



**HAL**  
open science

# Dynamique paysagère et évolution des risques d'incendie

Marie-Claude Léouffre, Bernadette Leclerc

► **To cite this version:**

Marie-Claude Léouffre, Bernadette Leclerc. Dynamique paysagère et évolution des risques d'incendie : L'exemple d'une vallée des Préalpes. La forêt paysanne dans l'espace rural : Biodiversité, paysages, produits, 29, INRA, 268 p., 1996, Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement, 2-7380-0684-1. hal-02842558

**HAL Id: hal-02842558**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02842558>**

Submitted on 7 Jun 2020

**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.

# Dynamique paysagère et évolution des risques d'incendie

## L'exemple d'une vallée des Préalpes

Marie-Claude LEOUFFRE\*  
Bernadette LECLERC

\*INRA, Unité d'Ecodéveloppement, Site Agroparc, 84914 Avignon Cedex 9

### Résumé

A partir d'un travail d'interprétation de photographies aériennes, et en utilisant un Système d'Information Géographique, les structures paysagères d'une vallée des Préalpes Françaises (4 300 ha) de 1956 à 1991 sont comparées. Les formations végétales distinguées sont regroupées par classes de combustibilité en fonction de critères physiognomiques des espèces dominantes. L'évolution de la structure du paysage est analysée en termes d'évolution des risques d'incendie à partir de calcul : de formes et de surfaces des formations végétales correspondantes aux différentes classes de combustibilité, de longueurs de contacts inter-formations, d'indices de diversité et de contagion. Cette évolution paysagère est également évaluée par rapport aux contraintes de mise en oeuvre de la pratique du brûlage hivernal de la lande, qui est une pratique ancienne de gestion des parcours dans cette région.

**Mots clés :** dynamique paysagère, Système d'Information Géographique, Préalpes françaises, incendie, occupation du sol

### Abstract

*Landscape structures in a valley of the French Prealps (4 300 ha) are compared between 1956 and 1991 using aerial photographic interpretation and GIS. Plant communities are grouped into combustibility classes following physiognomical criteria of dominant species. Landscape changes are analysed in terms of wildfire hazard evolution by computing the area and the length of contact of vegetation groups representing the different combustibility classes, and by calculating shape, diversity and contagion indices. Landscape changes are also assessed in relation to constraints imposed on prescribed burning, which is a traditional management tool for rangelands in this region.*

**Keywords:** landscape changes, land use, GIS, wildfire, landscape indices, French Prealps.

## 1. Introduction

En région méditerranéenne française, l'évolution du contexte agricole depuis la seconde guerre jusqu'à nos jours s'est accompagnée d'une forte dynamique paysagère que l'on peut traduire de façon schématique par une concentration des cultures dans les plaines ou les zones les plus favorables, et un développement des landes et des bois dans les zones qui le sont moins. Cette déprise se traduit par

un embroussaillage important et un développement des surfaces boisées. Ainsi, les accrues naturels des bois s'ajoutent aux reboisements parfois plus anciens réalisés par l'Office National des Forêts sur des terres libérées par l'agriculture. Hormis ces reboisements, les bois sont actuellement peu exploités, et servent essentiellement de bois de chauffage ; si leur valeur de production est faible, leur rôle de protection des sols et leur valeur paysagère sont importants.

Ce développement des ligneux est de nature à augmenter le risque d'incendie y compris dans les Préalpes, où les surfaces incendiées demeurent quand même moins importantes que dans la zone rouge littorale (Ministère de l'Agriculture, 1991). Les formations végétales y sont en effet généralement moins combustibles et surtout les conditions météorologiques moins propices au développement d'incendies importants. Néanmoins, ce risque est préoccupant car les équipements pour la protection de la forêt contre les incendies ainsi que les réseaux d'accès y sont également beaucoup moins développés. De ce fait, des feux de modeste intensité sont susceptibles de prendre une ampleur importante avant que des actions efficaces de lutte puissent être mises en oeuvre.

Aux incendies estivaux, s'ajoutent des incendies hivernaux liés à des dérapages de feux pastoraux qui se produisent de plus en plus fréquemment du fait de l'embroussaillage croissant du milieu. Le feu pastoral, aussi dénommé localement "écobuage", est en effet un outil ancien de gestion des parcours (Métaillé, 1981 ; Buffière *et al.*, 1992), encore aujourd'hui couramment utilisé car il représente un moyen économique de réduire l'embroussaillage sur de grandes surfaces. Pour faire face à ces dérapages, plusieurs départements des Alpes du Sud (Alpes-Maritimes, Hautes-Alpes et Alpes-de-Haute-Provence) ont mis en place des cellules de brûlage dirigé (Rigolot, 1993). Celles-ci ont pour mission de recenser les demandes de brûlages pastoraux, d'évaluer leur difficulté de réalisation, liée notamment à la présence de formations boisées ou fortement combustibles en périphérie de la zone à traiter, et de proposer éventuellement l'assistance de pompiers et de forestiers.

Quelle que soit la saison d'apparition de ces incendies, des conséquences graves peuvent s'ensuivre, notamment lorsqu'ils se développent sur des sols fortement sujets à l'érosion (Combes, 1990). Dans les Préalpes, de tels types de sols se rencontrent fréquemment et d'ailleurs depuis la fin du siècle dernier de nombreux reboisements y ont été réalisés dans le cadre de la Restauration des Terrains de Montagne (Combes, 1989).

Dans ce contexte, notre objectif a été de caractériser les transformations paysagères qui se sont opérées au cours des trente cinq dernières années sur le versant d'une vallée des Préalpes du sud, en termes de surfaces et d'agencements spatiaux des différents couverts végétaux, et d'évaluer ces transformations relativement à l'évolution des risques d'incendies et aux possibilités de mise en oeuvre des feux pastoraux.

## 2. Eléments méthodologiques

### 2.1. La zone d'étude

Les travaux ont été menés sur deux communes (4 300 ha) des Alpes-de-Haute-Provence situées dans la vallée des Duyes : la commune de Thoard et celle du Castellard. La rivière des Duyes coule au fond de cette vallée et se jette dans la Bléone à une dizaine de kilomètres environ à l'aval de Digne.

