



HAL
open science

Caractérisation de la fermeture des paysages dans les Pyrénées depuis les années 1940. Application sur le Haut-Videssos

Thomas Houet, Olivier Ribière, Laure Vacquié, Franck Vidal, Didier Galop

► **To cite this version:**

Thomas Houet, Olivier Ribière, Laure Vacquié, Franck Vidal, Didier Galop. Caractérisation de la fermeture des paysages dans les Pyrénées depuis les années 1940. Application sur le Haut-Videssos. *Sud-Ouest Européen*, 2012, 33, pp.41-56. hal-01186223

HAL Id: hal-01186223

<https://hal.science/hal-01186223v1>

Submitted on 24 Aug 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

CARACTÉRISATION DE LA FERMETURE DES PAYSAGES DANS LES PYRÉNÉES DEPUIS LES ANNÉES 1940. APPLICATION SUR LE HAUT-VICDESSOS

Thomas HOUET*, Olivier RIBIERE**,
Laure VACQUIÉ***, Franck VIDAL**** et Didier GALOP*

RÉSUMÉ – La reforestation des versants pyrénéens a été décrite sans être pour autant être quantifiée avec précision. Cette contribution vise à proposer une méthodologie utilisant les données de télédétection pour caractériser l'ampleur, la vitesse et les types de changements d'occupation et d'usages des sols dans une vallée ariégeoise. Les résultats témoignent d'une fermeture des versants dès la fin des années 1950, à partir des années 1960 pour les fonds de vallées et à partir des années 1990 pour les zones d'altitude. Si ces transformations semblent clairement liées à l'abandon de l'agropastoralisme, elles révèlent des décalages temporels dans les processus d'enfrichement et de reforestation selon les zones considérées et soulèvent la question de l'évolution des usages des sols.

ABSTRACT – CHARACTERIZING HOW PYRENEAN LANDSCAPES LOOK MORE AND MORE CLOSED – APPLICATION IN THE HAUT-VICDESSOS VALLEY FROM THE 1940s. Natural reforestation in the Pyrenees is a well known process, but its precise magnitude has not been assessed yet. This paper aims at presenting a methodological approach, based on remotely sensed data, to characterize the magnitude, direction and dynamics of both land use and cover changes (LUCC) for a valley in Ariège. Data indicate that, on the hillsides, a landscape enclosure process began in the late 1950s, before reaching valley bottoms in the 1960s and last higher zones in the 1990s. The latter show a strong acceleration of spontaneous reforestation covering approximately 1,800 ha, an amount comparable to the reforested areas on hillsides and the valley bottom together. These changes are clearly related to the evolution of agriculture, notably the demise of agro-pastoral activities. Besides, our detailed analysis – which may be said to use an accurate method – reveals time lags in the process of scrub encroachment and reforestation and thus raises new questions about the historic LULCC.

RESUMEN – CARACTERIZACIÓN DEL ENCERRAMIENTO DE PAISAJES EN LOS PIRINEOS A PARTIR DE 1940 – UN CASO DE ESTUDIO EN HAUT-VICDESSOS. La reforestación natural es un proceso bien conocido de los Pirineos, sin embargo su magnitud no se conoce con exactitud. Este estudio presenta una propuesta metodológica basada en percepción remota para caracterizar la magnitud, la dirección y la dinámica de los cambios de cobertura y uso del suelo (CCUS). Los resultados revelan un proceso de encerramiento del paisaje desde finales de los años 1950 en las laderas, desde los años 1960 en los fondos de los valles y desde los años 1990 en las zonas más altas de las montañas. Estos cambios están relacionados claramente con la evolución de las prácticas agropecuarias y este análisis detallado aplicando un método más preciso revela un desfase temporal en el establecimiento de matorrales y reforestación natural, además de generar nuevas preguntas sobre el CCUS histórico.

PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES HISTORIQUES – DYNAMIQUES D'OCCUPATION ET D'USAGE DES SOLS – REFORESTATION – GÉOMATIQUE – PYRÉNÉES

HISTORICAL AERIAL PHOTOGRAPHS – LAND USE AND LAND COVER DYNAMICS – REFORESTATION – GIS – PYRENEES

FOTOS AÉREAS HISTÓRICAS – DINÁMICA DE CAMBIO DE USO DEL SUELO – REFORESTACIÓN – SIG – PIRINEOS

* Chargés de recherche CNRS, GEODE UMR 5602 CNRS, Université de Toulouse, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse Cedex, thomas.houet@univ-tlse2.fr

** Étudiant Master 2, GEODE, Université de Toulouse, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse Cedex

*** Doctorante, GEODE, Université de Toulouse, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse Cedex.

**** ingénieur de recherche CNRS, GEODE, Université de Toulouse, 5 allées Antonio Machado, 31058 Toulouse Cedex.

Introduction

Les modes d'occupation des sols sont le reflet des interactions Hommes/Milieus sur un territoire. Ils traduisent et dépendent de l'influence cumulée des facteurs naturels (climat, couverture pédologique, relief...) et des actions anthropiques (usages, aménagement...). Leurs évolutions respectives et combinées sont responsables des modifications des écosystèmes (Steffen *et al.*, 2004, Gillson, 2009) et peuvent avoir des conséquences environnementales (Vitousek *et al.*, 1997, Stohlgren *et al.*, 1998) et climatiques (Pielke, 2002) importantes. Ainsi, l'étude des changements passés des modes d'occupation et d'usages des sols est fondamentale pour comprendre les changements actuels, appréhender les changements futurs et leurs conséquences possibles à long terme (Houet *et al.*, 2010).

Dans ce contexte de changement global, les Pyrénées présentent des intérêts scientifiques et environnementaux particuliers pour plusieurs raisons : (1) le GIEC a identifié les montagnes du sud de l'Europe comme particulièrement à risque vis-à-vis du changement climatique (GIEC, 2007) ; (2) les Pyrénées connaissent des changements des modes d'occupation des sols depuis des millénaires (Galop *et al.*, sous presse), mais les mutations observées au cours du dernier siècle – reconquête de la forêt notamment – semblent particulièrement rapides et prononcées (Galop *et al.*, 2011).

La fermeture des paysages en zones de montagnes se traduit essentiellement par une évolution des milieux forestiers au détriment des milieux agro-pastoraux, par boisement spontané ou d'origine anthropique (Carré, 2010). Elle a largement été observée et constatée (Métailié et Paegelow, 2004), mais elle n'a été à notre connaissance que rarement caractérisée précisément à la fois en terme de types, de rythme et de quantité de changements (Paegelow et Camacho Olmedo, 2003 ; Mottet *et al.*, 2005 ; Cohen *et al.*, 2011). La déprise agro-pastorale qui s'est manifestée après les années 1950 en est le principal facteur explicatif. À cela, s'ajoute des activités sylvicoles plus ou moins développées. Néanmoins, l'évolution de ces divers modes d'usages des sols n'affecte pas de façon équivalente les territoires de montagne. En effet, la co-évolution des systèmes sociaux et des systèmes écologiques ont participé à la définition et à la discrétisation des estives, des zones intermédiaires et des fonds de vallées (Gibon, 2009) qui connaissent aujourd'hui des dynamiques différenciées. Si l'afforestation spontanée concerne ces trois unités

paysagères héritées de l'histoire agropastorale, les zones intermédiaires subissent l'abandon du pastoralisme de façon plus marquée. La fermeture des fonds de vallées est concurrencée par l'urbanisation et la colonisation des estives dépend des conditions climatiques et de la charge pastorale. De plus, l'évolution contemporaine des modes d'occupation et d'usages des sols semble affecter de façon différenciée les Pyrénées. Si les changements observés sont globalement similaires (afforestation spontanée ; fermeture des zones intermédiaires...), la composition et la structure des paysages actuels des Pyrénées catalanes, ariégeoises, centrales ou encore du Pays basque témoignent de processus et de dynamiques différents.

L'objectif de cet article vise à caractériser précisément ces dynamiques pour une région des Pyrénées qui n'a, à notre connaissance, jamais été étudiée sous cet angle : les Pyrénées ariégeoises. La méthodologie proposée repose sur une approche similaire à celle de Paegelow et Camacho Olmedo (2003), de Mottet *et al.* (2005) et de Cohen *et al.* (2011), fondée sur des photographies aériennes, et est appliquée à la vallée du Haut-Videssos. Elle s'en distingue grâce à un jeu de données présentant une résolution temporelle plus fine (quasi décennale), une étendue beaucoup plus grande (250 km²) et par la mise en œuvre d'une méthode originale de validation des classifications, ayant pour but d'apporter plus de robustesse à l'analyse fine des changements. Au-delà de la caractérisation fine des changements des modes d'occupation des sols et d'usages des sols (type, vitesse, ampleur), ce travail vise à démontrer l'intérêt de la méthode pour une identification préalable des facteurs explicatifs des changements observés. L'hypothèse retenue repose sur le principe qu'aucune connaissance préalable concernant l'évolution des usages du sol n'est connue *a priori*. Le travail vise à démontrer l'utilité et la généralité de la méthode pour fournir une base de données et de connaissances nécessaire à l'étude des interactions « Hommes-Milieus » dans des territoires où aucun travail préalable n'aurait été réalisé. Le territoire concerné, la vallée du Haut-Videssos, Observatoire « Hommes-Milieus » ⁽¹⁾ depuis 2009, a ainsi pour objectif d'étudier les ruptures et les résiliences des systèmes socio-écologiques de montagne. Cette base de connaissances constitue un préalable indispensable pour (1) comprendre comment un même facteur de changement peut avoir des conséquences différenciées selon les sites et (2) envisager un travail de modélisation prospective à une échelle fine (Houet *et al.* 2008).

