

ETAT DES CONNAISSANCES SUR L'IMPACT DES INCENDIES

MISE EN PLACE DE PROTOCOLES EXPERIMENTAUX
POUR LE SUIVI DES INCENDIES DE FORET
ET DE LA RECONSTITUTION DES ECOSYSTEMES FORESTIERS

ACTIVITE 1 : ETAT DE L'ART

Table des matières

1	Introduction bibliographique.....	1
1.1	Le feu (généralités, historique, lutte et prévention, ...).....	1
1.1.1	Articles et ouvrages généraux sur le feu et les incendies.....	1
1.1.2	Historique des feux, actions de l'homme.....	2
1.1.3	Rapports sur les incendies récents.....	3
1.1.4	Gestion, protection, risques : des aspects techniques aux considérations écologiques.....	3
1.1.5	Comportement du feu, combustibilité, inflammabilité.....	5
1.2	Impact des incendies.....	6
1.2.1	Géologie, pédologie, érosion, hydrologie.....	6
1.2.2	Impact sur la faune.....	7
1.2.3	Incendies et écologie du paysage.....	7
1.2.4	Successions secondaires, descriptif des communautés post-incendies.....	8
1.2.5	Banques et pluies de graines, dispersions, germinations.....	11
1.2.6	Approche de l'influence des incendies au niveau des populations.....	12
1.2.7	Aspects écophysologiques.....	14
1.2.8	Influence de l'intensité et du régime des feux sur la végétation.....	15
2	Etat des besoins des gestionnaires.....	16
2.1	Identification des différents types de gestionnaires d'espaces naturels forestiers.....	16
2.2	Classement des objectifs assignés à la forêt.....	16
2.3	Recensement à priori des besoins des gestionnaires.....	16
2.3.1	Information sur les incendies.....	16
2.3.2	Définition d'un vocabulaire descriptif des peuplements.....	17
2.3.3	Connaissance du risque.....	17
2.3.4	Elaboration d'une typologie simple des incendies.....	17
2.3.5	Connaissance des mécanismes de reconstitution des écosystèmes incendiés.....	17
2.3.6	Mise au point d'un guide méthodologique d'intervention après incendie.....	17
2.3.7	Connaissance des potentialités stationnelles du patrimoine géré.....	18
2.3.8	Besoins d'outil méthodologique d'expertise de survie des arbres.....	18
2.3.9	Connaissance de l'influence du type de sylviculture sur les incendies.....	18
3	Etat des méthodes de caractérisation des incendies.....	19
3.1	Les paramètres physiques du feu.....	19
3.1.1	Température.....	19
3.1.2	Puissance du front de feu.....	20
3.1.3	Intensité de réaction.....	20
3.1.4	Vitesse de propagation.....	21
3.1.5	Longueur de la flamme.....	21
3.1.6	Profondeur de la flamme.....	22
3.1.7	Conclusion.....	22
3.2	La sévérité.....	23
3.2.1	Définition.....	23
3.2.2	Méthode.....	23
3.2.3	Protocole proposé.....	24
3.3	Références bibliographiques.....	28

4	Etat des méthodes de suivi des impacts des incendies	30
4.1	La végétation	30
4.1.1	Introduction	30
4.1.2	Méthodes d'étude de la succession	30
4.1.3	Techniques d'observation	31
4.1.4	Précautions pratiques à prendre	32
4.2	Les nutriments et le sol	33
4.2.1	Estimation des pertes en nutriments au cours d'un incendie	33
4.2.2	Suivi de l'érosion après un incendie	33
4.2.3	Suivi des caractéristiques physico-chimiques du sol après un incendie	34
4.2.4	Suivi de l'activité biologique des sols après un incendie.....	35
4.3	Références bibliographiques.....	36
5	Etat des connaissances sur la cicatrisation puis la reconstitution des écosystèmes	38
5.1	La végétation	38
5.1.1	Introduction	38
5.1.2	Formations forestières	39
5.1.3	Cas des pinèdes de pin d'Alep	43
5.1.4	Formations buissonnantes	45
5.1.5	Conclusions	46
5.2	Les nutriments et le sol	47
5.2.1	Effets immédiats des feux	48
5.2.2	Apport de cendres au sol	48
5.2.3	Echauffement du sol au passage du feu	49
5.2.4	Modifications de la structure du sol	50
5.3	Répercussions des feux sur les sols	50
5.3.1	Erosion.....	50
5.3.2	Microclimat.....	52
5.3.3	Activité biologique	52
5.4	Cicatrisation et reconstitution du sol et de ses nutriments	53
5.5	Références bibliographiques.....	54

1 INTRODUCTION BIBLIOGRAPHIQUE

Tierry TATONI

Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie
Faculté des Sciences et des Techniques de Saint Jérôme
Université de Provence - 13397 Aix en Provence cedex 1

A travers l'abondante littérature sur les incendies, nous pouvons dégager quelques caractères généraux.

En premier lieu, il en ressort nettement que le feu constitue un facteur écologique majeur, agissant à plusieurs niveaux d'organisation des écosystèmes et de manière universelle, même s'il semble être une préoccupation encore plus importante dans les régions méditerranéennes (cf. § 1.1.1).

Parallèlement, de nombreux auteurs s'attachent à montrer les relations étroites entre l'homme et les incendies, même si des travaux relevant de la paléoécologie précisent que les feux ne sont pas des productions exclusivement humaines (cf. § 1.1.2).

Si les dernières mises au point sur les incendies sont plutôt encourageantes en faisant ressortir une baisse relative des surfaces parcourues par les incendies (cf. § 1.1.3), le feu reste néanmoins un pôle d'intérêt considérable au regard des moyens développés en terme d'études quant aux pratiques de gestion, de protection des massifs (cf. § 1.1.4.1) et d'évaluation des risques (cf. § 1.1.4.2).

L'évolution des connaissances et des techniques (cf. § 1.1.4.3 et § 1.1.5), jouant vraisemblablement un rôle dans l'amélioration des statistiques, se traduit peu à peu par des changements d'état d'esprit par rapport au feu, ce dernier devenant parfois même un moyen de lutte à travers les pratiques de feux contrôlés (cf. § 1.1.4.4).

En ce qui concerne l'impact écologique sensu-lato des incendies, tous les compartiments de l'écosystème ont déjà fait l'objet d'investigations, depuis le sol (cf. § 1.2.1) jusqu'à la faune (cf. § 1.2.2), mais la plupart des travaux mettent l'accent sur les aspects dynamiques de reconstitution des phytocénoses après incendie (cf. § 1.2.4).

Pour aborder les aspects fonctionnels, certaines études ont été menées aux niveaux des populations (cf. § 1.2.6) et de l'écophysiologie (cf. § 1.2.7).

Suivant le même esprit, tout un volet des recherches focalise sur les évaluations de la banque et de la pluie de graines (cf. § 1.2.5), mais sans jamais prendre vraiment en compte les caractéristiques spatiales.

D'une manière générale, à travers le survol de cette littérature scientifique concernant l'impact des incendies, il apparaît que les paramètres spatiaux n'ont pas souvent été pris en compte de manière formelle dans ce domaine (cf. § 1.2.3), et ce malgré des premiers résultats très prometteurs en ce qui concerne l'effet "taille".

1.1 LE FEU (GENERALITES, HISTORIQUE, LUTTE ET PREVENTION, ...)

1.1.1 Articles et ouvrages généraux sur le feu et les incendies

- Favre P. 1992. Feux et forêts. Forêt Méditerranéenne XIII : 31-40.
- Hetier J.P. 1993. Forêt méditerranéenne : vivre avec le feu ? Eléments pour une gestion patrimoniale des écosystèmes forestiers littoraux. Institut des Aménagements Régionaux et de l'Environnement.
- Le Houérou H.N. 1987. Vegetation wild fire in the Mediterranean basin : evolution and trends. *Ecologia Mediterranea* XIII : 13-24.
- Naveh Z. 1974. Effects of Fire in the Mediterranean Region in C.E. Ahigren, ed. *Fire and Ecosystems*.
- Price C., G. Tselioudis, and C.S. Zerefos. 1997. Forest and wild land fire implications in a global environmental change. Pages 285-291 in P. Balabanis, R. Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras. Halkidiki, Greece.

