Especialización productiva y desarticulación espacial en la gesión reciente del territorio en las montañas de Europa Occidental" a GARCÍA-RUIZ, J.M. (ed.): *Geoecología de las areas de montaña*, pp. 299-332, Logroño, Geoforma.

LASANTA, T. (1989), *Evolución reciente de la agricultura de montaña: El Pirineo aragonés*, Logroño, Geoforma.

LASANTA, T. (1990), "Diversidad de usos e integración espacial en la gestión tradicional del territorio en las montañas de Europa Occidental" a GARCÍA-RUIZ, J.M. (ed.): *Geoecología de las areas de montaña*, pp. 235-266, Logroño, Geoforma.

LASANTA, T., PÉREZ M.C., GARCÍA-RUIZ, J.M. (1994), "Efectos hidromorfológicos de diferentes alternativas de retirada de tierras en ambientes semiáridos de la Depresión del Ebro", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 69-82.

LEIKOLA, M. (1977), "Soil tillage and weed control in afforestation of abandoned fields", *Metsantutkimuslait* 88, pp. 101.

LLEDÓ, M.J. & PIÑOL, J. (1989), "Balance hídrico de dos cuencas de encinar de la Sierra de Prades (Tarragona), a les *Jornadas sobre bases ecológicas para la gestión de ecosistemas terrestres (Options méditerranéennes 3)*, CIHEAM, Zaragoza, pp. 227-231.

LLORCA, R. (1991), *Prácticas de edafología*, Esc.Tec.Sup Ingenieros Agrónomos UPV, València.

LLORENS, P. & GALLART, F. (1994), "Consecuencias hidrológicas de la reforestación de los campos abandonados: Diseño y resultados preliminares de un experimento en Cal Parisa (Vallcebre)", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 95-106.

LLORENS, P.; QUERALT, I. & PLANA, F. (1992), "Balance de sedimentos y caracterización de los materiales de las áreas fuente y los sedimentos transportados en una pequeña cuenca de campos abandonados (Cal Parisa).", a *Estudios de Geomorfología en España*, Murcia, pp. 83-92.

- LÓPEZ RITAS, J. & LÓPEZ MELIDA, J. (1978), *El diagnóstico de suelos y plantas*, 4ª ed. Madrid, Mundi Prensa.
- MARTÍN VIDE, J. (1985), “Estacionalidad de la precipitación y mediterraneidad en el Pirineo catalán.” *Notes de Geografia Física*, 13-14: 57-65.
- McCALLA, T.M. (1945), “Water drop method of determining the stability of soil structures”, *Soil Science* 58, pp.177-183.
- McRAE, S.G. (1988), *Practical Pedology. Studying Soils in the Field*, E.Horwood, New York.
- MENDIZABAL, E. (1987), *Estudi demogràfic de la comarca de l'Alt Urgell*, Barcelona, Generalitat de Catalunya DPTOP.
- MENDIZABAL, E., DEVOLDER, D., PUJADAS, I., CABRÉ, A., (1987), “Estudi demogràfic del territori de muntanya a Catalunya”, *Papers de Demografia* 18.
- MERIAUX, S. (1987), “El suelo y el agua” a Duchaufor, Ph. i Souchier, B. (dir.): *Edafologia (II). Constituyentes y propiedades del suelo*, Barcelona, Masson.
- MESSERLI, B. (1985), “Stability an instability of mountain ecosystems. An interdisciplinary approach” a *Integrated mountain development*, SINGH T.V. & KAUR J (edrs), New Delhi, Himalayan Books, pp. 72-97.
- MEYER, L.D., LINE, D.E., HARMON, W.C. (1992), “Size characteristics of sediment from agricultural soil”, a *Journal Soil and Water Conservation*, 47 (1), pp. 107-111.
- MILL, P. & VALLS, N. (1988), *L'agricultura: rendes agràries, v 11 MAB 6 Alt Pirineu*, UNESCO, La Seu d'Urgell.
- MILNER, C. & HUGHES, R., (1968), *Methods for the Measurement of the Primary Production of Grassland*, IBP Handbook nº16, Blackwell, 70 pp.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN (1986), *Métodos oficiales de análisis*, volum III, Madrid.
- MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS I TRANSPORTES, (1991), *Guia para la elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología*. Madrid.
- MIRALLES, C., SANTANDREU, J., SOLÀ, F., SOY, A. & URSA, Y. (1990), *El Berguedà. Una comarca d'industrialització antiga*, Barcelona, Caixa de Catalunya.
- MOLINA, D. (1996), *Processos erosius als camps abandonats del Parc Natural del Cadí-Moixeró*, Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona (Memòria de Recerca).
- MOLINILLO, M., GARCÍA-RUIZ, J.M., LASANTA, T. (1994), “Sucesión vegetal y recursos pastorales en campos abandonados del Pirineo Central” a *Actas del VII Colóquio de Geografía Rural*, Córdoba, pp. 236-241.