1) Site web : <http://w3.ohmpyr.univ-tlse2.fr/>

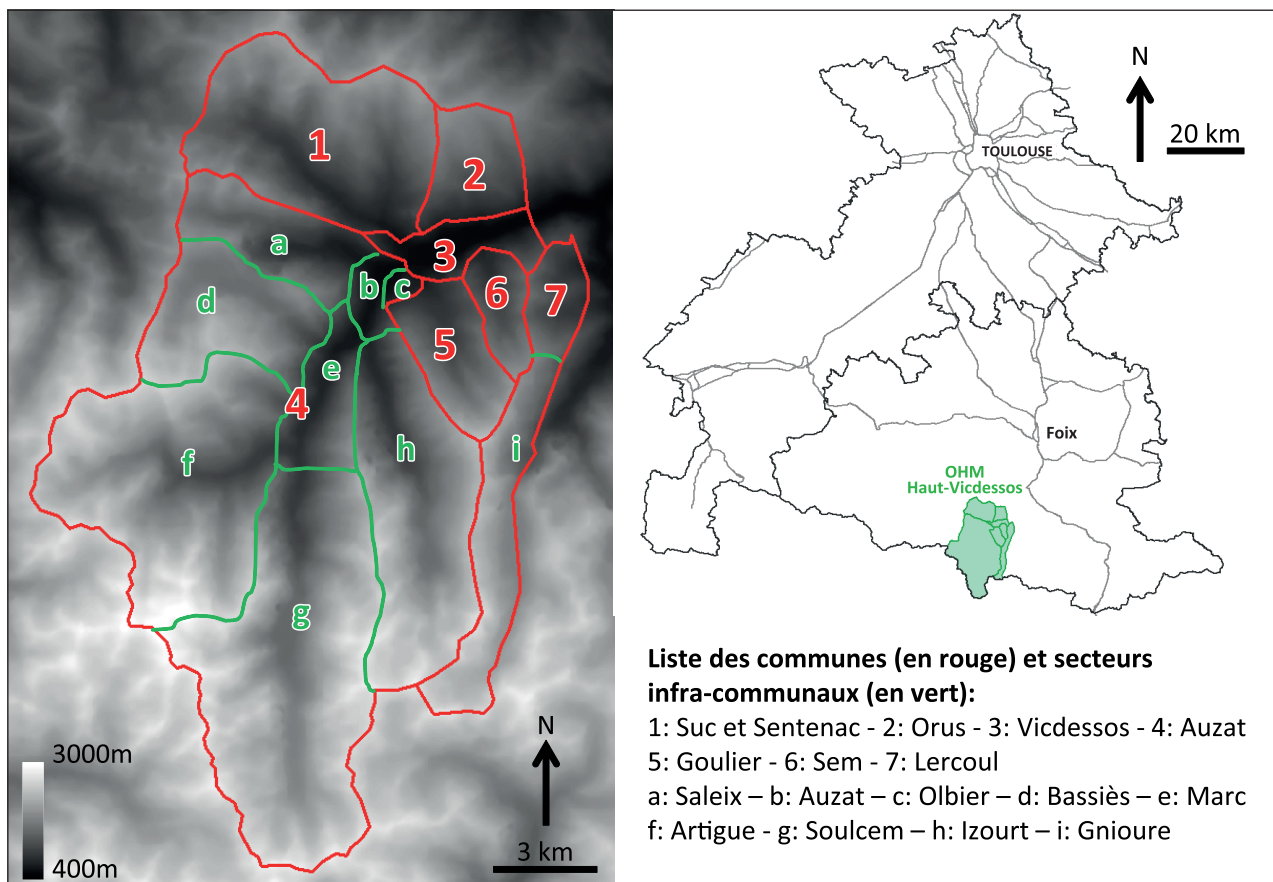


Fig. 1 – Présentation et localisation du site d'étude (a) par rapport aux grandes villes et principaux axes routiers (à droite), (b) dans son contexte orographique et administratif, complété d'informations toponymiques complémentaires (à gauche).

I – Site d'étude

Situé dans le département de l'Ariège, au sud de Toulouse, le terrain couvert par l'OHM recouvre une large partie du Haut-Vicdessos (245 km²) et prend en compte sept communes (fig. 1). Du point de vue topographique, les altitudes de la zone sont comprises entre 500 m en fond de vallée et plus de 3000 m sur certains sommets. Du point de vue historique, cette vallée constitue un espace d'étude particulièrement intéressant dans la mesure où elle illustre parfaitement les bouleversements socio-économiques qu'ont subis les régions de montagne au cours des 150 dernières années. En effet, la population du canton du Vicdessos est passée de 8 650 habitants en 1860, à 5 460 en 1900, 1 873 en 1968 et 1 411 en 2008 (Carré, 2010 ; INSEE, 2011). Cette variation de population traduit et explique les transformations socio-économiques et paysagères de la vallée : fermeture des forges aggravée par la saignée démographique de la Première guerre mondiale, effets de l'industrialisation,

maladie de la pomme de terre et restauration des forêts pour lutter contre l'érosion des sols, déprise agropastorale... (Chevalier, 1956 ; Davasse, 2000).

La vallée du Vicdessos connaît une crise prononcée depuis les années 1950 et apparaît, depuis la fermeture d'une usine électro-métallurgique en 2003, comme un territoire en déprise (Carré, 2010). En effet, d'une montagne fortement utilisée et densément peuplée, elle présente en quelques décennies un paysage en fermeture où les rares cultures restent concentrées près des villages, où les zones intermédiaires sont boisées en quasi-totalité et où les estives connaissent une reprise de la lande et de la forêt (Carré, 2010).

II – Matériel et méthodes

La caractérisation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols repose sur l'usage de

Tableau 1 – Présentation des photographies aériennes utilisées et de la qualité de leur orthorectification

Année	Mission aérienne	Échelle	Date prise de vue	Nombre clichés	Émulsion	Nbre amers / cliché	Précision	Résolution
1942	2048-2248	1/25000	08/08/1942	59	Panchro	63	3,6±0,4 m	0,5 m
1953	2048-2348	1/25000	20/07/1953	53	Panchro	25	3,2±1,7 m	1 m
1962	1948-2248	1/25000	11/08/1962	43	Panchro	40	Inconnu	1 m
1976	FR2810	1/20000	19/09/1976	43	Panchro	31	3,8±0,6 m	0,5 m
1983	2048-2248	1/30000	06/08/1983	23	Panchro	37	3,6±1,7 m	1 m
1993	FD 09-31	1/30000	28/07/1993	22	Couleur	59	2,6±0,1 m	0,5 m
2003	FD 09	1/25000	11/07/2003	Ortho IGN	Couleur	-	0,5 m	0,5 m

photographies aériennes historiques et actuelles, ainsi que sur des photographies paysagères obliques. Les premières sont orthorectifiées et mosaïquées, puis classées par photo-interprétation. Les secondes sont utilisées à des fins de validation des classifications.

1. Données disponibles

Les premières photographies aériennes disponibles sur la zone d'étude datent de 1942. Le suivi est réalisé à un pas de temps quasi décennal, suivant les missions aériennes existantes.

Le tableau 1 présente les dates des missions aériennes, le nombre et les numéros de clichés papiers utilisés. Ils ont été achetés auprès de l'IGN, sur papier brillant pour faciliter la photo-interprétation, scannés entre 600 à 1270 dpi (points par pouces) selon la résolution spatiale désirée.

2. Cartographie des modes d'occupation et d'usages des sols : traitements

Orthorectification et validation

Chaque cliché est orthorectifié individuellement en utilisant des points d'amer localisés sur l'orthophotoplan de 2003 et un modèle numérique de terrain à 30 m de résolution (SRTM DEM). Le tableau 1 présente le nombre moyen de points d'amer par cliché utilisé pour l'orthorectification. La précision, obtenue en post-traitement, est estimée à l'aide d'une dizaine à une cinquantaine de points de mesures et évalue la distance moyenne et l'écart-type entre un point orthorectifié et sa position réelle.

D'une façon générale, la qualité de l'orthorectification est très satisfaisante, eu égard à la qualité des données (qualité des clichés, résolution du MNT...) et

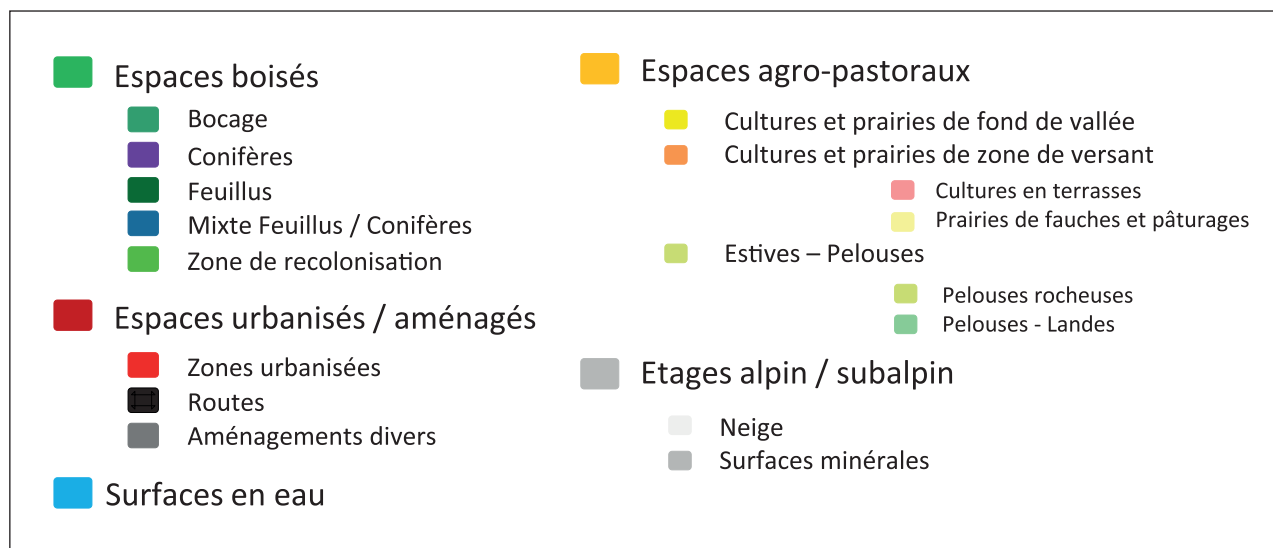


Fig. 2 – Nomenclature utilisée pour la caractérisation des modes d'occupation et d'usages des sols

au caractère montagnard du terrain (Richard *et al.*, 2008). En effet, plus le relief est escarpé, plus il est difficile de corriger ses distorsions. Les photos sont ensuite mosaïquées en limitant les différences de teintes entre deux photographies.