- Pyne S J, P L Andrews, and R D Laven. 1996. Introduction to Wild land Fire, New York.
- Rambal S. 1994. Fire and Water Yield : A Survey and Predictions for Global Change. Pages 96-116 in W C Oechel, ed. The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin.
- Rigolot E. 1997. Incendie et biodiversité en région méditerranéenne française. Forêt Méditerranéenne XVIII: 35-39.
- Trabaud L. 1977. Quelques résultats sur l'approche du problème des incendies de végétation dans la région méditerranéenne (exemple du Bas-Languedoc, France). La régénération de la Couverture végétale dans la région méditerranéenne.
- Trabaud L. 1991. Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques méditerranéens ? Science et Changements Planétaires. Sécheresse 3: 163-174.
- Trabaud, L. 1992. Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. Pirineos 140: 89-107.
- Trabaud L. 1993. From the soil to the atmosphere : an introduction to interactions between fire and vegetation. Pages 13-21 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities, Brussels.
- Trabaud L. 1997. Are wild land fires threatening the Mediterranean flora and vegetation? Pages 137-146 in J L Uso, H Power, ed. Advances in Ecological Sciences. 1 Ecosystems and Sustainable Development. Computational Mechanics Publications, Southampton.
- Viegas D X. 1997. General features of forest fires. Pages 5-13 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Weiss C, and P Frankenberg. 1996. La forêt tolérante au feu - une chance pour les paysages méditerranéens abandonnés. Pages 169-179 in D Anruf, ed. Forschungen des Geographischen Instituts der Universität Mannheim in französischsprachigen Ausland.
- Whelan R J. 1995. The Ecology of Fire, New York.
- Wright H A, and A W Bailey. 1982. Fire Ecology, New York.
- ### 1.1.2 Historique des feux, actions de l'homme
- Aschmann H. 1973. Man's impact on the Serverai Regions with Mediterranean Climates. Pages 363-371 in F. D. C. H. A. Mooney, ed. Mediterranean Type Ecosystems: origin and structure. Springer-Verlag, Berlin.
- Barbero M, G Bonin, R Loisel, and P Quézel. 1990. Changes and disturbance of forest ecosystems caused by human in the western part of the Mediterranean basin. Vegetatio 87: 151-173.
- Blondel J., and J Aronson. 1995. Biodiversity and Ecosystem Function in the Mediterranean Basin: Human and Non-Human Determinants. Pages 43-119 in D M Richardson, ed. Mediterranean-Type Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin.
- Carcaillet C, H N Barakat, C Panaiotis, and R Loisel. 1997. Fire and late-Holocene expansion of *Quercus ilex* and *Pinus pinaster* on Corsica. Journal of Vegetation Science 8: 85-94.
- Guillerm J L., and L Trabaud. 1980. Les interventions récentes de l'homme sur la végétation au nord de la Méditerranée et plus particulièrement dans le sud de la France. Colloque Fondation Emberger : Mise en Place, Evolution et Caractérisation de la Flore et Végétation Circum-méditerranéennes. Naturalia Monspeliaca hors-série.
- Komarek E V. 1983. Fire as an anthropogenic factor in vegetation ecology. Pages 77-82 in I W Hoizner, ed. Man's impact on vegetation. Geobotany.
- Larsen C P S., and G M MacDonald. 1998. An 840-year record of fire and vegetation in a boreal white spruce forest. Ecology 79: 106-118.
- Naveh Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. Vegetatio 29: 199-208.
- Pons A., and M Thionon. 1987. The role of fire from paleo-ecological data. Ecologia Mediterranea XIII: 3-11.
- Trabaud L. 1981. Man and fire : impact on Mediterranean vegetation. Pages 523-537 in G F Di Castri, R L Specht, ed. Mediterranean type Shrublands; Ecosystems of the World. Amsterdam.

- Trabaud, L., N L Christensen, and A M Gill. 1993. Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems. Pages 277-295 in P J Crutzen, ed. *Fire in the Environment : Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. John Wiley, Chichester.
- Vallauri D. 1997. Aperçu sur l'évolution écologique des forêts dans les pré Alpes du sud depuis la révolution. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 327-339.
- 1.1.3 Rapports sur les incendies récents**
- Barets. 1992. La forêt et les grands incendies de 1990. *Forêt Méditerranéenne XIII*: 24-30.
- Bidet J. 1997. Les conditions météorologiques lors de la campagne feux de forêts de l'été 1997, *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 345-347.
- Ningre J M. 1997. Les feux de forêts en France en 1997. Mis à part un grand feu, une année presque tranquille. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 346-347.
- ONF. 1997. le P.I.D.A.F. de l'Etoile : Peut-on éviter que la catastrophe du 25 juillet 1997 ne se reproduise ? Office National des Forêts, Aix-en-Provence.
- Velez R. 1997. Recent history of forest fires in Mediterranean area. Pages 15-26 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Velez R. 1997. Les feux de forêts en Espagne en 1997. Des résultats modérés pour la deuxième année consécutive. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 348.
- 1.1.4 Gestion, protection, risques : des aspects techniques aux considérations écologiques**
- 1.1.4.1 Etudes diverses**
- Binggeli F. 1997. Dix ans de brûlage dirigé dans les forêts du massif des Maures. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 311 - 317.
- Binggeli F. 1997. Elagage et éclaircie thermiques en DFCI. Mécanismes, indications, modes d'emploi, incidences. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 318-326.
- Castro Rego F. 1997. Fuel management and prescribed fire. Pages 133-142 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Chuvienco E. 1997. Remote sensing applications in forest fires. Pages 193-205 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- De Vries J S. 1997. Physical aspects of forest fire surveillance and detection. Pages 143-170 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Den Breejen E. 1997. Forest fires in the United States, and in the Netherlands. Pages 369-371 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Dickmann D I., and J L Rollinger. 1998. Fire for restoration of communities and ecosystems. *Bull. Ecological Society of America* 79: 157-160.
- Dimitrakopoulos A. 1997. Wild land fire hazard reduction through natural resources management. Pages 207-215 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Drouet J C. 1973. Les feux de forêt en région méditerranéenne. Théorie de la propagation et moyens de lutte efficaces. *Méditerranée* 12: 29-53.
- Eftichidis G. 1997. Forest fires information systems. Pages 171-191 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Esnault F. 1997. Qui connaît le règlement sur l'emploi du feu ? Enquête dans le département de la Drôme. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 340-344.
- Galtie J F, and L Trabaud. 1997. Les spatio-temporalités de l'événement Feu, références à l'émergence d'une prédiction dynamique du risque d'incendie en région méditerranéenne. *Journées du Programme Environnement. Vie et Sociétés "Les Temps de l'Environnement"*. Toulouse.
- Gouma V J. 1997. Forest fuel and fire hazard mapping. Pages 389-395 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.

- Godderidge R. 1976. Expériences sur les procédés d'extinction des feux de broussailles, garrigues, bois et forêts. *Revue Protection Civile et Sécurité Industrielle* 256: 8-28.
- Meunier E M. 1997. Information management and decision support application to forest fire prevention. Pages 397- 409 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Moreira da Silva J. 1997. Les feux contrôlés au Portugal. *Forêt Méditerranéenne XVIII*: 299-3 10.
- Naveh Z. 1994. The role of Fire and its Management in the Conservation of Mediterranean Ecosystems and Landscape. Pages 163-185 in W C Oechel, ed. *The role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin.
- Perez Ramos B, D Sanchez, and J M Moreno. 1997. Effects of past and current land-use on post-fire vegetation in Sierra de Grados, Spain. Pages 419-424 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Rigolot E. 1992. Diagnostic précoce de la survie du pin d'Alep et du Pin pignon après incendie. Pages 119-126 in U. d. N.-S. Antipolis, ed. *Le feu: Avant-après*. Laboratoire d'Analyse Spatiale de l'Université de Nice, Nice.
- Stocks B J., and W S W Trollope. 1993. Fire Management : Principles and Options in the Forested and Savanna Regions of the World. Pages 315-326 in J G Goldammer, ed. *Fire in the Environment*.
- Touffet J. 1987. Rôle et conséquences des incendies sur le fonctionnement et la gestion des landes. Pages 33-38 in AFIE/SRETOE, ed. *La gestion des systèmes écologiques*, 4ème colloque AFIE, Bordeaux.
- Trabaud L. 1978. Fuel mapping helps fire fighting in Southern France. *Fire Management Notes* 39: 14-17.
- Trabaud L. 1990. Feu et potentialités pastorales en garrigue de chênes kermès. *Fourrages* 122: 175-187.
- 1.1.4.2 Risques d'incendies**
- Galtie J F, and L Trabaud. 1992/93. Evaluation des risques d'incendies dans une zone sensible : les Aspres (Pyrénées-Orientales). *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest* 63: 33-5 1.
- Trabaud L. 1983. Risques d'incendie et accroissement de la végétation dans la région méditerranéenne française. *Revue Générale Sécurité* 25: 41-42, 44-46.
- Trabaud L. 1984. Relations entre les risques d'incendie et les facteurs climatiques et biologiques. *Revue Générale Sécurité* 32: 39-43.
- Velez R. 1997. Principles of fire prevention and risk reduction. Pages 107-118 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Wybo J L. 1997. Methods for risk assessment and decision aid. Pages 119-132 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- 1.1.4.3 Système d'informations géographiques**
- Camia A. 1997. Geographic Information Systems in forest fire protection activities. Pages 347-355 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Gaitie J F, J Hubschman, and L Trabaud. 1994. Using remote sensing and GIS for monitoring wild land fire hazards in an exposed area of the Mediterranean eastern Pyrénées. Pages 139-149 in M. K. P.J. Kennedy, ed. *International Workshop "Satellite Technology and GIS for Mediterranean Forest Mapping and Fire Management"*. European Commission, Brussels Luxemburg.
- Rey J S. 1997. Cartography of forest fire risk with geographical information systems and remote sensing. Pages 425- 430 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.

1.1.4.4 Feux contrôlés

- Castro Rego F, J Pereira, and L Trabaud. 1993. Modelling community dynamics of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to fire using Markov chains. *Ecological Modelling* 66: 251-160.
- Chaiigxiang L, P A Harcombe, and R G Knox. 1997. Effects of prescribed fire on the composition of woody plant communities in South Eastern Texas. *Journal of Vegetation Science* 8: 495-504.
- Fay F, G Long, M Thiault, and L Trabaud. 1979. Evolution de la masse végétale en milieu de garrigue soumise à diverses interventions humaines. Pages 115-131. *Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung fur Vegetationskunde*.
- Gillon D, M Bertrand, M Etienne, J P Lumaret, and J C Valette. 1987. Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in French Mediterranean forests. First results. *Ecologia Mediterranea* XIII 163-176.
- Luis-Calabuig E. 1987. Shrub responses to experimental fire. First phases of regeneration. *Ecologia Mediterranea* XIII: 155-162.
- Mazzoleni S, and A Esposito. 1993. Vegetative regrowth after fire and cutting of Mediterranean macchia species. Pages 87-99 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Poissonet P, F Romane, M Thiault, and L Trabaud. 1978. Evolution d'une garrigue de *Quercus coccifera* L. soumise à divers traitements. Quelques résultats des cinq premières années. *Vegetatio* 38: 135-142.
- Trabaud L. 1974. Experimental study of the effects of prescribed burning on a *Quercus coccifera* L. garrigue. *Proceeding Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference* 13: 97-129.
- Trabaud L. 1977. Comparison between the effect of prescribed fires and wildfires on the global quantitative development of the kermes scrub oak (*Quercus coocifera*) garrigues. Pages 272-282. *Symposium on Environmental Consequences of Fire & Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*.