MONCUNILL, I. (1992), Variació de les propietats físiques del sòl sota tres sistemes de conreu de blat amb un precedent de 4 anys d'alfals", Projecte de Fí de Carrera, ESAB, Barcelona, inèdit.

MONNIER, G. (1989), "Le statut organique des sols: indicateur et facteur de fertilité". Cultivar 254, pp. 20-21.

MONTSERRAT, G. (1990), "Estudio de la colonización vegetal de los campos abandonados del valle de Aísa (Jaca, Huesca), Informe contribución al Proyecto LUCDEME: "Erosión y colonización vegetal en campos abandonados". Jaca.

MONTSERRAT, P. (1985), "Ecología de pastos y fomento agropecuario en la montaña", a Pastos 11 (1), pp. 5-14.

MORGAN, R.P.C. (1986), *Soil Erosion and Conservation*, Longman, Harlow.

NICOLAS, A. (1968), *Apuntes de edafología*, E.T.S. de Ingenieros de Montes, Sección de Publicaciones, Madrid.

NINYEROLA, M. (1997), *Modelització climatològica de la radiació solar, la temperatura i la precipitació a través d'un Sistema d'Informació Geogràfica*, Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona, (Memòria de Recerca).

PÉREZ-CHACON, M.E. & VABRE, J. (1985), *Friches et enfrichements de la moyenne montagne ariègeoise (Pyrénées françaises). Une dynamique socio-ecologique: l'exemple du brachypode (Brachipodium pinnatum P.Beauv.*, (Memòria de Recerca).

PIÑOL, J., TERRADAS, J., ÀVILA, A., RODÀ, F., (1995) "Using catchments of contrasting hydrological conditions to explore climate change effects on water and nutrient flows in Mediterranean forests" a MORENO, J.M., OECHEL W.C., (eds) *Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Springer, Nova York, pp 371-385.

POESEN, J. (1995), "Soil erosion in Mediterranean environments" a FANTECHI, R., PETER, D., BALABANIS, P. & RUBIO, J.L., (ed): *Desertification in a European context: physical and socio-economic aspects*. European Commission Report EUR 15415, 123-52.

POESEN, J., HOOKE, J.M. (1997), "Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe", *Progress in Physical Geography* 21,2, pp.157-199.

PONS, X. (1996), "Estimación de la Radiación Solar a partir de modelos digitales de elevaciones. Propuesta metodológica", al *VII Coloquio de Geografía Cuantitativa, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección*, Vitoria-Gasteiz.

PORTA, J. et al. (1985), "Sòl" a FOLCH, R. (ed), *Història Natural dels Països Catalans. Vol 3: Recursos geològics i sòls*, Barcelona, Fundació Enciclopèdia Catalana, pp. 273-424.

PORTA, J., ALCANIZ, J.M., CASTELLS, E., CRUAÑAS, R., DANÉS, R., FELIPO, M.T., SÁNCHEZ, J. i TEIXIDOR, N. (1987), Introducció al coneixement del sòl. Sòls dels països catalans. Associació d'Enginyers Agrònoms de Catalunya.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M. & ROQUERO, C. (1994), *Edafología para la agricultura i el medio ambiente*, Madrid.

PORTA, J.; LÓPEZ-ACEVEDO, M.; RODRÍGUEZ, R. (1986), *Técnicas y experimentos en edafología*. Col. Of. Enginyers Agrònoms de Catalunya.

PRATT, P.F. (1984), "Nitrogen use and nitrate leaching in irrigate agriculture." a Nitrogen in crop production HAUCK R.D. (ed), Am.Soc.Agronomy, Madison, pp.319-333.

PUERTO, A. & ANTA, M.A. (1988), "Influencia del arbolado sobre el agua retenida por el suelo", a Avances sobre la investigación en bioclimatología, pp. 131-138.