Classification et validation

La classification repose sur une nomenclature, réalisée de concert avec des scientifiques spécialistes des Pyrénées, représentant les différents modes d'occupation et d'usages agro-pastoraux à savoir, les zones de fonds de vallées, des zones intermédiaires et les estives. Cette nomenclature générique se veut applicable à n'importe quelle vallée de montagne (fig. 2). L'approche consiste ensuite à (1) segmenter l'image en « petits » polygones suivant des paramètres de taille, de teinte et de forme adaptés et (2) faire la classification de l'image en affectant une classe d'occupation du sol à chacun des polygones ainsi créés (cf. paragraphe suivant). Les polygones contigus, appartenant à la même classe, sont fusionnés pour être représentatifs des surfaces occupées par une même occupation du sol. Ensuite, pour éviter toute surestimation de changements pouvant provenir de légers décalages entre les orthophotoplans, la segmentation en petits polygones faite pour une année tient compte des limites vectorielles (grands polygones fusionnés) de l'année précédente (fig. 3). Cette méthode permet ainsi une parfaite superposition des cartes, de corriger par photo-interprétation d'éventuelles erreurs provenant de distorsions géométriques entre les photographies aériennes mais aussi de détecter des changements subtils d'occupation ou d'usage du sol.

Les classifications ont été produites par photo-interprétation car les méthodes automatiques ne sont pas encore assez performantes, bien que prometteuses, dès lors que des images panchromatiques sont utilisées (Vacquié, 2010). Cette méthode de classification manuelle repose sur une approche experte. La phase de validation est en théorie indispensable, repose principalement sur l'utilisation de données auxiliaires ou sur des relevés terrain (Scanvic et Pion, 1996). Cette phase est souvent négligée (Provencher et Dubois, 2007) soit en raison des coûts inhérents au relevés terrain et/ou soit par excès de confiance dans l'interprétation des photographies par l'expert.

La validation devient quasiment impossible avec des photographies anciennes. Pour faciliter la photo-interprétation, nous avons complété l'approche « classique » (vision stéréoscopique) par une visualisation des orthophotoplans historiques en 3D sous *Google Earth* © pour pouvoir prendre en compte le contexte orographique (pente, altitude, exposition) ainsi que l'évolution

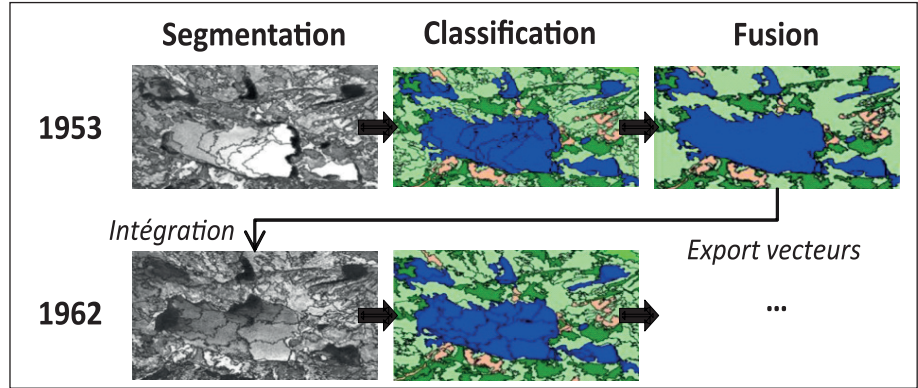


Fig. 3 – Approche méthodologique de classification – exemple pour les années 1953 / 1962

de la végétation (photo-interprétation diachronique). Enfin, afin d'adopter une démarche de validation indépendante, la méthode de validation proposée repose sur un contrôle visuel de la qualité des classifications en utilisant des données auxiliaires existantes : des photographies paysagères historiques disponibles dans la BIPT⁽²⁾. La projection en 3D des orthophotoplans historiques et des classifications, à partir des mêmes points de vue que les photographies paysagères, permet ainsi de contrôler visuellement, pour une date/période donnée, si l'affectation des classes d'occupation et d'usages des sols est globalement correcte. Notons toutefois qu'il est rigoureusement impossible d'avoir une prise de vue identique aux photographies paysagères focale, angle d'ouverture et azimut différents, position géographique non absolue, conditions d'éclairage différentes.... Les prises de vues simulées (avec les classifications) couvrent donc un espace qui diffère légèrement de celui observé sur la photographie paysagère.

3. Analyse de la fermeture paysagère

L'analyse de la fermeture du paysage du Videssos est réalisée à l'échelle du site pris dans son ensemble, mais également à l'échelle de secteurs d'intérêts en lien avec les différents usages. Étant donné que les orthophotoplans ne présentent pas la même étendue du fait de l'absence de photographies sur certaines zones, nous

2) Banque d'Images des Patrimoines et des Territoires.

avons cherché à optimiser l'étendue maximale, commune à l'ensemble des dates. L'année 1983, présentant de fortes lacunes sur la partie est du site, n'est pas retenue pour l'analyse.

Une approche comparative sectorielle : zones d'altitude, de versant et de fond de vallées

Les estives, les zones intermédiaires et les fonds de vallées constituent des zones d'usages différenciées d'un point de vue agropastoral. Leurs limites sont *a fortiori* variables d'une vallée à une autre et selon la date considérée. Pour tenter d'appréhender finement l'évolution respective de ces espaces fonctionnels, une approche discriminant des secteurs géographiques est appliquée. Le principe consiste à définir des zones d'altitude, de versant et les fonds de vallées se rapprochant le plus des espaces fonctionnels présents en 1942. En effet, ces espaces étant intimement liés à des héritages passés (dynamiques et usages), il est nécessaire de ne pas se limiter qu'aux espaces agricoles et d'adopter une démarche plus géographique, englobante, pour pouvoir appréhender la complexité des changements des types d'occupation et d'usages des sols.

Leur définition repose ainsi sur des critères géographiques et agronomiques, déterminés à partir de la carte des modes d'occupation et d'usages des sols de 1942 et de la bibliographie (Carré, 2010). Ces zones ont été extraites automatiquement à partir des critères présentés dans le tableau 2. Nous partons de l'hypothèse, probablement arbitraire, que les zones d'altitude correspondent aux estives de 1942, présentes au-dessus de 1 400 m sur l'ombrée et au-dessus de 1 700 m sur les soulanes. Cette limite théorique pouvant varier d'une vallée à une autre, elle est élargie aux zones de pelouses et de recolonisation situées légèrement

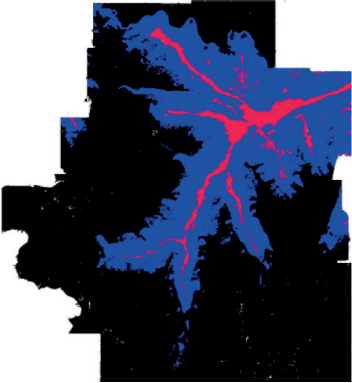
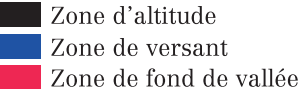
en deçà de cette altitude, à condition que les pentes ne soient pas trop fortes (< 20 %). Dans le cas contraire, elles correspondent à des zones de versant présentant une occupation du sol très hétérogène, assimilables à des bas-vacants qui ont une fonction de pâturage d'inter-saisons. Les boisements localisés en limite basse d'anciennes estives sont affectés aux zones de versant. Les zones de fond de vallées qui sont constituées des cultures et prairies de fond de vallées identifiées sur les photographies aériennes, excluent les cultures et pâturages de versant et regroupent enfin les autres types d'occupation et d'usages des sols situées en-deçà de 1 300 m, et les espaces aux pentes inférieures à 20 %. Le reste, situé entre ces zones, correspond aux zones de versant. L'évolution des usages est analysée ici à travers cette délimitation géographique.

Une nomenclature simplifiée

Une nomenclature simplifiée est utilisée pour caractériser la fermeture du paysage. Les forêts regroupent les différents types de boisements (conifères, feuillus, mixte, zones de recolonisation et bocage). Les pacages agrègent les prairies de versant et de fond de vallées. Les cultures rassemblent les cultures de fond de vallées et en terrasse. Les pelouses caractérisent les pelouses rocheuses et les pelouses-landes. L'urbain regroupe les zones urbanisées et les routes et enfin, les sols nus agrègent les surfaces minérales, la neige et les aménagements divers.

L'intérêt de la nomenclature détaillée tient dans le fait qu'elle va permettre ensuite de caractériser finement les types de dynamiques de fermeture, c'est-à-dire de déterminer au détriment de quels types d'occupation et d'usage des sols les types de boisements (feuillus, conifères, mixtes) vont progresser.

Tableau 2 – Critères retenus pour délimiter les zones d'altitude, de versant et de fond de vallées

	Orientation	Altitude	Pente moyenne	Occupation du sol 1942	Cartographie
Zones d'altitude	–	–	–	≠ (Surfaces boisées)	
	Soulane	> 1 500 m	< 20 %	= (Pelouses + zone de recolonisation)	
	Ombrée	> 1 300 m	< 20 %	= (Pelouses + zone de recolonisation)	
	Soulane	> 1 700 m		= (Autres)	
	Ombrée	> 1 400 m		= (Autres)	
Zones de fonds de vallées	–	–	–	= (Cultures et prairies de fond de vallée) ≠ (Cultures en terrasse + Pelouses + Prairies de versant)	
	–	< 1 300 m	< 20 %	= (Autres)	
Zones de versant	≠ (Zones d'altitude + Fonds de vallées)				

Indicateurs des dynamiques de fermeture : ampleur et vitesse

L'ampleur et la vitesse de la fermeture des paysages par les boisements sont évaluées à l'aide d'indicateurs simples. L'ampleur est mesurée par l'évolution de la fraction de surface boisée par rapport à la zone considérée (zone entière, zones d'altitude, de versant et de fond de vallées). La surface boisée regroupe l'ensemble des forêts mixtes, de feuillus, de conifères ainsi que les zones de recolonisation par le bois.