Trabaud L. 1987. Natural and prescribed fire: survival strategies of plants and equilibrium in Mediterranean ecosystems. Pages 607-621 in J D Tenhunen, F M Catarino, O L Lange, and W C Oechel, eds. *Plant Response to Stress*.

Vega J A., S Bara, M Alonso, T Fonturbel, and P Garcia. 1987. Preliminary results of a study on short term effects of prescribed fire in pine stands in NW Spain. *Ecologia Mediterranea* Xal: 177-188.

1.1.5 Comportement du feu, combustibilité, inflammabilité

Trabaud L. 1970. Le comportement du feu dans les incendies de forêts. *Revue Technique du Feu* 103: 13-32.

Trabaud L. 1971. Les combustibles végétaux dans le département de l'Hérault. Evaluation de leur sensibilité au feu, des dangers d'incendie et des difficultés de la lutte anti-incendie. C.N.R.S.-C.E.P.E., Montpellier.

Trabaud L. 1974. La connaissance des combustibles végétaux base de l'évaluation des risques d'incendie. *Revue Forestière Française*, n° spécial : Incendies de forêts 1: 140-153.

Trabaud L. 1976. Inflammabilité et combustibilité des principales espèces des garrigues de la région méditerranéenne. *Oecologia Plantarum* 11: 117-136.

Trabaud L. 1977. Materiali combustibili e fitomasse epigee di alcuni popolamenti del mediterraneo francese. *Monti e Boschi* 28: 45-49.

Trabaud L. 1979. Etude du comportement du feu dans la garrigue de chêne kermès à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annales Sciences Forestières* 36: 13-38.

Trabaud L. 1985. Quantités d'énergie et puissance potentielle de feu de quelques communautés végétales du sud de la France. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 6: 387-394.

Valette J C. 1997. Flammabilities of Mediterranean species. Pages 51-64 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras. Halkidiki, Greece.

- Viegas D X. 1997. Forest fire origin, behaviour and evolution. Pages 29-49 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Viegas D X. 1997. Modelling surface fire behaviour. Pages 65-79 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Xanthopoulos, G. 1997. Modelling spot fire behaviour. Pages 81-87 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Xanthopoulos, G. 1997. Modelling crown fire behaviour. Pages 89-103 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- 1.2 IMPACT DES INCENDIES**
- 1.2.1 Géologie, pédologie, érosion, hydrologie**
- Battais J L., and M C Bosc. 1992. La production d'ignifraacts par l'incendie du 28 août 1989 sur les parois de la montagne Sainte-Victoire. Méditerranée 75: 53-58.
- Boelhouwers J C, P J De Graaf, and M A Samsodien. 1996. The influence of wildfire on soil properties and hydrological responses at Devits Peak, Cape Town, South Africa. Pages 1-10 in M E Meadows, ed. Soil erosion and land degradation in regions of Mediterranean Climate. Zeitschrift für Geomorphologie.
- Brewer J S. 1995. The relationship between soil fertility and fire-stimulated floral induction in two populations of grass-leaves golden aster, *Pityopsis graminifolia*. *Oikos* 74: 45-54.
- Carballas M T. 1997. Effects of fire on soil quality, Biochemical aspects. Pages 249-261 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Castro Rego F, H Botelho, and S Bunting. 1987. Prescribed fire effects on soils and vegetation in *Pinus pinaster* forests in northern Portugal. *Ecologia Mediterranea* XIII: 189-195.
- Christensen N L. 1994. The effects of fire on physical and chemical properties of soils in Mediterranean-climate shrublands. Pages 79-95 in W C Oechel, ed. The role of fire in Mediterranean-type Ecosystems. Springer Verlag, Berlin.
- Dinis Ferreira A J. 1997. Soil erosion in a burned plot : evaluation based on single events record. Pages 373-381 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Franco-Vizcaino E., and J Sosa-Ramirez. 1997. Soil properties and nutrient relations in burned and unburned Mediterranean-climate shrublands of Baja California, Mexico. *Acta Oecologica* 18: 503-517.
- Giovannini G. 1987. Effects of fire and associate heating wave on the physicochemical parameters related to the soil potentiel erodibility. *Ecologia Mediterranea* XIII: 111-117.
- Giovannini G. 1997. The effects of fire on soil quality - Physical and chemical aspects. Pages 217-248 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Trabaud L., J Grosman, and T Walter. 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forests. 1. Understorey and litter phytomass development after wildfire. *Forest Ecology Management* 12: 269-277.
- Trabaud L. 1986. Fire effects on soils of the Mediterranean Basin region. Pages 582-585 in P J Yoss, O B Williams, ed. Rangelands : A Ressource under Siege. Proceedings Second International Rangeland Congress. Australian Academy Science. Canberra.
- Trabaud L. 1990. Influence du feu sur les propriétés chimiques des couches superficielles d'un sol de garrigue. *Revue Ecologie et Biologie du Sol* 27 : 383-394.
- Trabaud L. 1990. Is fire an agent of desertification ? Pages 104-129 in J L Rubic, ed. Strategies to Combat Desertification in Mediterranean Europe. Agriculture Report EUR-1 1 175. Commission European Communities. Luxembourg.
- Vega J A, and F Diaz-Fierros. 1987. Wild fire effects on soil erosion. *Ecologia Mediterranea* XIII: 119-125

1.2.2 Impact sur la faune

Altenburg R G M., and J C M den Nijs. 1993. Post-fire succession in *Quercus suber* forests near Argelès. France: an initial study of changes in vegetation and species competition. Pages 221-234 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities, Brussels.

Athias-Binche F, J Briard, R Fons, and F Sommer. 1987. Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Ecologia Mediterranea* XIII: 135-154.

Pons P, and R Prodon. 1996. Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after wild fire. *Acta Oecologica* 17: 29-41.

Prodon R. 1987. Fire, bird conservation and land management in the North-Mediterranean area. *Ecologia Mediterranea* XIV: 127-133.

Prodon R. 1988. Dynamique des systèmes avifaune - végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses. *Thèse de doctorat d'Etat*. Université P. et M. Curie. Paris

Quinn R D. 1994. Animals, Fire, and Vertebrate Herbivory in Californian Chaparral and other Mediterranean-Type Ecosystems. Pages 96-116 in W C Oechel, ed. The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. Springer-Verlag, Berlin.

1.2.3 Incendies et écologie du paysage

Andren H. 1996. Population responses to habitat fragmentation : statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76: 235-242.

Bender D J, T A Contreras, and L Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline -. a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.

Carreira J A., F Sanchez-Vazquez, and F X Nieil. 1992. Short-term and small-scale patterns of post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain. *Acta Occologica* 13: 241-253.

Dooley J L, and J Bowers. 1998. Demographic responses to habitat fragmentation : experimental tests at the landscape and patch scale. *Ecology* 79: 969-980.

Green D G. 1989. Simulated effects of fire, dispersal and spatial pattern on competition within forest mosaics. *Vegetatio* 82.

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

Naveh Z. 1989. Fire in the Mediterranean, a landscape ecological perspective. Pages 163-185 in M J Jenkins, ed. Fire in ecosystems dynamics. Springer-Verlag, Berlin.

Rescia A J., M F Schmitz, P Martin de Agar, C L de Pablo, and F D Pineda. 1997. A fragmented landscape in Northern Spain analysed at different spatial scales : Implications for management. *Journal of Vegetation Science* 8: 343-352.

Trabaud L., and J F Galtie. 1996. Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the Massif des Aspres (southern France). *Landscape Ecology* II: 215-224.

Turner M G. 1987. Landscape Heterogeneity and Disturbance. Springer-Verlag, New York.

Turner M G., W W Hargrove, R H Gardner, and W H Romme. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5: 731-742.

Turner M G., and W H Romme. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* 9: 59-77.

Turner M G, W H Romme, R H Gardner, and W W Hargrove, 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone national park. *Ecological Monographs* 67: 411-433.

With K A, R H Gardner and M G Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.

1.2.4 Successions secondaires, descriptif des communautés post-incendies

1.2.4.1 Généralités

Aronne G. 1997. Fire and Mediterranean macchia species. Studies in the Campania region, southern Italy. Pages 329- 333 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.

Bock J H. 1992. Vegetation responses to wildfire in native versus exotic Arizona grassland. Journal of Vegetation Science 3: 439-446.

Calvo L., R Tarrega, and E Luis. 1997. Effects of fire on *Quercus pyrenaica* communities in Leon Province (NW Spain). Pages 335-346 in P Balabanis, R Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.

Paré D, Y Bergeron, and C Camiré. 1993. Changes in the forest floor of Canadian southern boreal forest after fire disturbance. Journal of Vegetation Science 4: 811-818.

Trabaud L. 1989. Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. Pages 21-32 in J. G. Goldammer and M J Jenkins, eds. Fire in ecosystems dynamics.