#### 2.1.1. Le milieu naturel

L'altitude de la zone d'étude varie entre 800 et 1 000 m et quatre grandes formations végétales se répartissent l'espace :

- les bois de feuillus (*Fagus sylvatica*, *Quercus pubescens*, *Acer campestre*) qui sont dominants et les bois de résineux qui sont issus principalement de plantations (*Pinus nigra*, *Pinus silvestris*) ;

- les landes à genêt cendré (*Genista cinerea*) et plus rarement les landes mixtes à amélanchier (*Amelanchier ovalis*) et genêt cendré ;

- les pelouses à brome érigé (*Bromus erectus*) ou à brachypode penné (*Brachypodium pinnatum*) ;

- les cultures (céréales, cultures aromatiques) et les prairies (prairies temporaires et permanentes).

#### 2.1.2. Les productions agricoles

Les systèmes de production des exploitations agricoles sont essentiellement de type polyculture élevage. L'élevage ovin est dominant, surtout sur la commune du

Castellard, tandis que sur la commune de Thoard ces élevages côtoient des élevages bovins ou caprins et des exploitations dont les productions sont exclusivement culturelles. Au cours des quarante dernières années, les faits les plus marquants sont d'une part la diminution du nombre d'exploitations et d'autre part l'augmentation des effectifs moyens des troupeaux ovins (Couix *et al.*, 1993). Cette augmentation des effectifs, s'est déroulée conjointement à l'affectation d'aides de l'état aux élevages montagnards, qui sont au-dessous de certains seuils, proportionnelles au nombre de brebis mères.

## 2.2. L'analyse du paysage

L'analyse de la dynamique paysagère a été menée à partir d'une étude diachronique. Pour les deux communes retenues, la nature et la répartition spatiale des formations végétales de 1956 ont été comparées à celles de 1991.

Le descriptif de 1991 a été réalisé à partir d'une photo-interprétation de photographies aériennes au 1/10 000e complétée par des relevés de terrains. Il a ensuite servi de référence pour l'interprétation des photographies de 1956. Les deux séries photographiques étant en noir et blanc, les unités spatiales ont été distinguées à partir des variations de textures et de tons de grisés.

Compte tenu de ces contraintes techniques et de l'objectif d'évaluation des risques d'incendie, les catégories d'occupation du sol suivantes ont été retenues :

- routes et rivières,
- cultures (prairies naturelles et artificielles, céréales, cultures aromatiques et vergers)
- bois de résineux,
- bois de feuillus,
- landes,
- pelouses.

Cinq distinctions supplémentaires de recouvrement arboré ont été faites pour les deux dernières catégories : 0 %, 1-10 %, 10-25 %, 25-50 %, 50-75 % ; les catégories "bois" correspondant à des recouvrements arborés supérieurs à 75%. C'est donc au total quatorze catégories d'occupation du sol qui ont été considé-

rées, chacune d'entre elles représentant une *unité paysagère*.

Le traitement et la représentation des données, ont été réalisés en utilisant un Système d'Information Géographique (ARC/INFO).

Les données spatiales constituées des unités paysagères des deux communes pour les années 1956 et 1991 ont été numérisées. Les étapes de création de la topologie, et d'association des données descriptives ont permis d'aboutir à l'obtention de quatre couvertures (deux communes x deux dates). Chacune d'elles est associée à une table attributaire de polygones (contenant l'identifiant de chaque polygone, sa surface et son périmètre), à une table attributaire d'arcs (identifiants des arcs, longueurs, et identifiants des deux polygones que chaque arc sépare) et à une table attributaire des données (identifiants des polygones et éléments descriptifs de ceux-ci).

De simples requêtes portant sur les informations contenues dans ces différentes tables attributaires ont permis le calcul des longueurs de lisières séparant différents types d'unités paysagères d'une part, et d'autre part des surfaces des différents faciès.

### **Les indices utilisés et leur calcul**

Trois indices ont été calculés en utilisant l'application informatique FRAGSTATS développée par McGarigal et Marks (1994). Cette application est un outil d'analyse spatiale appliquée à l'étude des structures paysagères qui permet de traiter des données de type vecteur ou raster. Nous avons choisi d'utiliser la version raster qui permet des calculs d'indices que ne permet pas la version vecteur, comme par exemple celui de l'indice de contagion. Les quatre couvertures ont donc été transformées en grilles et nous avons retenu une taille de maille de 30 mètres de côté, que nous avons jugée cohérente avec le degré de résolution avec lequel les cartes ont été réalisées (1/10 000e). Morvan *et al.* (1995) ont d'ailleurs montré dans leurs travaux relatifs aux différentes échelles d'étude de la propagation des incendies, qu'une taille de maille de cet ordre de grandeur (25 m de côté) était bien adaptée à l'analyse de ce phénomène.

Le premier indice utilisé vise à caractériser la forme moyenne des taches (patches) des différentes unités paysagères. Il s'agit d'un indice de forme (IF) pondéré par la surface (McGarigal et Marks, 1994), ce qui permet d'accorder plus d'importance aux taches les plus grandes.

$$IF = \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{0.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

$p_{ij}$  : périmètre de la tache  $ij$ ,  
 $a_{ij}$  : surface de la tache  $ij$ ,  
 $j = 1, \dots, n$  taches.

Cet indice de forme est supérieur ou égal à un. Dans le cas d'un modèle de données de type raster, IF est égal à un lorsque chaque tache est un carré parfait ; une augmentation de la valeur de cet indice traduit une augmentation de l'irrégularité de la forme.

La structure paysagère a été décrite à partir des calculs de l'indice de diversité de Shannon (Shannon et Weaver, 1949) d'une part, et d'autre part, de l'indice de contagion proposé par O'Neill *et al.* (1988), et modifié par Li et Reynolds (sous presse) (McGarigal et Marks, 1994).

L'indice de diversité de Shannon, basé sur la théorie de l'information, a été utilisé par de nombreux auteurs lors de travaux se rapportant au domaine de l'écologie du paysage (Romme, 1982 ; Baudry, 1985 ; O'Neill *et al.*, 1988 ; Turner, 1990 ; Delcros, 1993).

$$IDS = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

$P_i$  : proportion de paysage occupée par les taches de type  $i$ ,  
 $i = 1, \dots, m$  types de taches.

Cet indice est supérieur ou égal à zéro. Il est nul lorsque le paysage ne contient qu'une seule tache, et augmente lorsque le nombre de taches de types différents augmente, et/ou que ceux-ci sont répartis dans l'espace de façon plus équitable.