La vitesse de la fermeture d'une zone est mesurée à l'aide de trois indicateurs :

– Le taux annuel de changements forestiers (R) est l'indicateur le plus utilisé pour évaluer ces dynamiques (FAO, 1996). Il mesure ainsi un taux moyen annuel de gains ou pertes nettes des surfaces forestières pour une période donnée. Une valeur négative traduit le processus de déforestation et inversement. Il se base sur la formule suivante :

$$R = \left[\left(\frac{A_{n+1}}{A_n} \right)^{1/T} - 1 \right] \times 100$$

Où A_n = surfaces en forêt à la date n
 A_{n+1} = surfaces en forêt à la date $n+1$
 T = durée de la période ($n - n+1$)

– L'accroissement moyen annuel (en ha) des surfaces boisées par période ($A1$) et pour chacune des zones étudiées. Il permet de témoigner d'une accélération ou non de la fermeture/ouverture du paysage d'une même zone. Cet indicateur n'étant pas normalisé par rapport à l'étendue de la zone concernée, les valeurs ne sont pas comparables, car elles sont dépendantes de la surface de chacune d'elle.

– Le taux d'accroissement moyen annuel (en %) de surfaces boisées par période et pour chacune des zones considérées ($A2$). Ce taux correspond à l'indicateur précédent, normalisé par la taille de la zone concernée afin de rendre comparables les dynamiques (ampleur et vitesse) de fermeture.

Caractérisation des types de changements

La caractérisation des types de changements est réalisée à l'aide de matrices de transitions pour calculer les *Land Use and Cover Changes Budgets* (Pontius *et al*, 2004). Il s'agit du calcul des gains, des pertes, et du changement net. Centrée sur l'évolution des surfaces boisées entre 1942 et 2003 à l'échelle du site entier, cette méthode permet d'identifier les types d'occupation et d'usages des sols qui contribuent le plus à la fermeture du paysage.

Cette méthode est également appliquée exclusivement sur les zones boisées de fond de vallées, de versant et d'altitude présentes en 2003. En observant, pour chacun des pixels géographiquement localisés, l'évolution des types d'occupation et d'usages des sols de façon rétrospective, il est possible de mettre en évidence les transitions entre deux occupations du sol différentes contribuant à cette fermeture, mais également de déterminer des vitesses d'évolution entre chacune d'elles.

III – Résultats

1. Cartographie des modes d'occupation et d'usages des sols sur le Haut-Videssos

Les cartographies obtenues sont présentées dans la figure 4. Une première comparaison visuelle confirme que la fermeture du paysage est le changement qui prédomine. Mais d'autres sont également visibles, notamment l'augmentation des surfaces urbanisées et des surfaces en eau dues à la création tardive, dans les années 1970-1980 du barrage de Soulcem au sud du site. Ces cartes retracent bien et de façon détaillée ce qui a été retranscrit par ailleurs (Carré, 2010) : les surfaces agricoles de fond de vallées se sont considérablement réduites, les pacages de versant ont presque totalement disparu au même titre que les zones cultivées en terrasse au profit de zones boisées ou en cours de boisement.

La comparaison des classifications drapées sur un modèle numérique de terrain et des photographies paysagères à partir de points de vue identiques, tend à valider la qualité des classifications réalisées (fig. 5). En effet, on distingue bien dans les années 1940, les zones de cultures de fond de vallées ainsi que les cultures en terrasses sur le secteur de Goulier (fig. 5-1) qui ont bien été identifiées et délimitées par l'approche de classification adoptée. La même observation est faite pour les différentes pelouses (estives) présentes sur le secteur du barrage d'Izourt (fig. 5-2) à la même période. Dans le troisième exemple (fig. 5-3), le bocage et les cultures en terrasses des versants proches d'Auzat (arrière-plan), les cultures et prairies de fond de vallées entre Auzat et Saleix (2nd plan) et les prairies de versant au-dessus de Saleix (1^{er} plan) présentes dans les années 1950 sont également bien identifiées. Il en est de même pour les différents types de boisement présents dans les années 1990 sur les versants abrupts autour d'Auzat ainsi que des parcelles agricoles relictuelles (fig. 5-4).

2. La fermeture du paysage du Vicdessos

Dynamiques de fermeture : ampleur et vitesse

Tout d'abord, rappelons que le niveau de fermeture du paysage est évalué ici à partir de l'évolution des surfaces des espaces boisés. À l'échelle du site, il est passé de 18,5 % avant 1953 à près de 35 % en 2003 (fig. 6). Le degré de fermeture des milieux n'évolue pas de manière identique suivant les zones considérées. Entre 1942 et 1953, le paysage témoigne d'une très légère ouverture : la proportion de surfaces boisées reste stable dans les zones d'altitude et de fond de vallée et baisse légèrement sur les versants. Dans les années 1950, seules les zones de versant témoignent d'une véritable dynamique de fermeture, les autres demeurant relativement stables. Dans les années 1960, les zones de fond de vallées et de versant connaissent une fermeture suivant une trajectoire similaire, pour atteindre respectivement 74 et 87 % de surfaces boisées dans les années 2000. Les zones d'altitudes connaissent elles aussi une progression des superficies boisées, mais dans des proportions moindres. Totalisant près de 2 % de surfaces boisées dans les années 1950, elles totalisent en 2003 près de 9 %. Le tableau 3 permet d'affiner cette analyse. L'indicateur A1 exprime l'ampleur des changements. Par exemple, à l'échelle du site, la fermeture suit une progression variant

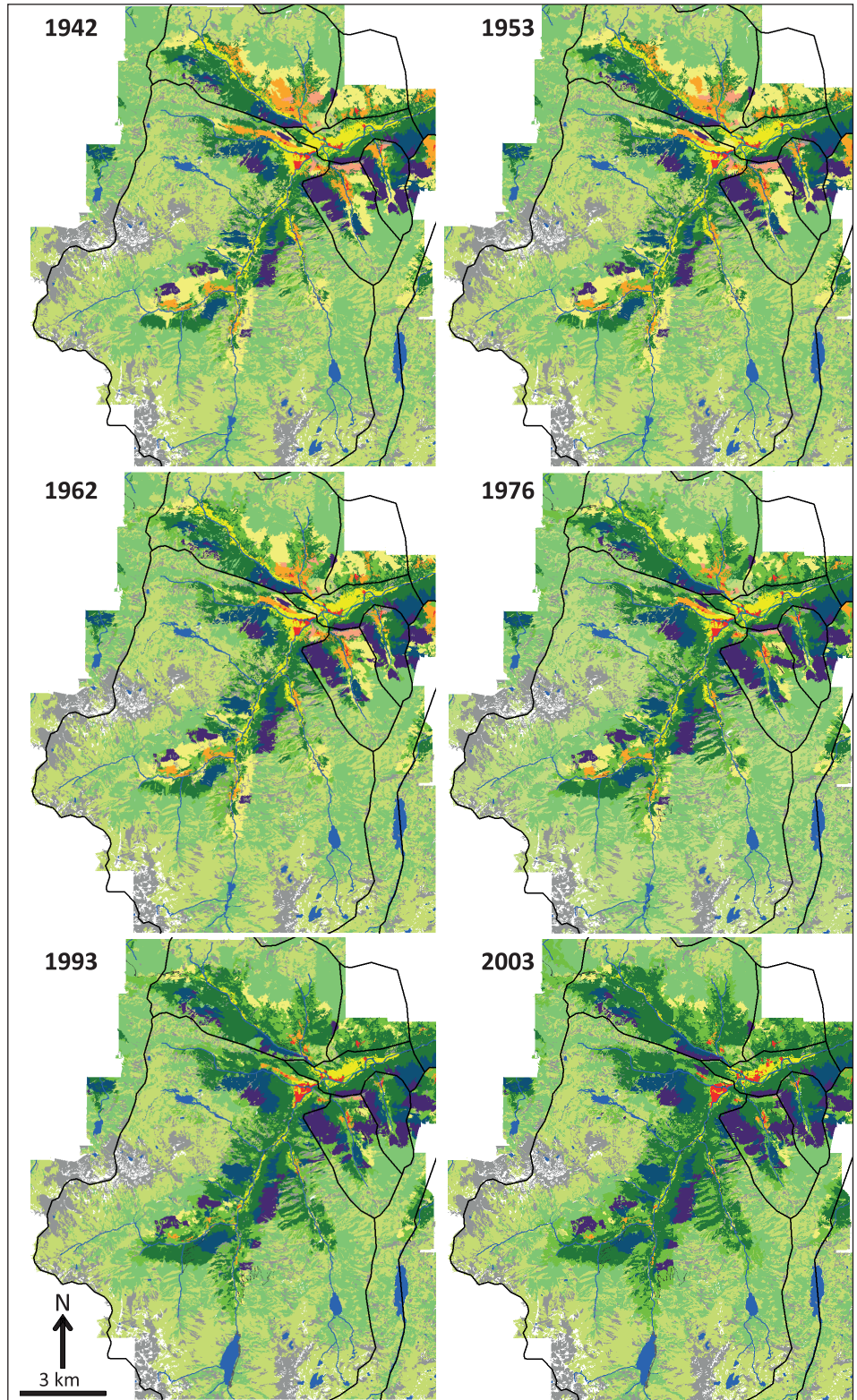


Fig. 4 – Cartographies des types d'occupation et d'utilisation des sols de la vallée du Haut-Vicdessos entre 1942 et 2003 (voir fig. 2 et/ou 5 pour la légende)