1.2.4.2 Structure et composition des écosystèmes post-incendies

Barbero M, G Bonin, R Loisel, F Miglioretti, and P Quézel. 1987. Impact of forest fires on structure and architecture of Mediterranean ecosystems. Ecologia Mediterranea XIII: 39-50.

Bergeron Y, and P R Dansereau. 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. Journal of Vegetation Science 4: 827-832.

Calvo L, R Tarrega, and E Luis. 1993. Use of multivariate analysis to detect post-fire main changes in plant composition in forest of *Quercus pyrenaica* in Leon Province (NW Spain). Pages 55-68 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities, Brussels.

Casal M. 1987. Post-fire dynamics of shrub land dominated by papilionaceae plants. Ecologia Mediterranea XM: 87- 98.

Clément B, and J Touffet. 1981. Vegetation dynamics in Brittany heathlands after fire. Vegetatio 46: 157-166.

Clément B, and J Touffet. 1990. Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after severe fire. Journal of Vegetation Science 1: 195-202.

De Grandpré L, D Gagnon, and Y Bergeron. 1993. Changes in the understorey of Canadian southern boreal forest after fire. Journal of Vegetation Science 4: 803-810.

De Lillis M, and A Testi. 1989. Post-fire dynamics in a disturbed Mediterranean community in central Italy. Pages 53-62 in J G Goldammer, ed. Fire in ecosystem dynamics.

Delarze R, D Caldelari, and P Hainard. 1992. Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland. Journal of Vegetation Science 3: 55-60.

Espirito-Santo M D, F Reao, and J C Costa. 1993. Vegetation dynamics in the Serra dos Candeeiros (Central Portugal). Pages 29-46 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities. Brussels.

Faraco A M, F Fernandez, and J M Moreno. 1993. Post-fire vegetation dynamics of pine woodlands and shrublands in the Sierra de Gredos. Pages 101-112 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities. Brussels.

Ferran A, and V R Vallejo. 1992. Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. Pages 97-105 in J Terradas, ed. *Quercus ilex* L. ecosystems : functions, dynamics and management. Advances in vegetation science.

Forgeard F. 1979. Les premières phases de recolonisation végétale après incendie dans les pelouses et les landes de la région de Paimpont (Ile-et-Vilaine). Bull. Soc. bot. Fr., lettres bot. 4: 473-485.

Forgeard F, and J Touffet. 1980. La recolonisation des landes et des pelouses dans la région de Paimpont. Evolution de la végétation au cours des trois années suivant l'incendie. Bull. Ecol. II: 349-358.

Forgeard F, and B Tallur. 1986. La recolonisation végétale dans une lande incendiée: Etude de l'évolution de la structure de la végétation. Acta Occologica. Oecol. Plant. 7: 15-30.

- Forgeard F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica* 11: 191-213.
- Gill A M, and R H Groves. 1981. Fire regimes in heathlands and their plant-ecological effects. Pages 61-84 in L Sprecht, ed. *Heathlands and related shrublands*.
- Gloaguen J C, and N Gautier. 1981. Pattern development of the vegetation during colonisation of a burnt heathland in Brittany (France). *Vegetatio* 46: 167-176.
- Gloaguen J C. 1990. Post-burn succession on Brittany heathlands. *Journal of Vegetation Science* 1: 147-152.
- Gloaguen J C. 1993. Spatio-temporal patterns in post-burn succession on Brittany heathlands. *Journal of Vegetation Science* 4: 561-566.
- Guo Q, and P W Rundel. 1998. Self-thinning in early post-fire chaparral succession: mechanisms, implications, and a combined approach. *Ecology* 79: 579-586.
- Hanes T. 1970. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.
- Johnson E A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*, Cambridge.
- Lucchesi S, and G Giovannini. 1993. Plant community dynamics following fire: a case study in Tuscany. Pages 47-54 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Luis-Calabuig E, and R Tarrega. 1993. Studies on post-fire regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystems in Leon Province (NW Spain). Pages 69-85 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels..
- Malanson G P, and L Trabaud. 1987. Post-fire development of canopy structure in a Mediterranean shrub, *Quercus coccifera*. *Physical Geography* 8: 266-274.
- Manders P T. 1990. Fire and other variables as determinants of forest / fynbos boundaries in the Cape Province. *Journal of Vegetation Science* 1: 483-490.
- Mazzoleni S, and P Pizzolongo. 1989. Post-fire regeneration patterns of Mediterranean shrubs in the Campania region, Southern Italy. Pages 43-51 in J Jenkins, ed. *Fire in ecosystem dynamics*.
- Moreno J M. 1997. Factors and mechanisms controlling post-fire vegetation regeneration in Mediterranean-type ecosystems. Pages 263-283 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Ne'eman G, H Lahav, and I Izhaki. 1993. The resilience of vegetation to fire in an East-Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel: the effects of post-fire management. Pages 127-140 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Ostertag R, and E S Menges. 1994. Patterns of reproductive effort with time since last fire in Florida scrub plants. *Journal of Vegetation Science* 5: 303-310.
- Papavassiliou S, and M Arianoutsou. 1993. Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. Pages 119-125 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Papavassiliou S, and M Arianoutsou. 1997. Natural post-fire regeneration of leguminosae in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece : early results. Pages 411-417 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Sala A, S Sabaté, and C A Garcia. 1987. Structure and organisation of a *Quercus coccifera* garrigue after fire. *Ecologia Mediterranea* XIII 99-110.
- Souto-Cruz C, and A A Monteiro Alves. 1987. Ecological fire influences on *Quercus suber* forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* XIII: 69-78.
- Tarrega R, and E Luis-Calabuig. 1987. Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus coccifera* ecosystems. *Ecologia Mediterranea* XIII 79-86.
- Tarrega R. 1993. Studies on post-fire regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystems in Leon Province (NW Spain). Pages 69-85 in R. P. L. Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.

- Thanos C A, E N Daskalaku, and S Nikkolaidou. 1996. Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Parnès, Greece. *Journal of Vegetation Science* 7: 273-280.
- Trabaud L. 1970. Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc (premiers résultats). *Naturalia monspeliaca* 21: 231-242.
- Trabaud L. 1971. Some measurements and observations on the phytodynamics of burnt areas in Bas-Languedoc (Southern France). *Fire Research Abstracts Reviews* 13: 306-316.
- Trabaud L. 1980. Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution des zones de garrigues du Bas-Languedoc. Pages 288. Université des sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Trabaud L. 1983. Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Annales des Sciences Forestières* 40: 177-195.
- Trabaud L. 1984. Fire adaptation stratégies of plants in the French Mediterranean area. Pages 63-69 in N S Margaris, W C Oechel, ed. *Being Alive on Land*. W Junk Publisber, The Hague.
- Trabaud L. 1986. Aspects floristiques de la recolonisation des garrigues de *Quercus coccifera* et des forêts de *Pinus halepensis* après incendie en Bas-Languedoc (Sud de la France). Pages 13-16. *Bases Ecologiques per la Gestio Ambiental*. Diputacio de Barcelona.
- Trabaud L. 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean basin. *Ecologia Mediterranea* XIII: 25-37.
- Trabaud L, and C Pacio. 1987. Regeneracio de les garrigues de Montpellier i Garraf. Pages 10 1 - 1 12. *Ecosistemes Terrestres. La Resposta ais Incendis i affres Pertorbaciones*. Quaderns Ecologia Aplicada, 10. Diputacio de Barcelona.
- Trabaud L. 1992. Community dynamics after fire disturbance : short-term change and long-term stability. *Ekistics* 59: 287-292.
- Trabaud L. 1993. Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées orientales françaises). *Vie et Milieu* 43: 43-51.
- Trabaud L. 1994. Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean basin. Pages 1-15 in J M Moreno, ed. *The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New-York.
- 1.2.4.3 Diversité et richesse spécifique post-incendies**
- De Grandpré L, and Y Bergeron. 1997. Diversity and stability of understorey communities following disturbance in the southern boreal forest. *Journal of Ecology* 85: 777-784.
- Noy-Meir I. 1995. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 6: 701-710.
- O'Leary J F. 1990. Post-fire diversity patterns in two sub-associations of Californian coastal sage scrub. *Journal of Vegetation Science* 1: 173-180.
- Sabaté S, and C A Gracia. 1993. An analytic model of species richness in a *Quercus coccifera* garrigue alter fire. Pages 23-27 in R. Prodon, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. E. Guyot SA, Brussels.
- Shafy M I, and G A Yarranton. 1973. Diversity, Floristic richness, and species evenness during a secondary (post- fire) succession. *Ecology* 54: 892-902.
- Trabaud L, and J Lepart. 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57
- Trabaud L. 1990. Fire as an agent of plant invasion ? A case study in the French Mediterranean vegetation. Pages 417-437 in F Di Castri, M Debussche, ed. *Biological Invasions in Europe and Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publisber, Dordrecht.
- Trabaud L. 1991. Is fire an agent favouring plant invasions ? Pages 179-190 in R Groves, ed. *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 1.2.4.4 Végétation cryptogamique post-incendies**
- Clément B, F Forgeard, and J Touffet. 1980. Importance de la végétation muscinale dans les premiers stades de recolonisation des landes après incendies. *Bull. Ecol. II*: 359-364.