L'indice de contagion correspond quant à lui à la probabilité que deux cellules adjacentes choisies au hasard appartiennent à deux types de taches différents. Ainsi, un paysage constitué d'unités très dispersées aura un indice de contagion plus faible qu'un paysage constitué d'unités peu dispersées, toutes choses égales par ailleurs.

$$CONTAG = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[ (P_i) \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) * \ln \left( P_i \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right) \right]}{2 \ln m} \right] \quad (100)$$

$g_{ik}$  : nombre de contacts entre mailles de type  $i$  et  $k$ ,  
 $m$  : nombre de type de taches présentes dans le paysage,  
 $i = 1, \dots, m$  types de taches,  $j = 1, \dots, m$  types de taches.

L'indice de contagion est non nul, et compris entre zéro et cent. Il est égal à cent lorsque chaque type de taches est équitablement adjacent avec chaque autre type de tache.

### 2.3. Analyse du risque incendie

Les quatorze unités paysagères identifiées ont été réparties en quatre classes de

combustibilité (Trabaud, 1974 ; Delabraze, 1985) :

- assez forte : les bois de résineux et les landes arborées ou non,
- modérée : les bois de feuillus, les pelouses sous couvert arboré de 50% à 75%,
- faible : les cultures, les pelouses sous couvert arboré de moins 50%,
- nulle : les routes et les rivières.

Les bois de résineux ont été considérés comme davantage combustibles que les bois de feuillus. En effet, selon R.C. Van Wagner (1977), la teneur en eau du feuillage des peuplements de feuillus est plus élevée que celle du feuillage des peuplements de résineux, et de ce fait les feux de cime ont moins tendance à se développer dans les premiers que dans les seconds.

Les landes sont des milieux assez fortement combustibles car elles présentent une continuité horizontale de matériel ligneux sur une hauteur de 1 à 3 m selon leur ancienneté ; la présence d'arbres jusqu'à un recouvrement de 75%, ne modifie pas significativement ce niveau de risque. En effet, l'augmentation du combustible liée à la présence des arbres est compensée par le ralentissement que cette présence induit sur la vitesse des vents au niveau du sol (Guyot, 1990).

Les formations herbacées et les cultures (en particulier les céréales), peuvent conduire des feux courants de faible intensité. Néanmoins quand les formations herbacées sont dominées par un couvert arboré assez dense (50% à 75%), des bosquets où les houppiers sont en contact, peuvent localement être l'objet de feux de cimes. De ce fait cette dernière catégorie a été classée en combustibilité modérée.

Si la part relative de ces catégories de combustibilité conditionne la combustibilité globale du paysage, leur agencement dans l'espace doit aussi être pris en compte dans l'évaluation du risque d'incendie. En effet, comme par exemple des successions de parcelles forestières de différentes classes d'âges (Knight, 1987 ; Romme and Despain, 1989) ou des successions de formations végétales différentes d'un point de vue de leur structure et

de leur composition (Delabraze, 1986 ; Delabraze, 1990) qui correspondent donc à des variations de disponibilité de combustible et de teneur en eau (Turner and Romme, 1994), sont de nature à casser la dynamique de progression du feu en rompant la continuité horizontale du combustible. Les cours d'eau, lorsqu'ils sont suffisamment larges pour empêcher des sautes de flammes, sont des coupures de combustible naturelles qui peuvent enrayer totalement la propagation du feu (Loope and Gruell, 1973 ; Heinselman, 1973 ; Romme and Knight, 1981). Les routes jouent un rôle plus ambigu dans la mesure où elles sont à la fois des lieux d'intervention privilégiés des moyens de lutte et de ce fait des zones de rupture potentielles, mais aussi des zones privilégiées de départs du feu.

Dans une première approche, nous avons caractérisé ces ruptures en termes de longueurs de lisières entre les unités paysagères les plus combustibles et celles qui le sont peu ou pas.

L'évaluation du degré de difficulté de réalisation des opérations de brûlage pastoral s'est faite au travers du calcul de la surface moyenne des landes potentiellement brûlables (les landes non arborées ou sous un couvert arboré inférieur à 25%) d'une part, et d'autre part, des longueurs de contact que ces landes présentaient avec les formations assez fortement ou modérément combustibles. Nous avons pu ainsi comparer la difficulté de mise en oeuvre du brûlage dans chacune des communes et analyser son évolution au cours des trente cinq dernières années 3. Résultats

### **3.1. Evolution de l'occupation du sol**

On constate au cours des trente cinq ans, une évolution considérable de la répartition de la surface du territoire étudié entre les différentes unités paysagères (figure 1).

Les surfaces de bois (feuillus et résineux confondus) ont quasiment triplé passant de 11% du territoire en 1956 à 29,3% en 1991.

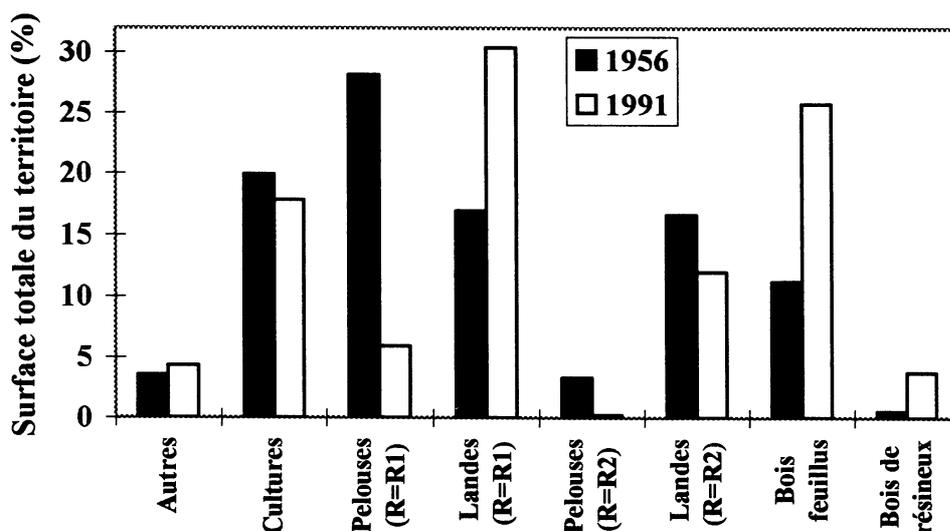


Figure 1 : Répartition de la surface du territoire étudié entre les différentes unités paysagères pour 1956 et 1991 (R=recouvrement arboré; R1=[0-10%], R2=[10-75%]).