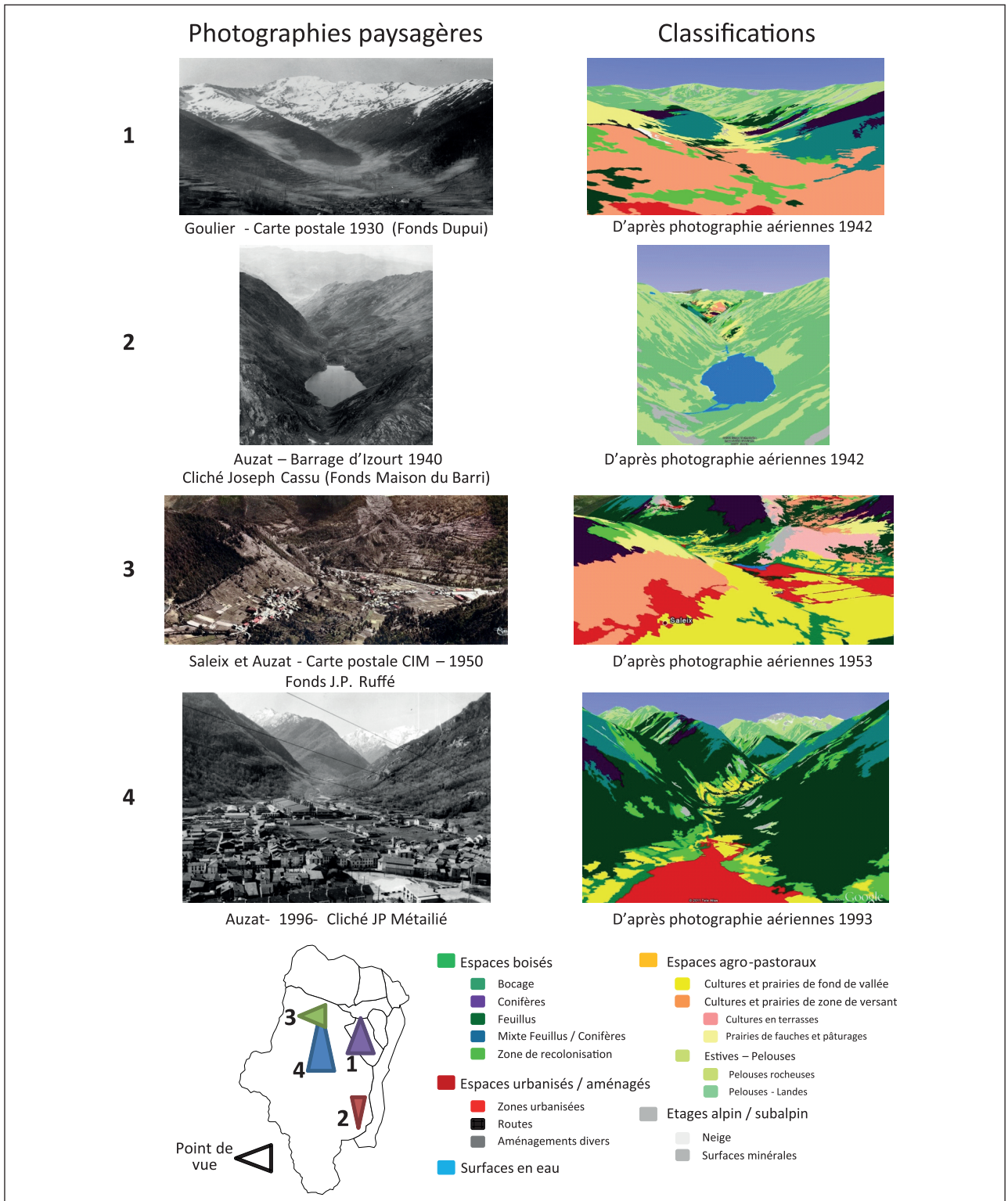


Fig. 5 – Comparaison des classifications réalisées avec des photographies paysagères pour des secteurs et des périodes différentes

(1) Secteur de Goulhier en 1942 ; (2) Secteur du barrage d’Izourt en 1942 ; (3) Secteur de Saleix et Auzat en 1953 et (4) Secteur de la vallée d’Auzat en 1996.

Tableau 3 – Caractérisation de l'ampleur et de la vitesse de fermeture du paysage par boisement entre 1942 et 2003 sur le Vicdessos

Indicateurs	Zones	Périodes				
		1942-1953	1953-1962	1962-1976	1976-1993	1993-2003
<i>R</i> (en %)	Site entier	- 0,02	1,54	1,35	0,96	1,43
	Zone d'altitude	0,63	4,85	1,95	2,05	4,80
	Zone de versant	- 0,08	1,33	1,23	0,77	0,87
	Fond de vallées	0,06	0,45	1,85	1,23	0,93
<i>A1</i> (en ha)	Site entier	- 0,84	72,95	75,56	63,65	110,58
	Zone d'altitude	1,90	18,52	10,66	15,25	53,17
	Zone de versant	- 2,97	52,60	56,17	40,73	51,57
	Fond de vallées	0,22	1,84	8,73	7,31	6,45
<i>A2</i> (en %)	Site entier	0	0,30	0,31	0,26	0,46
	Zone d'altitude	0,01	0,12	0,07	0,10	0,33
	Zone de versant	- 0,04	0,74	0,79	0,57	0,73
	Fond de vallées	0,02	0,19	0,88	0,74	0,65

de 64 à 75 ha/an entre 1953 et 1993 et connaît une forte augmentation ensuite avec plus de 110 ha/an jusqu'en 2003. L'indicateur *R* rend compte d'une modification dans la vitesse de fermeture. Ainsi par exemple pour les zones de versant, on observe une forte progression de ce taux (+ 1,33 % et + 1,23 % par an) jusqu'en 1976, suivie d'une phase de ralentissement (+ 0,77 %/an) entre 1976 et 1993, puis d'une nouvelle légère accélération après 1993. En terme de surface, l'ampleur du changement reste constante (entre 51 et 56 ha/an) pour les périodes 1953-1962, 1962-1976, et 1993-2003. Ainsi, le taux d'accroissement atteint près de + 0,8 % à + 0,9 % de forêt en plus chaque année depuis 1976.

Les zones de fond de vallées présentent ainsi une accélération de l'enrichissement plus tardive mais plus rapide que les zones de versant (+ 1,85 % /an après 1962, + 1,23 %/an après 1976 et près de + 1 %/an après 1993). Cela représente un gain net variant de 6,5 à 8,7 ha/an de surfaces boisées en moyenne. Si cela peut apparaître faible d'un point de vue quantitatif, cela représente, par rapport à l'étendue des zones de fond de vallées, des taux similaires à ceux observés pour les zones de versants. Enfin, les zones d'altitude connaissent une faible évolution avant 1993 (inférieure à + 15-18 ha/an). Les faibles superficies initiales expliquent de fortes valeurs de *R* (+ 1,95 à + 4,8 % /an) durant cette période. Par contre, l'accélération observée après 1993 est sensible (*R* = + 4,8 % ; *A1* = + 53 ha/an). La fermeture est, de façon relative aux espaces considérés (*A2* = 0,33 %/an), plus forte que l'évolution observée quelle que soit la période considérée. Elle reste cependant moins forte que ce qu'ont connu les zones de versant et de fond de vallées.

Dynamiques de fermeture : types et durées des transitions

Une première analyse du tableau 4, réalisée avec une nomenclature simplifiée, témoigne (colonnes) que 1 772 ha de pelouses, 1 494 ha de zones de pacages, 390 ha de zones cultivées en 1942 sont devenus des forêts en 2003 (lignes). Ainsi, près de la moitié du gain en surfaces boisées s'est fait sur les estives. Dans le même temps, la forêt de 1942 est restée relativement stable : 4 436 ha de forêt en 1942 sont restés en l'état, 26 ha ont été convertis, dont 15 ha sont redevenus des pelouses en 2003. Enfin, près de

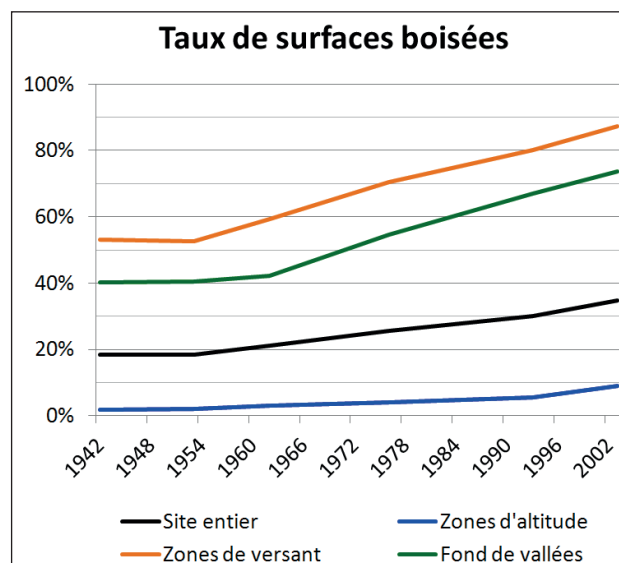


Fig. 6 – Évolution de la fermeture du paysage par les espaces boisés entre 1942 et 2003 sur le site entier et sur les zones d'altitude, de versant et de fond de vallées

Tableau 4 – Matrice de transitions (en ha) des types d'occupation et d'utilisation des sols entre 1942 et 2003 à l'échelle du Haut-Videssos

		1942							
		Cultures	Pacages	Pelouses	Urbain	Forêts	Eau	Sols nus	Total
2003	Cultures	157,9	1,1	0	0,4	1,5	0	0,2	161,1
	Pacages	2,3	268,4	0,7	1,3	1,3	0	0,1	274,1
	Pelouses	0,1	7,9	11 807,1	0	14,9	1,8	47,6	11 879,4
	Urbain	27,9	12,9	27	74,3	4,9	0,1	0,4	147,5
	Forêts	390	1 494,9	1 772,8	15,7	4 436,9	0,9	244,2	8 355,4
	Eau	0	0	61	0	0,1	285,7	3,5	350,3
	Sols nus	0,1	1,4	50,2	0	3,1	0,3	2 875,6	2930,7
	Total	578,3	1 786,6	13 718,8	91,7	4 462,7	288,8	3 171,6	24098,5

244 ha de sols nus en 1942 sont devenus des forêts en 2003. De façon plus détaillée, la fermeture du paysage se traduit donc par des pertes nettes de surfaces en herbe (prairies de fauches de versant, pâturages de versant), des cultures en terrasses et de fond de vallées. Les zones de forêts de feuillus, de conifères et mixtes ont connu pour l'essentiel des gains nets de surfaces. Par contre, si les zones de recolonisation connaissent aussi des gains nets très importants, elles connaissent également des pertes non négligeables. Cela traduit bien leur rôle d'état de transition.