- Giannakis N, and M Arianoutsou. 1997. Effects of fire on mycorrhizal fungi in Mediterranean type ecosystems. Pages 383-388 in G. E. P. Balabanis, R. Fantechi, ed. Forest fire risk and management. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- de la Heras J, J Guerra, and J M Herranz. 1995. Bryophyte succession after fire in Mediterranean ecosystems. Differences between N and S exposures, 3-5 years after fire (SE Spain). *Acta Oecologica* 16: 159-169.
- 1.2.5 Banques et pluies de graines, dispersions, germinations**
- Bacilieri B, M A Bouchet, D Bran, M Grandjanny, M Maistre, P Perret, and F Romane. 1994. Natural germination as resilience component in Mediterranean coppice stands of *Castanea sativa* Mill. and *Quercus ilex* L. *Acta Oecologica* 15: 417-429.
- Cancio E, O Reyes, F Gonzalvez-Rabanal, and M Casal. 1993. The influence of fire on a seed bank in a Galician shrubland. Pages 161-172 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities, Brussels.
- Cowling R M, D Kirkwood, J J Midgley, and S M Pierce. 1997. Invasion and persistence of bird-dispersed, subtropical thicket and forest species in fire-prone coastal fynbos. *Journal of Vegetation Science* 8: 475-488.
- Drake D R. 1998. Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 103-112.
- Dutoit T, and D Alard. 1995. Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* 4: 939-950.
- Espelta J M, M Riba, and J Retana. 1995. Patterns of seedling recruitment in West-Mediterranean influenced by canopy development. *Journal of Vegetation Science* 6: 465-472.
- Jiménez H E, and J J Armesto. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 3: 579-586.
- Keeley J E. 1995. Seed-germination patterns in fire-prone Mediterranean climate Regions. Pages 239-273 in K Arroyo, P H Zelder, and M D Fox, eds. Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia.
- Keeley J E, and C J Fotheringham. 1998. Mechanism of smoke-induced seed germination in a post-fire chaparral annual. *Journal of Ecology* 86: 27-36.
- Levassor C. M Ortega, and B Peco. 1990. Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subjected to mechanical disturbance. *Journal of Vegetation Science* 1: 339-344.
- Manders P T. 1990. Soil seed banks and post-fire seed deposition across a forest-fynbos ecotone in the Cape-Province. *Journal of Vegetation Science* 1: 491-498.
- Milberg P. 1995. Soil seed bank after eighteen years from grassland to forest. *Oikos* 71: 3-13.
- Morgan J W. 1998. Composition and seasonal flux of the soil seed bank of species-rich *Themeda triandra* (grasslands in relation to burning history. *Journal of Vegetation Science* 9: 145-156.
- Pierce S M, and R M Cowling. 1991. Disturbance regimes as determinants of seed banks in coastal dune vegetation of the southeastern Cape. *Journal of Vegetation Science* 2: 403-412.
- Purdie R W. 1977. Early stages of regeneration after burning in dry sclerophyll vegetation. II Regeneration by seed germination. *Aust. J. Bot.* 25: 354-6.
- Saracino A, and V Leone. 1993. Ecological features and dynamics of seed dispersal after fire in a *Pinus halepensis* Mill. forest. Pages 151-159 in L Trabaud, ed. Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of European Communities, Brussels.
- Saracino A, R Pacella, V Leone, and M Borghetti. 1997. Seed dispersal and changing seed characteristics in a *Pinus halepensis* Mill. forest after fire. *Plant Ecology* 130: 13-19.
- Skoglund J. 1992. The role of seed bank in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3: 357-360.

- Trabaud L. 1980. Influence du feu sur les semences enfouies dans les couches superficielles du sol d'une garrigue de chênes kermès. *Naturalia Monspeliaca* 39: 1-12.
- Trabaud L. 1994. Diversité de la banque de semences du sol d'une forêt méditerranéenne de *Quercus ilex*. *Biological Conservation* 69: 107-114.
- Trabaud L, J J Martinez-Sanchez, P Ferrandis, A I Gonzalez-Ochoa, and J M Herranz. 1997. Végétation épigée et banque de semences du sol: leur contribution à la stabilité cyclique des pinèdes mixtes de *Pinus halepensis* et *Pinus pinaster*. *Canadian Journal Botany* 75: 1012-1021.
- Valbuena L, and L Trabaud. 1993/94. Estudio del banco de semillas de una repoblacion de *Pinus radiata* incendiata. *Studia Oecologica* 10/1 1.
- Valbuena L, and L Trabaud. 1995. Comparison between the soil seed banks of a burnt and an unburnt *Quercus pyrenaica* Willd. forest. *Vegetatio* 119: 81-90.
- 1.2.6 Approche de l'influence des incendies au niveau des populations**
- 1.2.6.1 Régénération de diverses espèces**
- Belhassen E, D Pomente, L Trabaud, and P H Gouyon. 1987. Recolonisation après incendie chez *Thymus vulgaris* (L.) : résistance des graines aux températures élevées. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 8: 135-141.
- Bock C E, J H Bock, M C Grant, and T R Seastedt. 1995. Effects of fire on abundance of *Eragrostis intermedia* in a semi-arid grassland in southeastern Arizona. *Journal of Vegetation Science* 6: 325-328.
- Canadell J, F Lioret, and L Lopez-Soria. 1991. Resprouting vigour of two Mediterranean shrub species after experimental fire treatments. *Vegetatio* 95: 119-126.
- Eron Z. 1987. Ecological factors restricting the regeneration of *Pinus brutia* in Turkey. *Ecologia Mediterranea* XIII: 57-67.
- Fernandez-Santos B, and J M Gomez-Gutiérrez. 1994. Changes in *Cytisus balansae* populations after fire. *Journal of Vegetation Science* 5: 463-472.
- Fleck I, C Diaz, M Pascual, and F J Iniguez. 1995. Ecophysiological differences between first-year resprouts after wildfire and unburned vegetation of *Arbustus unedo* and *Coriaria rnyrtifolia*. *Acta Oecologica* 16: 55-69.
- Forgeard F, et J Touffet. 1978. Etude des premiers stades de développement de l'Ajonc d'Europe (*Ulex europaeus*) lors de la recolonisation d'une lande incendiée. *Botanica rhedonica série A*: 3-16.
- Gonzalez-Rabanal F, and M Casal. 1993. Effect of thermal shock on germination of *Ulex europaeus* in wildfire- affected and unburnt soils. Pages 101-208 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Gonzalez-Rabanal F, M Casal, and L Trabaud. 1994. Effects of high temperatures, ash and seed position in the inflorescence on the germination of three Spanish grasses. *Journal Vegetation Science* 5: 289-294.
- Gratani L, and M Amadori. 1991. Post-fire resprouting of shrubby species in Mediterranean maquis. *Vegetatio* 96: 137-143.
- Izhaki I, H Lahav, and G Ne'eman. 1992. Spatial distribution patterns of *Rhus coriaria* seedlings after fire in a Mediterranean pine forest. *Acta Oecologica* 13: 279-289.
- Johnson E A, and S L Gutsell. 1993. Heat budget and fire behaviour associated with the opening of serotinous cones in two *Pinus* species. *Journal of Vegetation Science* 4: 745-750.
- Kuhry P. 1994. The role of fire in the development of *Sphagnum* dominated peatlands in western boreal Canada. *Journal of Ecology* 82: 899-910.
- Legrand C. 1990. Strategies of three obligate-seeder shrubs, *Cistus albidus*, *Ulex parviflorus*, *Rosmarinus officinalis*, after wildfire. *Int. Conf. Forest Fire Research*.
- Legrand C. 1993. Regeneration of two *Cistus* species after prescribed burning. Pages 183-192 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Lioret F, and L Lopez-Soria. 1993. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science* 4: 367-374.

- Mallik A U, and B A Roberts. 1994. Natural regeneration of *Pinus resinosa* on burned and unburned sites in Newfoundland. *Journal of Vegetation Science* 5: 179-186.
- Marcos E, R Tarrega, E Luis-Calabuig, and J G B Oostermeijer. 1993. Growth of *Quercus pyrenaica* shoots in burnt areas. Possibilities of improvement. Pages 209-220 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Martinez-Sanchez J J, J De Las Heras, and J M Herranz. 1993. Vegetation structure six years after fire (Albacete, S.E. Spain). The role of *Pinus pinaster* Aiton and *Pinus nigra* Arn. subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco during recolonisation. Pages 113-117 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Pausas J G. 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science* 8: 703-706.
- Quintana-Ascencio P F, R W Dolan, and E S Menges. 1998. *Hypericum cumulicola* demography in unoccupied and occupied Florida scrub patches with different times since fire. *Journal of Ecology* 86: 640-651.
- Santesteban E, C Garcia Pie, and M Morey. 1993. Dynamics of *Cistus monspeliensis* seedlings after fire. Pages 193-200 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Silva J F, J Raventos, and H Caswell. 1990. Fire and fire exclusion on the growth and survival of two savanna grasses. *Acta Oecologica* 11: 783-800.
- Tarrega R, L Calvo, and L Trabaud. 1992. Effects of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio* 102: 139-147.
- Trabaud L, et J Oustric. 1989. Influence du feu sur la germination de quatre espèces ligneuses méditerranéennes à reproduction sexuée obligatoire. *Seed Science Technology* 17: 589-599.
- Trabaud L, and J Oustric. 1989. Heat requirement for seed germination of three *Cistus* species in the earrigues of southern France. *Flora* 183: 321-325.
- Trabaud L, and M Casal. 1989. Réponses des semences de *Rosmarinus officinalis* à différents traitements stimulant une action du feu. *Acta Oecologica, Oecologia Applicata* 10: 355-363.
- Trabaud L, and C Campant. 1991. Difficulté de recolonisation naturelle du Pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco après incendie. *Biological Conservation* 58: 329-343.
- Trabaud L. 1995. Modalités de germination des cistes et des pins méditerranéens et colonisation des sites perturbés. *Revue Ecologie, Terre et Vie* 50: 3-14.
- Trabaud L. 1996. Réponses du chêne vert et du chêne blanc à l'action du feu. *Forêt Méditerranéenne* 17: 243-252.
- Troumbis A, and L Trabaud. 1986. Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 7: 235-250.