QUÉMÉNER, J. (1985), "L'interprétation des analyses", Cultivar (dossier analyses), pp. 107-117.

RABADÀ, D. (1995), *Dinàmica hidrològica d'una petita conca pirenaica de camps abandonats amb pinedes en expansió (Alt Berguedà, Barcelona)*. Tesi Doctoral, inèdita.

REGÜÉS, D., PARDINI, G., PINI, R. (1992), "Estudio del comportamiento de regolitos arcillosos en zonas abarrancadas frente a variaciones de la temperatura y la humedad" a *Estudios de Geomorfología en España*, Murcia, SEG, pp. 171-181.

REMON, J.L. & ALVERA, B. (1989), "Biomasa y producción herbácea en un puerto pirenaico de verano", a les *Jornadas sobre bases ecológicas para la gestión de ecosistemas terrestres (Options méditerranéennes)*, CIHEAM, Zaragoza.

REPARAZ, A. (1982), "Déprise et degradation du milieu rural", Bulletin de l'Association de Géographes Français 59, pp. 125-130.

RODRÍGUEZ, J.A. & LASANTA, T. (1992), "Los bancales abandonados en la montaña mediterránea: una revisión bibliográfica", a Pirineos 139, pp. 105-123.

ROMERO, L., RUIZ-FLAÑO, P. & PÉREZ-CHACÓN, E. (1994), "Consecuencias geomorfológicas del abandono de los cultivos en bancales: La cuenca del Guinguada (Gran Canaria, Islas Canarias)", a GARCÍA-RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (eds.), *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, Saragossa, SEG-IPE, Institución Fdo. el Católico, pp. 149-160.

ROTTINI, O.T., RIFFALDI, R. & POGGIO R. (1975), "La determinazione della stabilità di struttura del terreno", *Agrochimica* 19 (2), pp.109-115.

RUIZ FLAÑO, P. & VAN HEMERT H. (1994), "Una aproximación al balance de sedimentos de cuencas con cultivos abandonados: el ejemplo del flysch Pirenaico", a *Efectos geomorfológicos del abandono de tierras*, GARCÍA RUIZ, J.M. & LASANTA, T. (edrs), Zaragoza, pp. 161-171.

RUIZ-FLAÑO, P. (1993), *Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo. El ejemplo del valle de Aisa*, Logroño, Monografías Científicas nº4 Geofoma Ediciones, 191p

SABARTÉS, J.M^a. (1998), *Població i territori a l'Alt Pirineu Català*, Tremp, Garsineu.

SAINZ DE LA MAZA, M. (1998), *Els Sistemes d'Informació Geogràfica (SIG) i la gestió de la fauna protegida: modelització de l'hàbitat potencial del gall fer (Tetrao urogallus) al Parc Natural del Cadí-Moixeró*, Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona (Memòria de Recerca).

SANCHO, C., BENITO, G. & GUTIÉRREZ, M. (1991), *Agujas de erosión y perfiladores microtopográficos*. Cuadernos técnicos de la S.E.G. nº2, Logroño, Geoforma.

SAÑA, J., MORÉ, J.C. & COHÍ, A. (1985), "La gestión de la fertilidad de los suelos (I): el análisis de suelos, base de la gestión de la fertilidad", *Riegos y drenajes XXI* 1 (3), pp. 41-45.

SAÑA, J., MORÉ, J.C. & COHÍ, A. (1996), *La gestión de la fertilidad de los suelos*, Madrid, MAPA.

SERRA, X. (1988), *Paràmetres químics que informen sobre la maduresa dels adobs orgànics*. Projecte de Fi de Carrera. E.S.A Barcelona.

SOLTNER, D. (1990), "Les bases de la production végétale (I): les sol" 18 ed. Coll. Sci. Tech. Agricoles.

SIMPSON, K. (1983), *Soil*, Longman, London.

SORIANO, J.M. (1994), *Efectes del despoblament sobre el medi físic d'un territori de muntanya (Tuixén, Parc Natural del Cadí-Moixeró): estudi de la variació de la fertilitat del sòl en camps de conreu abandonats*, Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona, (Tesi Doctoral).