La figure 7a présente les transitions des principaux types d'occupation et d'usage des sols des fonds de vallée. Si leurs proportions sont relativement stables entre 1942 et 1962, les faibles changements d'un type d'occupation du sol vers un autre sont également faibles ce qui signifie que le paysage est resté stable. On observe malgré tout, entre 1942 et 1953, des transformations « feuillus vers zone de recolonisation » et « zone de recolonisation vers prairies », synonymes de défrichements. Mais le changement « zones cultivées vers zone de colonisation/feuillus » ou encore « prairies vers zone de colonisation/feuillus » les compense et traduit un abandon de certains espaces de fond de vallée dans le même temps. Après 1953, force est de constater que l'ensemble des flèches illustrent des changements allant des espaces ouverts (cultures, prairies) aux espaces de plus en plus fermés (zone de recolonisation, forêts de feuillus ou conifères). Ainsi, c'est à partir de 1962, que la perte en cultures est la plus importante : 95 ha au profit des zones de recolonisation, 17 ha au profit des feuillus. Ce passage direct de cultures à feuillus entre 1962 et 1976 témoigne qu'en cas d'abandon des zones de fond de vallée, moins de 14 années peuvent suffire pour une fermeture totale du paysage. Le fait que près de 80 ha de zones de recolonisation soient devenues des feuillus entre 1976 et 1993, égalant ainsi à peu près les 95 ha moins les 17 ha de cultures qui sont devenues des zones de recolonisation lors de la période précédente, traduit qu'au moins une partie des espaces cultivés abandonnés lors de la

période précédente sont devenus des feuillus en moins de 30 ans. On observe également, à partir de 1976, une augmentation forte du passage de bocage à feuillus. Le non-entretien des haies et l'abandon des petites parcelles agricoles situées entre ces haies, ont finalement conduit à la disparition progressive du réseau bocager au sein de la recolonisation spontanée de feuillus. Au final, ceci indique que l'abandon massif de ces zones de fond de vallées a lieu dans les années 1960

et qu'il a fallu moins de 30 ans pour que les espaces encore utilisés après la Deuxième guerre mondiale aient quasiment disparu.

Les changements qui se sont produits dans les zones de versants sont plus complexes et nombreux que les précédents (fig. 7b). Premièrement, une vue d'ensemble montre que les modes d'usages des zones de versant n'étaient pas les mêmes avant et après les années 1950. Avant 1953, les proportions d'occupation des sols ne changent que très peu, mais des échanges ont lieu d'un type d'occupation du sol à un autre comme dans les fonds de vallées. Par exemple, 40 ha de prairies de versant se sont transformés en zone de recolonisation alors que durant la même période, presque autant ont été gagnés au détriment de zone de recolonisation (23,7 ha), de feuillus (10,6 ha) et de conifères (15,1 ha). Par contre, la fermeture des paysages commence plus précocement : la transformation des cultures et prairies débute dès 1953. Ensuite, les transitions des zones d'usages (prairies, cultures) passent en grande majorité par l'état de recolonisation avant de se transformer en espaces boisés (forêts). Les transformations directes de zones d'usage aux forêts concerne de faibles surfaces (plus de 130 ha entre 1962 et 1976 ; près de 185 ha entre 1976 et 1993 ; près de 40 ha entre 1993 et 2003) comparativement aux superficies qui passent par l'état de transition « zone de recolonisation ». Ceci signifie que, si dans certaines conditions, il est possible de voir une fermeture totale des anciens espaces agricoles intervenir en moins de 10-15 ans, le passage d'un état à un autre reste, au minimum, de l'ordre de 15 à 20 ans. À titre illustratif, les dynamiques des zones de recolonisation sont très importantes : entre 1976 et 1993, les surfaces restées stables totalisent 880 ha ; 565 ha constituaient des zones cultivées ou des pacages en 1976 et sont devenues des zones de recolonisation ; inversement 613 ha se sont transformées en surfaces boisées. Enfin, on constate également que les surfaces qui se sont transformées en surfaces boisées entre

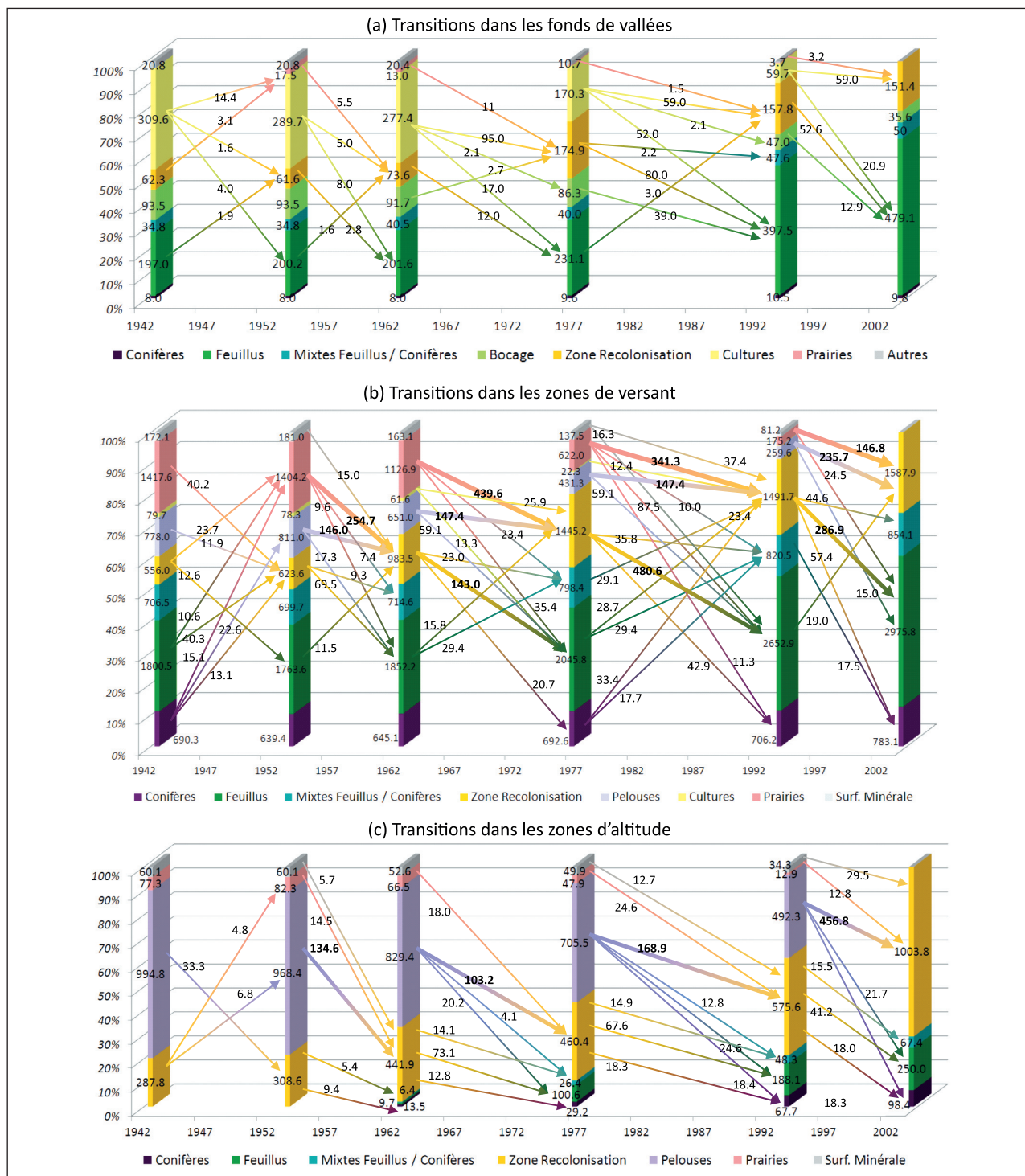


Fig. 7 – Transitions des types d’occupation et d’usage des sols entre chaque date pour : (a) les zones de fond de vallée, (b) les zones de versant et (c) les zones d’altitudes

Chaque graphique représente la contribution des différents types d’occupation des sols aux dates suivantes : les flèches mettent en valeur les principales transformations (en ha) entre deux dates (t-1 et t) ; les surfaces étant restées dans le même état peuvent être déduites en faisant la somme des surfaces provenant d’autres types d’occupation du sol à t-1 et les surfaces de l’occupation du sol concernée à t-1 contribuant à d’autres types d’occupation des sols, que l’on soustrait à la superficie totale de l’occupation du sol concernée à la date t ; les changements de moins de 1,5ha pour (a), 10ha pour (b) et 4ha pour (c) n’ont pas été représentés pour plus de clarté.

1976 et 1993 (642 ha) sont proches de celles qui se sont transformées en zones de recolonisation durant la période précédente (654 ha). Il en est de même pour la période suivante : entre 1976 et 1993, 612 ha sont devenus des zones de recolonisation et 428 ha sont devenus des surfaces boisées lors de la période suivante qui est plus courte de sept ans. Proportionnellement, cela revient à des taux annuels très proches, respectivement 38 et 42 ha par an. Enfin, la fermeture des zones d'altitude témoigne de dynamiques plus lentes que celles observées dans les fonds de vallées ou sur les versants. En effet, les surfaces de pelouses qui se sont transformées en zones de recolonisation pour chacune des trois périodes entre 1953 et 1993 (respectivement 155 ha, 121 ha et 205 ha) sont toujours inférieures à celles correspondant au changement « zones de recolonisation vers surfaces boisées » au cours des périodes suivantes, soit plus 100 ha entre 1962 et 1976, idem entre 1976 et 1993 et près de 75 ha entre 1993 et 2003. En parallèle, le passage direct entre des zones d'usages et les espaces boisés qui atteint des superficies non négligeables, signifie que les dates d'observation sont trop rapprochées pour détecter l'étape de transition que constituent les zones de recolonisation pour l'ensemble des espaces concernés. Par conséquent, la dynamique de fermeture « pelouse vers surfaces boisées » est plus lente que celles observées dans les zones de versant et de fond de vallée, au minimum de 20 à 30 ans. L'analyse des transitions a permis d'estimer les durées minimales de fermeture du paysage, c'est-à-dire la durée minimale durant laquelle les zones espaces concernés sont à l'état « zones de recolonisation ». Toutefois, cette méthode ne permet pas de savoir si ces durées sont valables partout. Les cartes produites, une fois croisées entre elles, permettent d'estimer cette durée pour chacune des zones ayant subi cette transition d'état. La carte qui en résulte provient ainsi de la différence entre une carte représentant la date d'apparition des zones de recolonisation et celle représentant la date la plus tardive où elles sont encore présentes. Seules les zones en forêt au cours de la période d'étude sont prises en compte.