1.2.6.2 Impact du feu sur le pin d'Alep

- Abbas H, M Barbero, and R Loisel. 1984. Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire (de 1973 à 1979). *Ecologia mediterranea* X: 85-104.
- Alexandrian D, and E Rigolot. 1992. Sensibilité du pin d'Alep à l'incendie. *Forêt Méditerranéenne* XIII: 185-198.
- Barbero M, G Bonin, R Loisel, F Miglioretti, and P Quézel. 1987. Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fire. *Ecologia Mediterranea* XIII: 51-56.
- Daskalaku E N, and C A Thanos. 1997. Post-fire establishment and survival of Aleppo Pine seedlings. Pages 357-368 in P Balabanis, R Fantechi, ed. *Forest fire risk and management*. European Commission, Porto Carras, Halkidiki, Greece.
- Herranz Sanz J M, J J Martinez-Sanchez, A Marin, and P Ferrandis. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete Province (SE Spain).
- Keith D A, and R A Bradstock. 1994. Fire and competition in Australian heath : a conceptual model and field investigations. *Journal of Vegetation Science* 5: 347-354.

- Martinez-Sanchez J J, J M Herranz, J Guerra, and L Trabaud. 1996. Natural recolonization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of the Sierra de Alcaraz-Segura mountain system (SE Spain). *Ecologia Mediterranea* 22: 17-24.
- Papio C, and L Trabaud. 1990. Structural characteristics of fuel components of five Mediterranean shrubs. *Forests Ecology Management* 35: 249-259.
- Papio C, and L Trabaud. 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of Mediterranean shrublands. *Forest Science* 37: 146-159.
- Rigolot E. 1992. Diagnostic précoce de la survie du pin d'Alep et du Pin pignon après incendie. Pages 119-126 in U. d. N.-S. Antipolis, ed. *Le feu: Avant-après*. Laboratoire d'Analyse Spatiale de l'Université de Nice, Nice.
- Saracino A, and V Leone. 1993. Natural regeneration 2 and 4 years after fire of *Pinus halepensis* Miller in dunal environment. Pages 141-150 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- Trabaud L, and B De Chaterac. 1985. The influence of fire on the phenological behaviour of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc (Southern France). *Vegetatio* 60: 119-130.
- Trabaud L, C Michels, and J Grosman. 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forests. 2. Pine reconstitution after wildfire. *Forest Ecology Management* 12: 167-179.
- Troumbis A Y. 1993. The fire-cycle hypothesis in Mediterranean-type shrublands: the importance of single species demography. Pages 173-181 in L Trabaud, ed. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels.
- 1.2.7 Aspects écophysiologicals**
- Benning T L, and T R Seastedt. 1997. Effects of fire, mowing and nitrogen addition on root characteristics in tall-grass prairie. *Journal of Vegetation Science* 8: 541-546.
- Hester A J, and R J Hobbs. 1992. Influence of fire and soil nutrients on native and non-native annuals at remnant vegetation edges in the Western Australian wheatbelt. *Journal of Vegetation Science* 3: 101-108.
- Hanley M E, and M Fenner. 1998. Pre-germination temperature and the survivorship and onward growth of Mediterranean fire-following plant species. *Acta Oecologica* 19: 181-187.
- Kummerow J, M Kummerow, and L Trabaud. 1990. Root biomass, root distribution and the fire-root growth dynamics of *Quercus coccifera* L. in the garrigue of southern France. *Vegetatio* 87: 37-44.
- Milchunas D G, W K Lauenroth, P L Chapman, and M K Kazempour. 1990. Community attributes along a perturbation gradient in a shortgrass steppe. *Journal of Vegetation Science* 1: 375-384.
- Muoghalu J I, S O Akanni, and O O Eretan. 1993. Litter fall and nutrient dynamics in a Nigerian rain forests seven years after a ground fire. *Journal of Vegetation Science* 4: 323-328.
- Oechel W C, and C D Reid. 1984. Photosynthesis and biomass of chaparral shrubs along a fire-induced age gradients in southern California. *Bull. Soc. bot. Fr.* 131: 399-409.
- Rambal S. 1988. A simulation model for predicting water balance and canopy water potential of *Quercus coccifera* garrigue after fire. *Ecologia Mediterranea* 14: 95-99.
- Roberts B A, and A U Mallik. 1994. Responses of *Pinus resinosa* in Newfoundland to wildfire. *Journal of Vegetation Science* 5: 187-196.
- Specht R L. 1981. Primary production in the Mediterranean Climate ecosystems regenerating after fire. Pages 257- 267 in F Di Castri, ed. *Mediterranean Type shrublands*.
- Trabaud L, and M Grandjanny. 1991. Influence d'un brûlage contrôlé sur l'accroissement de *Quercus ilex* L. *Orsis* 6: 191-198.
- Trabaud L, and M Methy. 1992. Effets de températures sub-létales sur l'appareil photosynthétique du chêne vert (*Quercus ilex* L.). *Annales Sciences Forestières* 49: 637-649.
- Trabaud L, and M Methy. 1994. Tolérance aux stress thermiques des feuilles et aire de répartition de *Quercus ilex*. *Ecologia Mediterranea* 20: 77-85.
- Trabaud L. 1994. The effects of fire on nutrient losses and cycling in a *Quercus coccifera* garrigue (Southern France). *Oecologia* 99: 379-386.

1.2.8 Influence de l'intensité et du régime des feux sur la végétation

- Bradstock R A., M Bedward, M Scott, and D A Keith. 1996. Simulation of the effect of spatial and temporal variation in fire regimes on the population viability of *Banksia* species. *Conservation Biology* 10: 776-784.
- Christensen N L. 1993. Fire Regimes and Ecosystem Dynamics. Pages 233-244 in J G Goldammer, ed. *Fire in the Environment*.
- Rice S K. 1993. Vegetation establishment in post-fire *Adenostoma* chaparral in relation to fine-scale pattern in fire intensity and soil nutrients. *Journal of Vegetation Science* 4: 115-124.
- Rozé F. 1993. Plant recolonisation after fire in Brittany littoral heathlands. *Acta Oecologica* 14: 529-538.
- Trabaud L, and J Lepar. 1981. Floristic changes in a *Quercus coccifera* L. garrigue according to different fire regimes. *Vegetatio* 46: 105-116.
- Trabaud L, and J Lepar. 1981. Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46: 105-116.
- Trabaud L. 1983. The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. Pages 233-143 in F J Kruger, J U M Jarvis. ed. *Mediterranean-type Ecosystems. Role of Nutrients*. Springer Verlag, Berlin.
- Trabaud L. 1984. Changements structuraux apparaissant dans une garrigue de chêne kermès soumise à différents régimes de feux contrôlés. *Acta Oecologica, Oecologia Applicata* 5: 127-143.
- Trabaud L. 1991. Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal Vegetation Science* 2: 307-314.
- Trabaud L. 1992. Influence du régime des feux sur les modifications à court terme et la stabilité à long terme de la flore d'une garrigue de *Quercus coccifera*. *Revue Ecologie, Terre et Vie* 47: 209-230.

2 ETAT DES BESOINS DES GESTIONNAIRES

Philippe BOURDENET
Section Technique Interrégionale
Office National des Forêts
1175 chemin du Lavarin – 84000 Avignon

2.1 IDENTIFICATION DES DIFFERENTS TYPES DE GESTIONNAIRES D'ESPACES NATURELS FORESTIERS

Les massifs forestiers situés en zone méditerranéenne au sens strict c'est à dire potentiellement concernés par les incendies de forêt appartiennent pour partie à des propriétaires privés et pour partie à des collectivités (Etat, Région, Département, Conservatoire du Littoral).

Les gestionnaires qui interviennent de façon plus ou moins directe sont donc très variés :

- * propriétaires privés, éventuellement regroupés en associations syndicales libres ou autorisées, groupements forestiers,
- * collectivités locales: Régions, départements, communes, SIVOMS, dotées de services spécialisés,
- * l'Office National des Forêts,
- * les parcs nationaux ou régionaux, localement cogestionnaires avec l'O.N.F.,
- * les réserves naturelles,
- * le conservatoire du Littoral.

De plus les D.D.A.F. interviennent au niveau des massifs forestiers (regroupant plusieurs propriétaires) pour l'établissement de PIDAF (Plans Inter-communaux de Débroussaillage et d'Aménagement Forestier).

De plus, la loi prescrit l'étude de Plans de Prévention des Risques dans les communes soumises au risque d'incendie de forêt.

2.2 CLASSEMENT DES OBJECTIFS ASSIGNES A LA FORET

En fonction de la nature de la propriété (privée ou publique), les rôles assignés à chaque forêt pourront varier:

- * *en forêt privée* : une enquête auprès des CRPF concernés (analyse des objectifs des plans simples de gestion) permettra d'identifier les principales fonctions dévolues à la forêt privée en zone méditerranéenne.
- * *en forêt publique* : en fonction de la demande sociale, les objectifs assignés à chaque forêt seront multiples... et parfois contradictoires ; l'élaboration des aménagements forestiers devra viser à la satisfaction de l'ensemble des attentes sociales vis à vis de la forêt publique.

Le recensement exhaustif des besoins et des rôles à assigner à la forêt pourra être réalisé auprès des organismes en charge de la gestion d'espaces forestiers publics, la hiérarchisation des différentes fonctions de la forêt pouvant varier d'un organisme à l'autre.