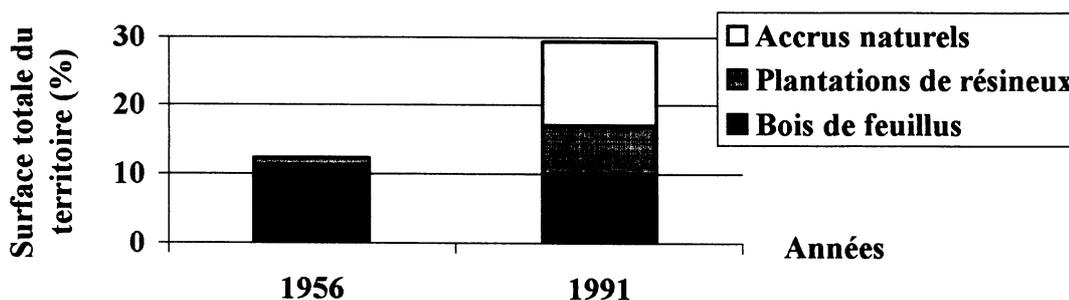


Figure 2 : Evolution de la surface boisée entre 1956 et 1991.

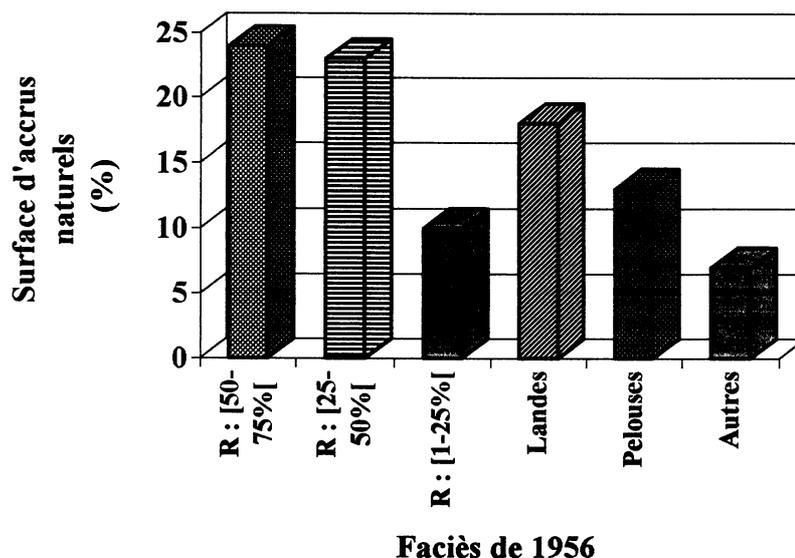


Figure 3 : Répartition des surfaces qui sont devenues des bois entre 1956 et 1991 en fonction du faciès de 1956 (R = Recouvrement arboré).

Les reboisements de résineux effectués par l'Office National des Forêts et les régénérations naturelles de feuillus après coupes, contribuent à 23% de cette augmentation tandis que le reste correspond à des accrues spontanés (zones de bois qui sont apparues par dissémination de graines) de feuillus essentiellement (figure 2).

On constate que près de la moitié de ces accrues spontanés de bois (48%) se sont développés sur des faciès dont le recouvrement arboré était déjà supérieur à 25% en 1956 (figure 3), c'est-à-dire sur des zones où le processus de boisement était déjà entamé à cette date. En revanche, 31% se sont développés sur des pelouses ou des landes qui n'étaient pas arborées trente cinq ans auparavant ; il est toutefois possible que nous ayons occulté, lors de l'analyse des photographies aériennes de 1956, la présence de jeunes arbres parmi les landes, compte tenu de leur faible hauteur.

Une progression des landes peu et non boisées, a également été observée : elles occupaient 17% du territoire en 1956, et elles en occupent 30% actuellement (figure 1). Cette progression s'est faite essentiellement au détriment des surfaces de pelouses qui ont chuté de 31% à 6% ; inversement, les surfaces de landes présentant un couvert arboré compris entre 10 et 75% ont diminué au profit des bois.

Par contre, les surfaces de cultures sont restées relativement stables depuis trente cinq ans : elles occupaient 19,9% du territoire en 1956 et 17,6 en 1991.

Ces évolutions se traduisent au niveau du paysage par une diminution de l'indice de diversité de Shannon qui de 2,5 en 1956 passe à 1,9 en 1991.

### 3.2. Evolution de la répartition spatiale des faciès : évolution de la structure du paysage

Les évolutions des surfaces relatives des différentes unités paysagères, se sont naturellement accompagnées de réagencements spatiaux (figure 4).

L'indice de contagion mesuré en 1956 est de 43% de la contagion maximale possible, et passe à 49% en 1991. Cette évolution,

traduit une légère tendance au regroupement spatial d'unités paysagères identiques que l'on peut observer pour les deux communes (tableau 1).

	Thoard	Castellard	Ensemble territoire
1956	43	46	43
1991	46	51	49

**Tableau 1** : Evolution de l'indice de contagion entre 1956 et 1991 pour chacune des communes et pour l'ensemble du territoire.

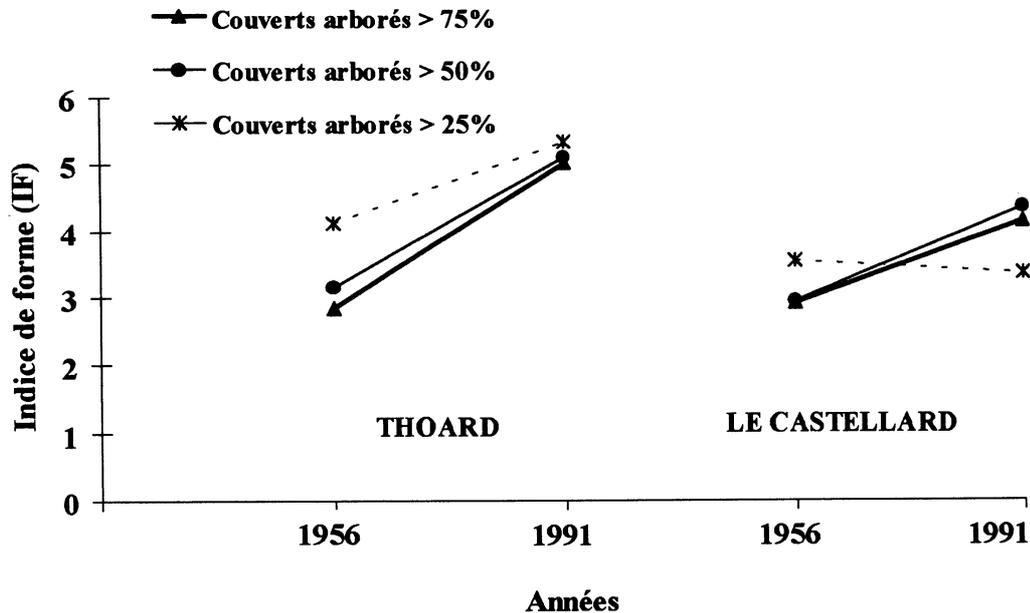
On notera toutefois que ce phénomène de regroupement est plus important au Castellard qu'à Thoard quelle que soit l'année.