La figure 8 conforte les résultats obtenus précédemment. Tout d'abord, les zones de fond de vallées, intermédiaires et d'altitude connaissent des durées de recolonisation variant de 9 à 61 ans. Près de la moitié (44 %) des espaces qui se

La figure 8 conforte les résultats obtenus précédemment. Tout d'abord, les zones de fond de vallées, intermédiaires et d'altitude connaissent des durées de recolonisation variant de 9 à 61 ans. Près de la moitié (44 %) des espaces qui se

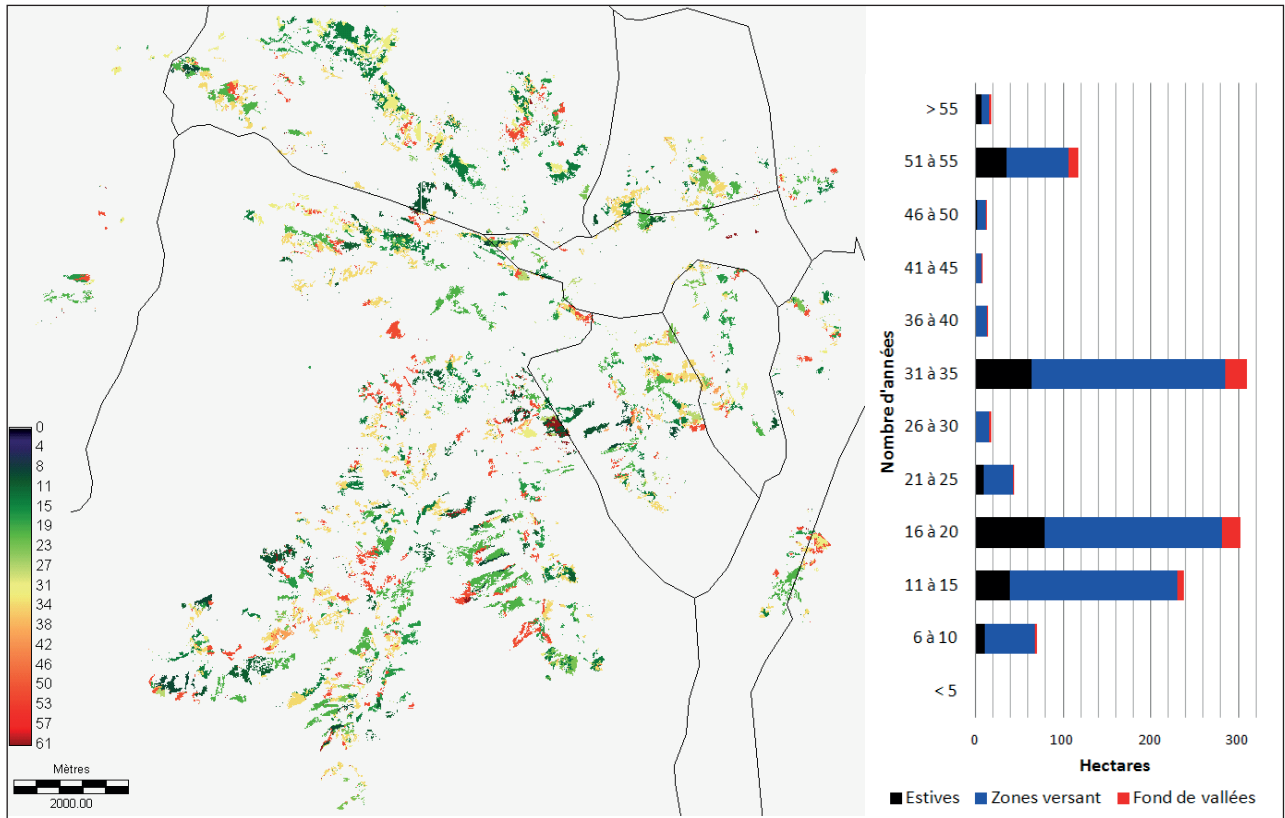


Fig. 8 – Durée de la phase de recolonisation

La recolonisation est un état intermédiaire entre un état où le sol est utilisé et un état où le sol est recouvert de boisements en 2003. Elle est estimée à partir des dates pour lesquelles des photographies aériennes étaient disponibles : (a) cartographie et (b) répartition des surfaces concernées pour les zones d'altitude, de versant et de fond de vallées.

sont transformés en zones boisées ont connu cet état d'occupation du sol transitoire durant plus de 30 ans. Dans les zones de versant, plus de 54 % des espaces concernés ont connu un processus inférieur à 20 ans, et 87 % un processus inférieur à 35 ans. Enfin, il n'y a pas de tendance claire pour les zones de fond de vallées, la moitié des zones de recolonisation ayant connu une durée inférieure ou égale à 30 ans.

IV – Discussion

1. Sur la méthode

Si la méthode mise en œuvre pour réaliser les cartes d'occupation et d'utilisation des sols n'est pas nouvelle, le mode de validation est intéressant. En effet, les cartes produites par photo-interprétation ne sont généralement jamais validées. Ceci est d'autant plus vrai dès lors que l'on travaille avec des photographies aériennes anciennes. Lorsque l'on considère l'hétérogénéité des paysages de montagnes, la validation constitue probablement une étape nécessitant une attention plus marquée. L'utilisation visuelle de données exogènes (photographies paysagères, cartes postales anciennes) comme instrument de validation de la photo-interprétation n'a, à notre connaissance, jamais été réalisée et mentionnée dans la littérature.

Par ailleurs, l'utilisation de méthodes de segmentation est désormais commune pour la classification de données de télédétection (Walter, 2003). Toutefois, les différences de teintes et de qualité d'orthorectification de photographies aériennes multi-dates, entraînent irrémédiablement des décalages dans la délimitation des polygones (lors de la segmentation) pour une même zone lorsque celles-ci sont prises individuellement. Ceci aurait pour conséquence de générer des erreurs d'estimation des quantités et de localisation des changements des types d'occupation et d'usages de sols. La prise en compte des limites des segments de l'année antérieure lors de la segmentation d'une donnée plus récente permet d'y remédier. Une telle approche doit donc être privilégiée pour étudier les dynamiques de changements d'un paysage.

Enfin, la généralité et la précision de la nomenclature utilisée rend transposable cette méthode pour étudier la dynamique de tout territoire de montagne si l'on admet le côté arbitraire de cette classification simplificatrice.

2. Des dynamiques similaires, mais aux rythmes, ampleurs et vitesses différenciés

L'analyse des changements des modes d'occupation et d'usage des sols observés sur le Vicdessos a été réalisée à partir de la distinction de différentes zones (d'altitude, de versant et de fond de vallée). Si les dynamiques sont globalement similaires (fermeture par le boisement spontané), des différences sensibles existent entre ces zones, justifiant l'intérêt d'une approche sectorisée plutôt qu'une approche à l'échelle de l'ensemble du site. Sans cela il n'aurait pas été possible de détecter l'asynchronisme de la fermeture des milieux pour chacune d'elle. Ainsi, les trajectoires d'évolution des zones de versant et de fond de vallées sont semblables, mais présentent un décalage d'une bonne dizaine d'année entre le début de la fermeture des versants et des fonds de vallées. Les vitesses de fermeture semblent similaires, de l'ordre d'une quinzaine d'années, bien qu'elles ne concernent pas les mêmes superficies de boisements spontanés. La fermeture tardive des zones d'altitude, assimilables aux estives, est sensible à partir des années 1990, tant en terme de vitesse qu'en terme de quantité. Elle est équivalente à celle qu'ont respectivement enregistré les zones de versant et de fond de vallées après 1953 et 1962.

Il a également été possible de mettre en évidence que le processus de boisement spontané diffère légèrement entre les zones d'altitude et les deux autres zones : il semble y être plus lent (de 20 à 30 ans) que ce qui a été observé dans les fonds de vallées et sur les versants. Par conséquent, si les taux d'accroissement sont similaires et les processus différents, cela sous-entend que la fermeture des zones d'altitude risque de largement s'amplifier d'ici quelques dizaines d'années. En effet, entre 1993 et 2003, ce sont près de 500 ha de surfaces en cours de recolonisation par le bois qui sont apparues. D'après les dynamiques identifiées et suivant une hypothèse tendancielle, on peut donc supposer qu'autant puissent devenir des surfaces boisées d'ici 2020-2025, sans compter les futures nouvelles surfaces en cours de recolonisation.

3. Décalages temporels et durée de la recolonisation par boisements spontanés : pré-identification des facteurs explicatifs sans connaissance *a priori*

L'asynchronisme existant entre le début de la fermeture suivant les zones peut s'expliquer à partir de l'évolution de leurs usages. Les résultats démontrent ainsi que les zones de versant ont été abandonnées postérieurement à la Deuxième guerre mondiale, dès 1953, par une afforestation spontanée. Il a fallu ensuite plus de 40 ans pour atteindre un niveau de fermeture proche de 80 %, ce qui signifie que l'arrêt de l'agropastoralisme n'a pas été complet et brutal dans les années 1950. Il s'est donc réalisé progressivement *a priori* entre la

fin des années 1940 et 15-20 ans avant cette fermeture quasi totale, c'est-à-dire dans les années 1970.

Si le processus de recolonisation présente une vitesse similaire à celle observée sur les versants, il est à supposer que les fonds de vallées ont connu un début d'abandon légèrement plus tardif, dans les années 1950. Ceci peut s'expliquer notamment par des différences d'accessibilité – les espaces les plus difficiles, sur les versants, ayant été abandonnés les premiers – ou encore par un changement d'usages. La libération de terres par les premiers abandons peut avoir contribué à réduire la pression foncière dans les fonds de vallées, et par corollaire sur d'autres pacages de versant, évitant ainsi aux paysans de devoir mettre leur cheptel sur des espaces plus accidentés ou moins riches sur un plan agronomique. Néanmoins, l'augmentation significative des boisements spontanés des fonds de vallées dans les années 1960 témoigne d'un arrêt massif des pratiques agricoles et pastorales dans la vallée.