2.3 RECENSEMENT A PRIORI DES BESOINS DES GESTIONNAIRES

Les points développés ci-après devront être précisés par enquête auprès des différents gestionnaires avec pour chacun d'eux une hiérarchisation en fonction de leurs propres priorités.

2.3.1 Information sur les incendies.

Il semble important pour un gestionnaire de connaître les caractéristiques des incendies qui affectent le patrimoine dont il a la charge, et notamment les statistiques concernant les feux (surface, année, cause) et les types de peuplements endommagés ou détruits par les incendies.

Cet historique présente un intérêt essentiellement pour les gestionnaires des forêts publiques (O.N.F.) ou les D.D.A.F.

Les sources d'information sont la base de données PROMETHEE, les documents de gestion forestière (sommier de la forêt) ou éventuellement des procès verbaux de gendarmerie ou des personnels forestiers assermentés, peuvent compléter l'information.

Une localisation précise (point d'éclosion, extension maximale du feu) des incendies peut permettre d'alimenter un Système d'Information Géographique).

2.3.2 Définition d'un vocabulaire descriptif des peuplements

Afin d'optimiser l'efficacité du pilotage de la gestion des écosystèmes forestiers par rapport au problème des incendies, il semble qu'il soit nécessaire d'harmoniser une typologie des peuplements forestiers de la zone "sensible" méditerranéenne.

Cette typologie devra prendre en compte les structures horizontale et verticale, la composition floristique, les caractéristiques dendrométriques des peuplements forestiers concernés.

Cet effort de classification préalable est indispensable pour permettre la mise au point dans l'avenir d'outils de prédiction du devenir des écosystèmes forestiers incendiés.

L'établissement d'une telle typologie des peuplements ou écosystèmes forestiers devra mobiliser les compétences conjointes des gestionnaires et des scientifiques (notamment ceux du GIS mais pas seulement).

2.3.3 Connaissance du risque

2.3.3.1 Incendie

Afin de mieux orienter leurs actions de gestion forestière par rapport aux contraintes des incendies de forêt, les gestionnaires ont besoin de connaître le risque feu sur un périmètre de taille à préciser (commune, massif, petite région).

Ce risque est principalement la résultante de l'inflammabilité - combustibilité des peuplements, de la topographie et des caractéristiques locales des paramètres météorologiques.

Les gestionnaires ont donc besoin des cartes existantes ou à défaut des méthodologies validées applicables pour l'élaboration de telles cartes à une échelle donnée.

Un synthèse bibliographique des travaux déjà réalisés sur le sujet est donc nécessaire.

L'échelle de travail pourra varier selon les gestionnaires en fonction de leurs contraintes propres.

2.3.3.2 Erosion

La connaissance des zones à plus forte sensibilité vis à vis de l'érosion est également indispensable.

2.3.4 Elaboration d'une typologie simple des incendies

Les impacts des incendies sur les écosystèmes forestiers sont variables selon le type d'incendie qui les a affectés (feux courants, feux de cimes, ...).

Les gestionnaires peuvent souhaiter disposer d'une typologie des incendies leur permettant d'orienter de façon plus pertinente leurs actions. Après le passage du feu, en fonction des caractéristiques de celui-ci.

2.3.5 Connaissance des mécanismes de reconstitution des écosystèmes incendiés

Dans le cas de très grands feux notamment, l'efficacité et le réalisme commandent de cibler au mieux les interventions et les travaux à mettre en oeuvre après le passage du feu, afin d'améliorer ou d'accélérer (localement) les mécanismes de cicatrisation des écosystèmes forestiers parcourus par les incendies.

Il apparaît donc indispensable pour le gestionnaire de disposer des connaissances précises sur les mécanismes naturels de reconstitution des écosystèmes forestiers incendiés afin de lui permettre de "donner les coups de pouce à la nature" de façon efficace et raisonnée.

2.3.6 Mise au point d'un guide méthodologique d'intervention après incendie

La connaissance des mécanismes, la connaissance du risque, la demande sociale devraient permettre de procurer aux gestionnaires un guide qui soit à la fois :

- * Un guide de diagnostic écologique après incendie : permettant de prévoir par zones, l'évolution naturelle, après le passage du feu,

* Un guide de prescriptions techniques permettant de hiérarchiser et localiser les interventions en travaux en fonction des différents estimateurs de la valeur du peuplement incendié et de l'utilité estimée des travaux projetés (opportunité du reboisement après incendie : peut-être mais sur des stations judicieusement choisies).

Ce document paraît indispensable au gestionnaire qui souhaite optimiser l'affectation des budgets dont il a la responsabilité à des travaux permettant une réelle plus value (gain "écologique", "économique" ou "social").

Il devra également préciser le pas de temps à respecter après l'incendie pour engager les différents travaux à mettre en œuvre.

2.3.7 Connaissance des potentialités stationnelles du patrimoine géré

Cette connaissance sera également indispensable pour décider des opérations de reboisement ou pour cibler les recépages dans les zones de meilleure fertilité.

Les cartes de stations existent localement. Des catalogues de stations sont également disponibles sur certaines zones géographiques.

Les documents de gestion les plus récents (plan d'aménagement ou plans simples de gestion) contiennent des cartes de stations ou au moins des cartes de peuplements indiquant la localisation des formations forestières jugées les plus "intéressantes" ce caractère pouvant être apprécié de façon multicritères (écologique, économique, social, etc ...).

2.3.8 Besoins d'outil méthodologique d'expertise de survie des arbres

Après le passage d'un incendie, en plus des mécanismes connus de régénération des peuplements incendiés (rejets de souche, libération d'un stock de graines prêtes à germer), les arbres adultes qui présentent une certaine qualité d'auto-résistance au feu, peuvent survivre au passage du feu.

La connaissance et le maintien d'un outil d'expertise (cf. travaux d'E Rigolot - INRA) permettent de proportionner l'action après incendie à la capacité d'auto cicatrisation de l'écosystème forestier touché par le feu de forêt.

2.3.9 Connaissance de l'influence du type de sylviculture sur les incendies.

Il est important que les gestionnaires puissent orienter leur sylviculture au moins dans les zones à fort risque d'incendie, de façon à diminuer l'inflammabilité et si possible la combustibilité des peuplements forestiers. L'interaction entre le type de sylviculture conduite et le niveau de dégâts infligés au peuplement est une donnée que les gestionnaires doivent connaître afin d'optimiser l'efficacité de la gestion forestière.

3 ETAT DES METHODES DE CARACTERISATION DES INCENDIES

Daniel ALEXANDRIAN

Agence MTDA

298 avenue du club hippique – 13084 Aix en Provence cedex 2

mtda@aix.pacvan.net

L'étude de l'impact des incendies doit se faire par la mise en relation des impacts observés (« variables à expliquer ») avec les paramètres caractérisant les incendies (« variables explicatives »).

La caractérisation des incendies est donc nécessaire pour établir des lois de causalité à partir de mesures réalisées sur un nombre forcément limité de cas.

3.1 LES PARAMETRES PHYSIQUES DU FEU

Les paramètres permettant de caractériser les incendies sont nombreux : température atteinte à différentes hauteurs ($^{\circ}\text{K}$), puissance du front de feu (kW.m^{-1}), intensité de réaction (kW.m^{-2}), vitesse de propagation (m.s^{-1}), longueur de la flamme (m), profondeur du front de flammes (m), temps de résidence de la flamme (s),

3.1.1 Température

La mesure des températures est une opération très classique en matière de caractérisation des incendies.

Elle s'effectue sur les bancs d'essais en laboratoire voire même sur des feux contrôlés de petites surfaces.

Les parcelles devant être brûlées sont alors préparées.

L'expérience la plus spectaculaire est peut-être le brûlage de l'île de Bor dans le cadre de l'opération FIRESCAN.

Les instruments utilisés sont des sondes à thermocouples et des matériaux thermosensibles.

3.1.1.1 Les sondes thermocouples

Les appareillages couramment utilisés en sont de type K, gainé et de diamètre 0,6 relié à une centrale d'acquisition pour enregistrement des données en temps réel.

Certains auteurs (Dupuy, 1997) émettent des réserves à propos des enregistrements obtenus à partir des thermocouples pour caractériser le gradient vertical de température au sein d'une flamme.

Par exemple, dans le cas d'un feu au vent, le thermocouple situé au droit de la flamme mesure souvent une température inférieure à celle mesurée juste avant le passage de la flamme (effet de la colonne de convection).

Pour interpréter les températures, il est aussi nécessaire de considérer la géométrie de la flamme.

3.1.1.2 Des matériaux thermosensibles.

Il s'agit d'appliquer sur une plaquette de mica, de surface donnée, un vernis dont le point de fusion correspond à une température donnée.

Le côté peint de la plaque de mica est ensuite plaqué sur un morceau d'amiante, incombustible.

Le tout est suspendu par un fil de cuivre.

La peinture cristallise de façon irréversible quand la température de virage est atteinte.

L'usage des éléments thermosensibles est aussi controversé en raison des disparités parfois observées, sur un même banc d'essai, entre les températures mesurées sur thermocouples et sur les éléments thermosensibles.

3.1.1.3 Autres démarches

Les recherches effectuées en laboratoire ont permis, progressivement, de montrer les conséquences des températures sur la mortalité des végétaux, la destruction du sol, la volatilisation d'éléments minéraux.

Des seuils ont ainsi pu être mis en évidence (in Assoc. Franc. Pastoralisme, 1998).

Quelques auteurs (Floyd, 1966; Van Wagner, 1970; Alexander, 1982) contestent l'approche consistant à caractériser un feu seulement à partir des températures.