SORIANO, J.M. (1991), *El procés de despoblament a la muntanya: repercussions sobre el medi humà i físic. El cas de les comarques de la Cerdanya i l'Alt Urgell*, Bellaterra, Universitat Autònoma de Barcelona, (Memòria de Recerca).

TULLA, A.F. (1988), *Estructura agrària: tipologia d'explotacions de muntanya, v 15 MAB 6 Alt Pirineu*, UNESCO, La Seu d'Urgell.

TULLA, F.A. (1993), *Procés de transformació agrària en àrees de muntanya. Les explotacions de producció lletera com a motor de canvi a les comarques de la Cerdanya, el Capcir, l'Alt Urgell i el Principat d'Andorra*, Barcelona, Institut Cartogràfic de Catalunya.

VÁZQUEZ, C. & OROMÍ, P. (1989), *Caracterització de la fracció mineral de fems i composts de diversos orígens*, Projecte de Fi de Carrera. E.S.A. Barcelona.

VILASECA, R.X. & CASES, J.R. (1990), "Potasio y resistencia a la sequía.", *El cultivador moderno*, 843, pp.45-47.

WHITMAN, W., HANSON, C., THEO, H., GORDON, L., (1943), "Natural revegetation of abandoned fields in western North Dakota", *Agricultural Experiment Station, North Dakota Agricultural College*, 18 p.

WILBUR, D.A., FRITZ, R.F., PAINTER, R.H. (1942), "Grasshopper problems associated with strip cropping in western Kansas", *American Society of Agronomy* 34, pp. 16-29.

WINIGER, M. (1983), "Stability and instability of mountain ecosystems. Definition for evaluation of humans systems" a Mountain Research and Development 3 (2), pp. 103-111.

WISCHMEIER, W.H. & MANNERING, J.V. (1969), "Relation of soil properties to its erodibility" a Soil Science Society of America Proceedings 33, pp. 131-137.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH D.D. (1978), "Predicting rainfall erosion losses", Agriculture Handbook 537, Washington D.C.

YÁNEZ, J. (1989), "Análisis de suelos y su interpretación", Horticultura 49, pp. 75-89.

ZAZUA, T., GARZON, E., CALLEJA, A. (1988), "Relación de la composición botánica de los pastizales desarrollados en campos abandonados con los factores edáficos y pluviométricos", Anales de la Facultad de Veterinaria de Leon 34, pp. 89-106.

Agraïments

Aquestes línies omplen la part més breu però més entranyable d'aquesta tesi doctoral. Sense la col·laboració d'aquestes persones el treball hauria estat molt més feixuc o impossible, per la part que els correspon vull expressar el meu agraïment més profund.

Albert Pelachs, Anna Badia, Anna Pou, Antoni F. Tulla, Antoni Pubill (Cava), Antonia Valentín, Pere Serra, David Saurí, Enric Mendizàbal, Eugenio Cobertera (URV), Francesc Gallart (IJA-CSIC), Georges Bertrand (Univ. Toulouse-Le Mirail), Joan Adam (Bellver de Cerdanya), Joan Manuel Soriano, Joan Nunes (LIGIT), Joan Sabí, Giovanni Pardini (UdG), Jordi García (PN Cadí-Moixeró), Jordi Nadal, Manel Monterde, Manuel de Miró, Manuel Pérez (Laboratori Agrari), Maria Pubill (Cava), Martí Puig, Miquel Sainz, Montserrat Domingo, Nacho Ferrero (LIGIT), Núria Valdovinos, Raquel Blázquez, Sandra Sancho, Santi (PN Cadí-Moixeró), Sònia Ambrós, Tino (Josa del Cadí), Xavier Beràstegui (ICC), Xavier Pons.

També he d'agraïr el suport rebut per part d'aquestes institucions, les quals m'han facilitat, directament o indirecta, els mitjans necessaris per a dur a terme la seva elaboració:

Parc Natural del Cadí-Moixeró, *Instituto Nacional de Meteorología* (delegació Catalunya), Institut Cartogràfic de Catalunya, Departament de Geografia de la UAB, Laboratori Agrari de Cabrils, Laboratori d'Informació Geogràfica i Teledetecció, Laboratori de Geografia Física del Departament de Geografia de la UAB, *Ministerio de Educación y Ciencia*, a través dels seus ajuts DGICYT número PB93-0914 i PB97-0197 i Generalitat de Catalunya a través del l'ajut per al Grup de Qualitat del DOGC 14XII94.