Enfin, partant de ces hypothèses et des dynamiques observées, un tel arrêt de l'agropastoralisme aurait dû apparaître de façon significative dès les années 1980 dans les estives. C'est seulement à partir des années 2000 que le reboisement est sensible, et témoigne de vitesses similaires aux deux autres zones. Plusieurs hypothèses sont envisageables. Le déclenchement tardif de la fermeture des estives peut s'expliquer par un maintien de l'agropastoralisme jusqu'à la fin des années 1970, mais l'usage des estives aurait alors été réalisé par des paysans ne résidant plus à proximité dans la vallée. Une autre possibilité concerne l'intensité de l'usage des estives. La baisse progressive de la pression pastorale peut avoir atteint un seuil critique, en deçà duquel, même une faible densité de cheptel ne peut éviter la recolonisation par les bois. Cette hypothèse concorde avec les résultats de Galop *et al.* (2011). Un autre facteur peut contribuer à expliquer ce décalage temporel : l'influence du changement climatique tend à se faire plus ressentir, notamment en altitude, permettant à la végétation de pousser plus facilement vers des stades arbustifs et arborés qu'auparavant. En effet, il a déjà été constaté qu'une modification des conditions climatiques en zone de montagne pouvait contribuer à une remontée en altitude de l'ordre de 3 m/an au cours du XX^e siècle pour certaines espèces arborées (Lenoir *et al.*, 2008). Enfin, un dernier élément peut permettre d'expliquer ce décalage : l'incapacité de détecter suffisamment précocement les

reboisements isolés en raison d'une résolution spatiale limitée. En effet, il a été constaté sur le terrain que la colonisation d'estives par le pin à crochet reste problématique en raison de leur taille (hauteur, circonférence), alors que de petits individus isolés peuvent témoigner d'une recolonisation datant de plus de 10-20 ans au moins.

Conclusion

La méthode mise en œuvre pour caractériser finement les changements des modes d'occupation et d'usage des sols au cours des 60 dernières années en zone de montagne qui a été rendue possible grâce à l'Observatoire « Hommes/Milieus » du Haut-Videssos s'est révélée particulièrement efficace. Des dynamiques différenciées du processus de recolonisation selon différentes zones assimilées à des zones d'usages agropastoraux ont été mises en évidence ainsi que les quantités en jeu et les transitions entre les différents types d'occupation des sols. Néanmoins, cette méthode mérite d'être éprouvée sur d'autres sites de montagnes pour s'assurer de sa généralité. Si elle n'est pas fondamentalement nouvelle, la méthode de validation fondée sur l'utilisation de données exogènes est originale. Enfin, les effets de l'abandon de l'agropastoralisme sur la transformation du paysage ont pu être quantifiés. Une première analyse, fondée sur l'hypothèse d'une absence de connaissances *a priori*, a permis de pré-identifier les principaux facteurs explicatifs de l'évolution des modes d'occupation et d'usage des sols. Cette approche, reposant sur des données de télédétection et des photographies paysagères, est donc transposable à n'importe quel terrain d'étude à condition que de telles données existent. Dans le cas du Haut-Videssos, cette approche a permis de mettre en évidence que les boisements spontanés au cours des 60 dernières années ont été plus importants (en terme de surface) dans les estives que dans les zones de versant ou encore les fonds de vallées. Si l'évolution des usages du sol lié aux pratiques agropastorales constitue le principal facteur explicatif des changements observés, une étude plus approfondie mérite d'être réalisée afin de comprendre l'asynchronisme du processus de reforestation entre les zones intermédiaires, de fond de vallées et d'altitude. Ces connaissances sont indispensables avant toute modélisation prospective spatialisée des changements d'occupation et d'usage des sols sur le Haut-Videssos.

Remerciements

Ce travail a été réalisé et financé par les projets OHM OPA (Occupations Passées et Actuelles des modes d'occupation des sols sur le Videssos, 2009-2011 ; <http://w3.ohmpyr.univ-tlse2.fr/programme3.php>) et ANR Jeune Chercheur / Jeune Chercheuse MODE RESPYR (Modélisation rétrospective et prospective des modes d'occupation des sols dans les Pyrénées – 2010 JCJC 1804 01 – 01 ; <http://w3.geode.univ-tlse2.fr/mode-respyr/presentation.php>).

Références bibliographiques

- CARRÉ J., *Le temps des paysages, évolutions paysagères et gestion durable des territoires en montagne pyrénéenne*, Thèse de doctorat, Université Toulouse II-Le Mirail, 2010, 469 p.
- CHEVALIER M., *La vie humaine dans les Pyrénées ariégeoises*, Tarascon-sur-Ariège, Resonances, 1956, 1 060 p.
- COHEN M., VARGA D., VILA J., BARRASSAUD E., « A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics, A study case in the Catalan pre-Pyrenees (Spain) », *Geographical Journal* 177(1), 2011, p. 79-91.
- DAVASSE B., *Forêt, charbonniers et paysans dans les Pyrénées de l'est du Moyen Âge à nos jours. Une approche géographique de l'histoire de l'environnement*, Thèse de doctorat, Université Toulouse II-Le Mirail, 2000, 287 p.
- FAO, *Forest resources assessment, global synthesis. Food and Agricultural Organization*, Rome, 1995, 89 p.
- GALOP D., HOUET T., MAZIER F., LEROUX G., RIUS D., « Grazing activities and biodiversity in the Pyrenees : new insight on high altitude ecosystems in the framework of a Human-Environment Observatory », *PAGESNews*, 19(2), 2011, p. 53-55.
- GALOP D., RIUS D., CUGNY C., MAZIER F., « Long-term Human-environment interactions history in the French Pyrenean Mountains inferred from pollen data », in L. LOZNY (ed), *Adaptation to Mountain. Archaeology, Anthropology, and Ecology of Mountainous Lifestyle*, Springer, Sous presse.
- GIBON A., « Les zones intermédiaires : définition(s), éléments d'histoire, et dynamiques actuelles », in *Zones intermédiaires dans les Pyrénées, Des territoires à revaloriser*, Actes du colloque, Tarbes, 2009.
- GILLSON L., « Landscapes in time and space », *Landscape Ecology*, 24, 2009, p. 149-155.
- HOUET T., VERBURG P., LOVELAND T., « Monitoring and modelling landscape dynamics », *Landscape Ecology*, 25(2), 2010, p. 163-167.
- HOUET T., HUBERT-MOY L., TYSSOT C., « Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale : approche méthodologique », *Revue Internationale de Géomatique*, (18)3, 2008, p. 345-373.
- INSEE, *Évolution et chiffres clés – Communauté de Communes d'Auzat et du Vicdessos*, 2011, http://www.statistiques-locales.insee.fr/FICHES/DL/EPCI/DL_EPCI240900316.pdf
- LENOIR J., GÉGOUT J. C., MARQUET P. A., DE RUFFRAY P., BRISSE H., « A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century », *Science*, 2008, Vol. 320, p. 1768-1771.
- MÉTAILLÉ J.-P., PAEGELOW M., « Land Abandonment and the Spreading of the Forest in the Eastern French Pyrenees in the Nineteenth to Twentieth Centuries », in MAZZOLENI S., PASQUALE di G., MULLIGAN M., MARTINO di P., REGO F. (coord.), *Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*, Wiley, 2004, p. 219-236.
- MOTTET A., LADET S., COQUÉ N., GIBON A., « Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes : a case study in the Pyrenees », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, 2006, p. 296-310.
- PAEGELOW M., CAMACHO OLMEDO M.T., « Le processus d'abandon des cultures et la dynamique de reconquête végétale en milieu montagnard méditerranéen : L'exemple des Garrotxes (P.O., France) et de la Alta Alpújarra Granadina (Sierra Nevada, Espagne) », *Sud Ouest Européen*, 16, 2003, p. 113-130.
- PIELKE, R. A., *Mesoscale meteorological modeling*, 2nd Edition, Academic Press, San Diego, 2002, 676 p.
- PONTIUS R. G., SHUSAS E., MCEACHERN M., « Detecting important categorical land changes while accounting for persistence », *Agriculture Ecosystems and Environment*, 101, 2004, p. 51-268.
- PROVENCHER L., DUBOIS J. M., *Précis de télédétection : Méthodes de photo-interprétation et d'interprétation d'image*, Presse de l'Université du Québec, 2007, 468 p.
- RIBIERE O., *Analyse de l'évolution de types d'occupation et d'usage du sol de la vallée du Vicdessos entre 1953 et 1983 par télédétection*, Mémoire de Master, Université Toulouse le Mirail, 2011, 88 p.
- RICHARD J.-P., JAQUET J.-M., NIGGELER L., « Comment exploiter l'information des anciennes photos aériennes », *Géomatique Suisse*, 2008, p. 8-11.
- SCANVIC, J.-Y., PION, J.-C., La télédétection en géologie : applications thématiques », *Précis de télédétection*, vol. 2. Presse de l'université du Québec, Sainte Foy, 1996, p 16-56.
- SRTM Digital Elevation Model, <http://srtm.usgs.gov/>
- STEFFEN W., SANDERSON A., TYSON P. D., JÄGE J., MATSON P. A., MOORE III B., OLDFIELD F., RICHARDSON K., SCHELLNHUBER H.-J., TURNER II B. L., WASSON R. J., *Global Change and the Earth System : A Planet under Pressure*, Global Change, the IGBP Series, Springer-Verlag, Vol. 12, 2004, 336 p.
- STOHLGREN T. J., CHASE T. N., PIELKE R. A., KITTEL T. G. F., BARON J. S., « Evidence that local land use practices influence regional climate and vegetation patterns in adjacent natural areas », *Global Change Biology*, 4, 1998, p. 495-504.
- VACQUIÉ L., *Mise en place d'une méthodologie pour une classification automatique de l'occupation des sols à partir de photographies aériennes panchromatique dans la vallée du Vicdessos (Pyrénées Ariégeoises)*, Mémoire de Master, Université Toulouse II-Le Mirail, 2010, 43 p.
- VITOUSEK P. M., MOONEY H. A., LUBCHENCO J., MELILLO J. M., « Human domination of Earth's ecosystems », *Science*, 277, 1997, p. 494-499.
- WALTER V., « Object-based classification of remote sensing data for change detection », *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 58(3-4), 2003, p. 225-238.