L'agencement spatial actuel des bois, qui sont parmi toutes les unités paysagères celles dont le taux d'accroissement de surface est le plus élevé, résulte de deux processus :

- soit de l'apparition de nouveaux flots boisés non contigus aux zones boisées de 1956,

- soit d'accrues qui se sont faits au voisinage des bois existants en 1956. Ainsi, la plus grande tache de bois constitutive du paysage, située en limite des deux communes, est la même en 1956 et 1991, mais elle présente une surface deux fois plus importante.

La forme des taches de bois, lorsqu'on range dans cette catégorie les formations végétales de plus de 75% de recouvrement arboré, est pour les deux communes plus complexe en 1991 qu'en 1956 (figure 5). On note cependant, que cette forme qui était comparable d'une commune à l'autre en 1956, se complexifie davantage à Thoard qu'au Castellard au cours des trente cinq années suivantes. La différence est encore plus nette si on inclut dans cette catégorie "bois" les formations végétales de plus de 25% de couvert arboré. Ainsi, si on émet l'hypothèse d'une poursuite du processus de boisement sur ces formations partiellement arborées, on peut considérer que la forme finale des bois qui résultera de ce phénomène, sera



**Figure 5** : Evolution des indices de forme pour les deux communes entre 1956 et 1991 et selon trois catégories de recouvrement arboré.

pour la commune de Thoard d'un même niveau de complexité que leur forme actuelle, tandis qu'au Castellard une simplification de forme s'opérera.

### 3.3. Evolution du paysage et des risques d'incendie

La figure 6 illustre la répartition spatiale en 1956 et 1991 des unités paysagères qui ont été regroupées en fonction de leur degré de combustibilité.

L'ensemble des formations présentant une combustibilité assez forte et modérée couvrirait 46 % du territoire en 1956 et 72 % en 1991 (figure 7).

Conjointement à ces augmentations de surfaces combustibles, une augmentation de la complexité de leur forme s'est opérée, puisque la valeur moyenne de l'indice de forme est passé de 5,4 à 8,8 pour les formations assez fortement combustibles et de 3,4 à 6,1 pour les formations de combustibilité modérée. Ces complexifications de formes conjointes aux augmentations

de surfaces signifient un accroissement des longueurs de lisières inter-formations ; or ces lisières peuvent, selon le degré de combustibilité des formations en contact et le sens de propagation de l'incendie, soit représenter des obstacles à la propagation, soit au contraire accroître l'intensité du feu. En effet, si par exemple le feu se propage d'une formation combustible vers une formation peu combustible la lisière inter-formations sera une barrière potentielle tandis que si l'incendie se propage en sens inverse, celle-ci sera un lieu d'augmentation de la puissance du feu.

Le tableau 2 présente les longueurs de lisières entre les formations considérées comme assez fortement combustibles (landes, bois de résineux) et celles qui le sont faiblement ou pas du tout (cultures, pelouses, routes ou rivières). On note pour les deux communes, mais surtout pour celle de Thoard, une forte diminution de ces longueurs de ruptures potentielles de la dynamique de l'incendie de 1956 à nos jours.

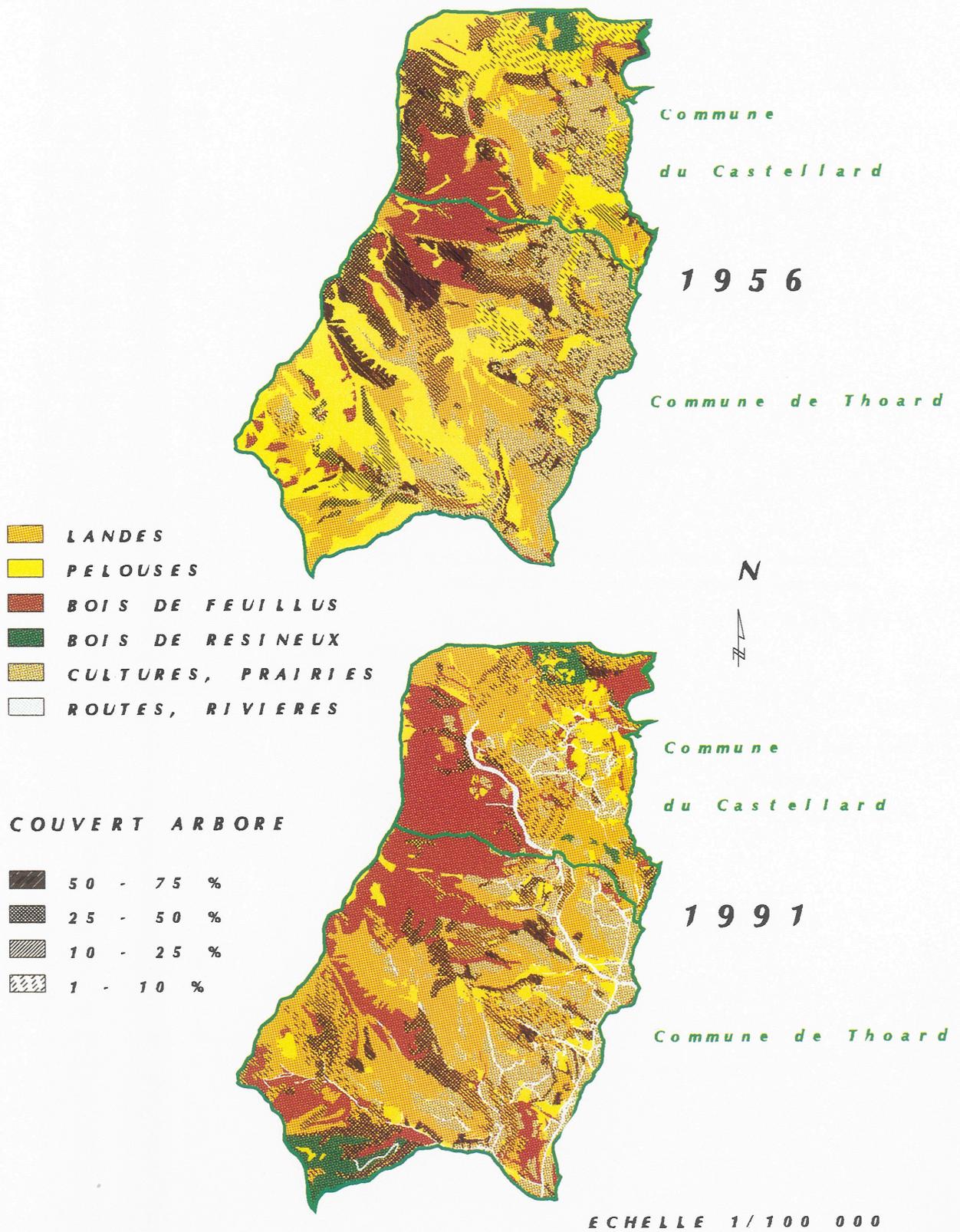


Figure 4 : Occupation du sol en 1956 et 1991

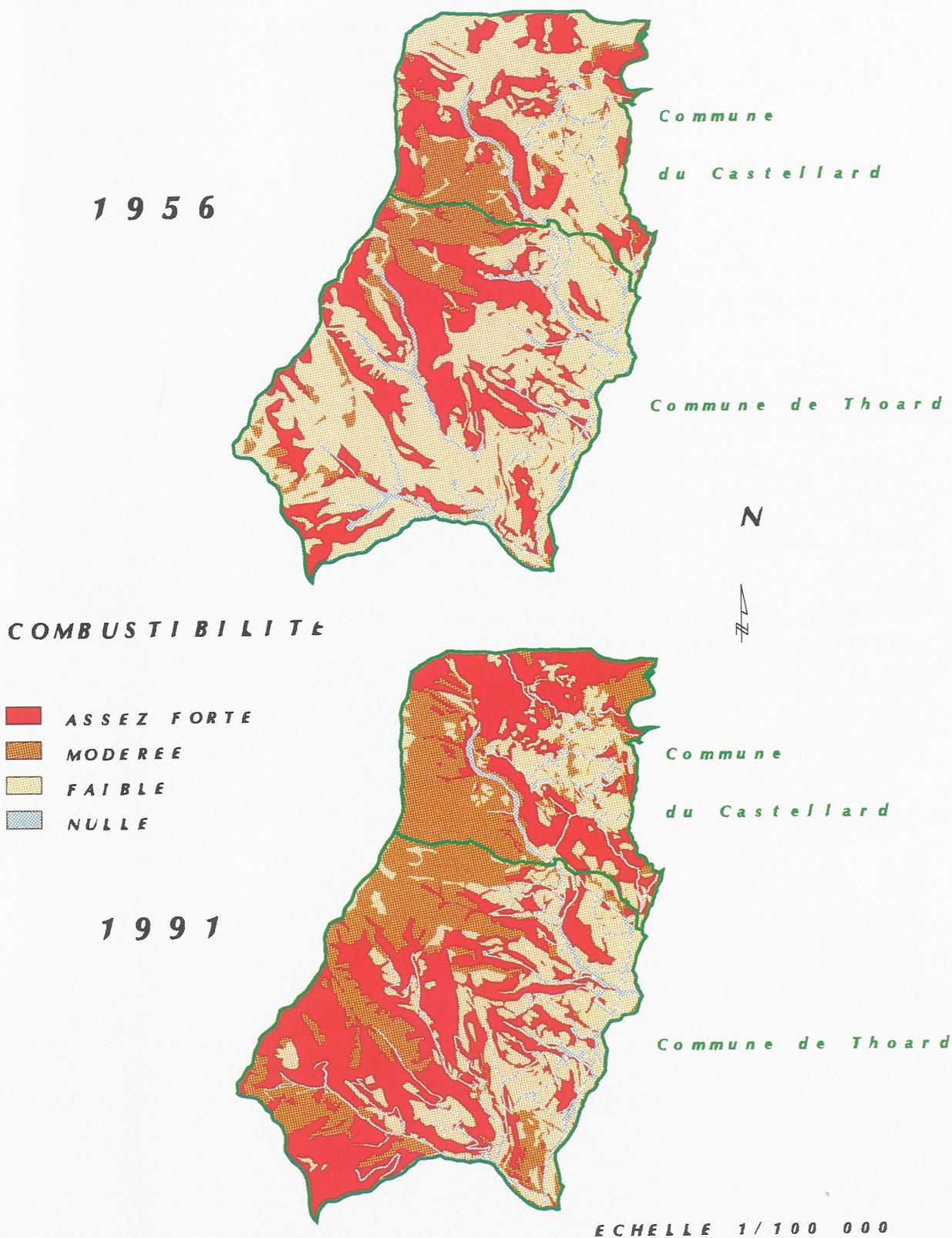


Figure 6 : Combustibilité en 1956 et 1991

	Thoard	Castellard
1956	139,3	57,4
1991	20,8	16,54

**Tableau 2 :** Evolution des longueurs (km) de contact entre les formations assez fortement combustibles et les formations peu ou pas combustibles.

Inversement, les longueurs de lisières entre les bois de résineux et les landes qui sont des contacts "à risque" augmentent pour les deux communes (tableau 3).

	Thoard	Castellard	Ensemble du territoire
1956	0	2,8	2,8
1991	6,3	8,6	14,9

**Tableau 3 :** Evolution des longueurs (km) de contact entre les bois de résineux et les landes.

### 3.4. Evaluation des possibilités de mise en oeuvre des pratiques de brûlage hivernal

Les surfaces de landes potentiellement brûlables, c'est-à-dire celles ayant un recouvrement arboré inférieur à 25 %, représentent 34% du territoire de chacune des deux communes. En proportion des landes totales elles sont légèrement plus importantes au Castellard (89 %) qu'à Thoard (78 %) (figure 8), et moins éclatées dans l'espace puisque la taille de la plus grande tache est respectivement pour chacune de ces deux communes de 30 ha et 13 ha.

A ces surfaces, il faudrait retrancher celles qui ne sont généralement pas brûlées par les éleveurs parce qu'elles sont contiguës avec des formations fortement boisées, et qu'un débordement éventuel du feu serait alors difficilement maîtrisable.

Or compte tenu de la complexification plus grande des formations boisées pour

Thoard que pour le Castellard entre 1956 et 1991, les contraintes de brûlage liées à la contiguïté des landes et des formations boisées se sont également davantage accrues pour cette commune. En effet, les longueurs de lisières entre ces deux types de formations et entre ces deux dates, se sont respectivement multipliées pour chacune des communes par 3,6 et 1,8.

Néanmoins, ces contacts "à risque" restent, en proportion de contacts totaux, plus importants au Castellard qu'à Thoard.

## 4. Discussion

En trente-cinq ans, la progression des espaces boisés et des landes a fortement transformé la structure du paysage de cette vallée.

Si les reboisements effectués par l'ONF contribuent à cette progression de ligneux, nous avons pu identifier d'autres éléments explicatifs du phénomène lors d'enquêtes menées auprès des exploitants de la zone d'étude. Le premier élément concerne le changement d'utilisation des parcours qui se sont opérés conjointement à l'augmentation de la taille des troupeaux. Les landes et les pelouses qui par le passé étaient utilisées à différentes saisons de l'année, en particulier l'été, sont désormais le plus souvent délaissées à cette période au profit d'estives de plus haute altitude, situées hors vallée.

En effet, pour certaines exploitations la surface totale de parcours est devenue insuffisante pour nourrir de tels effectifs d'animaux. Pour d'autres, la surface est restée globalement suffisante, mais répartie sur de trop petites parcelles pour être utilisée car en été les troupeaux ne sont pas divisés en lots comme par exemple au moment de l'agnelage. De plus, la diminution actuelle de la main d'oeuvre disponible sur les exploitations a conduit les éleveurs à se dégager au maximum des travaux de gardiennage ou de gestion des troupeaux en été pour se consacrer exclusivement aux récoltes (foins, céréales, plantes aromatiques). Le deuxième élément issu des enquêtes est lié à la

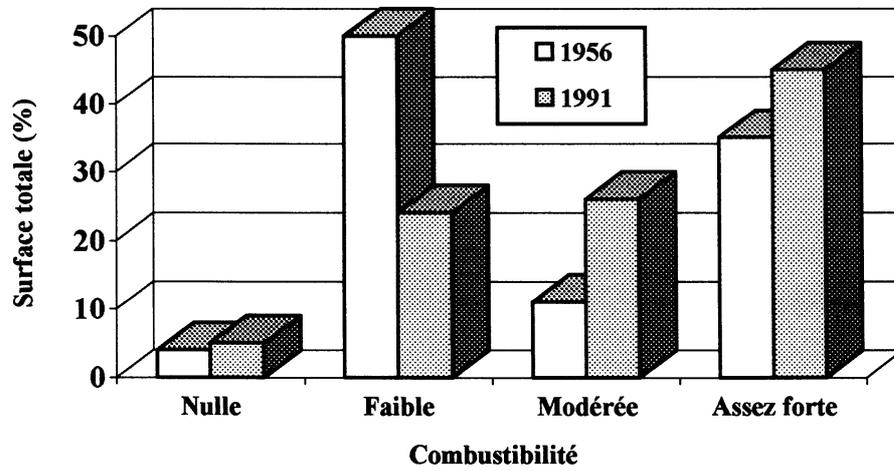


Figure 7 : Répartition de la surface totale du territoire en classes de combustibilité en 1956 et 1991

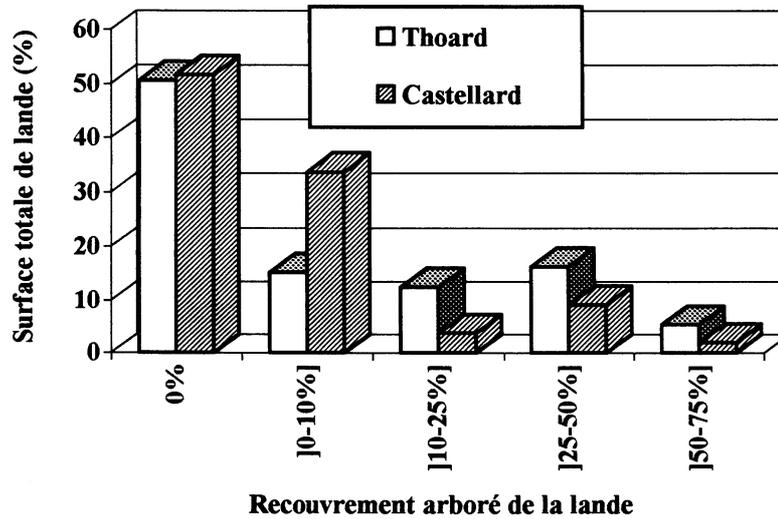


Figure 8 : Répartition de la surface totale des landes en fonction de leur recouvrement arboré pour les communes de Thoard et du Castellard en 1991.

restructuration des territoires d'exploitation. En l'absence de successeurs, des chefs d'exploitations partant à la retraite ont loué ou vendu leur domaine à des exploitants qui trouvent là un moyen d'accroître leurs surfaces cultivées mais qui n'utilisent pas les parcours.

Dans tous les cas, soit ces parcours sont totalement abandonnés et colonisés par les bois, soit ils sont moins intensément utilisés que par le passé et le développement des arbustes n'est plus contenu ; le brûlage pastoral devient alors l'outil privilégié pour les réduire temporairement.

Ces brûlages sont pratiqués dans des conditions plus difficiles que par le passé du fait d'un environnement de plus en plus embroussaillé et boisé. La forme des bois s'étant fortement complexifiée sur l'ensemble du territoire, et surtout pour la commune de Thoard au cours des trente cinq dernières années, les contraintes de voisinage ont fortement augmenté. La probabilité de débordement des brûlages est également devenue plus forte, et l'essentiel des éleveurs qui mettent en oeuvre régulièrement cette pratique, sont ceux pour lesquels les landes représentent plus de la moitié de la surface de leur exploitation. Toutefois, la nature des faciès végétaux environnant les parcelles à traiter n'est pas le seul facteur limitant à leur mise en oeuvre, et leur statut foncier est également important. En effet, en application de l'article R 322-1 du Code Forestier, il est interdit à toutes personnes autres que les propriétaires d'allumer un feu à moins de 200 m des landes, des bois, des plantations, et des reboisements. Les éleveurs hésitent donc d'autant plus à brûler des parcelles « à risque » d'un point de vue de leur environnement végétal, que celles-ci sont situées en limite du territoire de l'exploitation.

Le processus de progression des landes et des bois, qui selon nous constitue un volet de recherche à part entière, n'a pas été analysé en tant que tel dans le cadre de ce travail, et nous nous sommes orientés davantage vers l'évaluation des conséquences de ce processus en termes de risques d'incendie.

Ainsi, un incendie qui se déclarerait de nos jours sur le territoire, rencontrerait plus de surface combustible qu'un incen-

die qui se serait déclaré en 1956 (cf §3-3). Soulignons toutefois, que localement, comme par exemple en limite des deux communes, le développement des bois de feuillus au détriment des landes, a réduit la combustibilité du milieu. Le développement des ligneux issu de succession de formations végétales ou de vieillissement des peuplements ne signifie pas en effet, un accroissement systématique de la combustibilité au cours du temps (Knight, 1987 ; Van Wagner, 1977). La progression des ligneux que nous avons mis en évidence dans le paragraphe 3-1 a également eu comme conséquence une homogénéisation du paysage ce qui augmente la probabilité de propagation du feu (Forman, 1987). De plus, du fait des modifications de proportions des différentes formations végétales et de leur réagencement spatial, qui a conduit notamment au regroupement d'unités d'un même type, les ruptures potentielles de la dynamique du feu sont moins importantes que par le passé. Or, excepté dans des conditions de propagation extrême (Turner and Romme, 1994), ces ruptures modulent la puissance d'un feu éventuel. Du point de vue strict de la structure du paysage, un incendie qui se déclarerait actuellement dans cette vallée serait donc de plus grande envergure et de plus grande intensité qu'un feu qui se serait déclaré en 1956.

L'utilisation de ces différents critères, rendue possible grâce à des outils d'analyse spatiale, pourrait être valorisée lors de réflexions sur la gestion des espaces ruraux et aider à la conception de projets d'aménagement, en permettant une caractérisation des territoires et de leur évolution. Cette valorisation serait encore meilleure si nous disposions conjointement de modèles spatiaux de dynamique paysagère qui permettraient des simulations d'évolution des paysages selon différents scénarios. Mais pour cela, la production de connaissances d'une part sur les relations entre la structure d'un paysage et les pratiques pastorales et de gestion des parcours, et d'autre part sur les interactions entre activités forestières et agricoles, qui marquent le plus fortement les paysages ruraux, est encore nécessaire.

## Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier du Conservatoire de la Forêt Méditerranéenne.

## Bibliographie

**Baudry J.**, 1985. Utilisation des concepts de Landscape Ecology pour l'analyse de l'espace rural. Utilisation du sol et bocages. Thèse de Doctorat. Université de Rennes1, 495 p.

**Buffière D., Faerber J., Le Caro P., Métaillé J.P.**, 1992. Des "écobuages" aux feux dirigés dans les Pyrénées centrales et occidentales. Evolution et rôle actuels de la pratique du débroussaillage par le feu. *Rev. Anal. Spat. Quant. Appl.*, 32:103-110.

**Combes F.**, 1989. Restauration des terrains en montagne. Du rêve à la réalité. *Rev. For. Fr.*, 41 (2):91-106.

**Combes F.**, 1990. Après le feu ... la boue. *Rev. For. Fr.*, n° spécial, 303-306.

**Coux N., Grudé A., Hubert B., Leclerc B., Léouffre M.C.**, 1993. *Analyse et diagnostic écologique et social de projets pilotes d'aménagement*. Rapport CEE DG VI - FII.2. 50 p. + annexes.

**Delabrazé P.**, 1985. *Bases biologiques et physiques de la prévention des incendies de forêt*. CNRS, 16 p.

**Delabrazé P.**, 1986. Sylviculture méditerranéenne. In : Lanier, L. *Précis de sylviculture*. Ed. ENGREF, pp. 362-376.

**Delabrazé P.**, 1990. Quelques concepts sylvicoles et principes d'aménagement de prévention et de prévision du risque-incendie. *Rev. For. Fr.*, 42 n° spécial, 182-183.

**Delcros Ph.**, 1993. *Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturale en zone de montagne*. Thèse de Doctorat. Université de Grenoble I, 263 pages.

**Forman R.T.T.**, 1987. The ethic of isolation, the spread of disturbance, and landscape ecology. In: Turner M. (Editor), *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer Verlag, New York, pp 213-229.

**Guyot G.**, 1990. Les feux des formations végétales. *Rev. For. Fr.*, 42 n° spécial, 93-105.

**Heinselman M.L.**, 1973. Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary research*, 3:329-382.

**Knight D.H.** 1987. Parasites, lightning, and the vegetation mosaic in wilderness landscapes. In M. Turner(Editor), *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New-York, pp. 59-83.

**Li H., Reynolds J.F.**, (in press). A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecol.*

**Loope L.L., Gruell G.E.**, 1973. The ecological role of fire in the Jackson Hole area, northwestern Wyoming. *Quaternary Research*, 3:425-443.

**McGarigal K., Marks B.J.**, 1994. *FRAGSTATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR 97331. 67 p.

**Métaillé J.P.**, 1981. *Le feu pastoral dans les Pyrénées centrales*. Doc CNRS, 301 p.

**Ministère de l'Agriculture**, 1991. *Forêt méditerranéenne et prévention des incendies en 1991*. 38 p.

**Morvan N., Burel F., Baudry J., Tréhen P., Bellido A., Delette Y.R., Cluzeau D.**, 1995. Landscape and fire in Brittany heathlands. *Landscape and Urban Plann.*, 31:81-88.

**O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., Deangelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H., Graham R.L.**, 1988. Indices of landscapes pattern. *Landscape Ecol.*, 1:153-162.

**Rigolot E.**, 1993. Le brûlage dirigé en région méditerranéenne française. In : Rencontres Forestiers-Chercheurs en Forêt Méditerranéenne. La Grande Motte (34), 6-7 octobre 1992. Ed. INRA, Paris (Les colloques n°63), pp 223-250.

**Romme W.H.**, 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecol. Monogr.*, 52:199-221.

**Romme W.H., Despain D.G.**, 1989. Historical perspective on the Yellowstone fires of 1988. *BioScience*, 39:365-699.

**Romme W.H., Knight D.H.**, 1981. Fire frequency and subalpine forest succession along a topographic gradient in Wyoming. *Ecology*, 62:319-326.

**Shannon C., Weaver W.**, 1949. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana.

**Trabaud L.**, 1974. Apport des études écologiques dans la lutte contre le feu. *Rev. For. Fr.*, n°spécial, 140-153.

**Turner M.G.**, 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecol.*, 4:21-30.

**Turner M.G., Romme W.H.**, 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecol.*, 9 (1):59-77.

**Van Wagner C.E.**, 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Can. J. Forest Res.*, 7:23-34.