Van Wagner et Alexander par exemple pensent que les courbes de températures sont difficiles à interpréter sous forme de dimensions physiques.

A l'inverse, d'autres auteurs (Hobbs et al, 1984) pensent que les températures représentent parfaitement les caractéristiques du feu et par conséquent leur caractéristiques écologiques (in Trabaud, 1989).

En outre, la mesure des températures sur des feux réels pose des réels problèmes (recherche d'instrumentation résistant au feu, possibilité de s'approcher des flammes, etc.).

Quelques essais consistant à projeter dans le feu un appareil de mesure ont été réalisés comme par exemple, l'expérience du BERM en Australie (Neville, 1991).

D'autres tentatives sont actuellement conduites.

Moreno (1989) a ouvert une autre voie d'investigation concernant les températures.

Il ne s'agit pas de mesurer directement les températures mais de les déduire de la taille minimale des branches carbonisées.

Il a mis en évidence une relation entre le diamètre minimum des restes carbonisés et la température maximale de surface atteinte par le feu.

Ce travail a porté sur des espèces du chaparral californien.

Des recherches sont en cours en Espagne pour tester cette relation sur les espèces arbustives méditerranéennes (Perez and Moreno, 1994).

3.1.2 Puissance du front de feu

La puissance du front de feu correspond au taux d'énergie émise par unité de temps et par unité de longueur du front de feu (Byram, 1959, Tangren, 1976).

Van Wagner et Alexander préfèrent aux températures la notion de puissance qui intègre à la fois la vitesse de propagation et la quantité de combustible consommé.

Selon eux, le dernier paramètre permet de déduire les conséquences écologiques subies par l'écosystème.

Il n'existe cependant à ce jour aucune méthode fiable de détermination de la puissance d'un feu (Moreno, 1989). La seule approche est le calcul.

La puissance est égale au produit de l'énergie du combustible disponible par la vitesse de propagation du front de feu.

L'équation « de Byram » est la suivante :

$$* \quad P_f = H w r$$

où :

- * P_f : puissance du front de feu (en W/m/s),
- * H : chaleur massique de combustion (en J/g),
- * w : quantité de combustible anhydre consommée lors de la combustion (en g/m²),
- * r : vitesse de propagation (en m/s).

Pour connaître la puissance, il est donc nécessaire de connaître la vitesse de propagation et les caractéristiques du combustible.

Comme ont pu le montrer différents auteurs (Westman, O'Leary and Malanson, 1981, Malanson and O'Leary, 1982, 1985, Westman and O'Leary, 1986), il est tout de même possible d'approcher a posteriori la puissance d'un feu en ayant recours à des modèles.

Une approche très empirique existe aussi.

En France, les équipes de brûlage dirigé estiment la puissance d'un feu par la distance pour laquelle le rayonnement de la flamme est supportable au visage.

On sait que la sensation de douleur est perceptible à partir de 0.2 W/cm² de peau exposée (Chevrou, 1998).

On sait aussi que le rayonnement d'un panneau radiant décroît comme l'inverse de la distance à la source.

3.1.3 Intensité de réaction

L'intensité de réaction correspond à la quantité de chaleur dégagée par unité de surface dans la zone de combustion vive. Elle s'exprime en kW/m².

Beaufait (1966) a imaginé une technique pour appréhender le taux de combustion.

Il s'agit de disposer sur le terrain des boîtes peintes en noir de 1 gallon, remplies d'eau et trouées au milieu (trous de diamètre 1 cm²).

Une fois le feu passé, ces boîtes sont récupérées et pesées pour mesurer la quantité d'eau évaporée.

Cette expérience a été conduite sur des feux contrôlés.

Moreno (1989) estime que la quantité d'eau évaporée depuis les boîtes est une bonne mesure de la quantité totale d'énergie dégagée par unité de surface.

Elle intègre aussi le temps de résidence de la flamme. Norum (1974), Shearer (1975), Beaufait, Hardy et Fisher (1975) ont aussi montré l'intérêt de cette méthode dite de « perte d'eau ».

Webber et Trollope (1997) ont, en Afrique du sud, conduit cette expérience sur de vrais feux (poster présenté au colloque Fireinfo 1997).

Le taux de combustion peut être obtenu par l'équation de Mc Arthur (1967) :

$$T_c = H w / t$$

* où :

- T_c : Taux de combustion (en W/m²),
- H : Quantité de chaleur (en kJ/g de combustible),
- w : Poids du combustible disponible (en kg/m²),
- t : Temps de brûlage total (en s).

3.1.4 Vitesse de propagation

La vitesse de propagation est la vitesse à laquelle un feu progresse tout en accroissant soit sa superficie, soit son périmètre (Trabaud, 1989).

Elle s'exprime en cm/s ou en km/h selon les usagers (scientifiques, pompiers).

Les vitesses observées sur le terrain lors de feux réels peuvent dépasser 20 km/h dans certaines formations herbeuses (Albini, 1984)

Les vitesses habituelles observées sur les feux de forêts en France sont de l'ordre du km/h.

Généralement, la vitesse de propagation d'un feu est mesurée dans sa partie la plus active (tête du feu).

La technique de mesure consiste à chronométrer le temps écoulé entre deux points de repère dont la distance est connue.

Dans les faits, la vitesse de propagation est généralement approchée après le feu en se basant soit sur des témoignages oraux de pompiers soit à partir de supports de type films ou photos récupérés.

La vitesse de propagation d'un feu est un phénomène complexe qui dépend de nombreux facteurs comme la vitesse du vent, la pente, la nature et la quantité de combustible, sa teneur en eau,...

Le plus connu des modèles est celui de Rothermel.

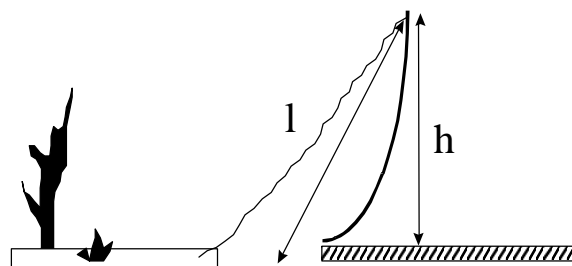
Plusieurs projets de recherche sont en cours au niveau européen.

3.1.5 Longueur de la flamme

La longueur de la flamme (l) est la distance entre la base de la flamme et le point le plus haut (Dupuy, 1997).

Elle ne doit pas être confondue avec la hauteur de la flamme (h) qui est la distance séparant le point le plus haut de son support de combustion (voir schéma).

Elle est exprimée en mètres.



L'estimation visuelle nécessite la présence sur place, le jour du feu, d'observateurs et la mise au point d'un protocole.

Elle peut être aidée par la prise d'images vidéo ou de photographies qui seront traitées ultérieurement.

La prise de photographies pose le problème spécifique de la vitesse de prise de vue de l'appareil.

Le recours à l'infrarouge est utile pour éviter notamment le masque visuel présenté par la fumée.

En matière de photographie, des films infra rouge existent dans le commerce et ne posent pas de problème d'utilisation.

En revanche, en matière de vidéo, les caméras utilisées sont coûteuses et requièrent des compétences spécifiques.

Dans tous les cas, il est nécessaire d'avoir des repères préétablis sur le terrain (arbres, poteaux télégraphiques, clôtures, etc.).

Il est toutefois difficile de mesurer la longueur de la flamme lorsque le feu progresse par pulsion.

Adkins (1993) a mis au point un logiciel d'analyse d'images vidéo.

Il est possible, après le passage de l'incendie, d'évaluer la longueur de flamme à partir de la hauteur de carbonisation des troncs sur les faces orientées dans la direction d'où venait l'incendie (Valette, 1993)

Plusieurs équations existent pour obtenir la longueur de flamme à partir de la puissance du feu (Brown and Davis, 1973 : Thomas, 1963 : Nelson et Adkins, 1986 : Albin, 1984).

Certaines sont adaptées au feu de cime (Thomas), d'autre intègre la force du vent (Albin).

Nous citerons ici la plus connue (Byram, 1959) :

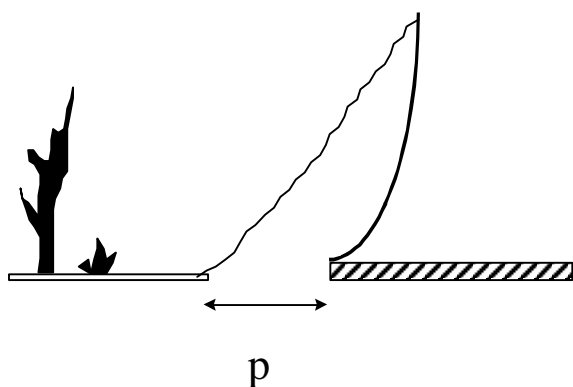
$$* \quad l = 0.0775 P_f^{0.46}$$

où :

- l : longueur des flammes (en m).
- P_f : Puissance du front de flamme (en kW/m)

3.1.6 Profondeur de la flamme

La profondeur de flamme (p) est identifiée à la profondeur de la zone de combustion. C'est la distance qui sépare l'avant de l'arrière du front (Dupuy, 1997).



Conventionnellement et en laboratoire, cette distance est mesurée parallèlement au sol et au niveau du toit de la strate de combustible.

La profondeur de flamme, liée au temps pendant lequel le feu demeure en un point (temps de résidence de la flamme), à l'aplomb d'une cime ou au pied d'un arbre, est en relation directe avec les dommages occasionnés par le feu sur le feuillage, les assises cambiales et le système racinaire (Valette, 1993)

La profondeur de la flamme s'étudie de la même façon que la longueur de flamme (voir ci-dessus).

L'observateur doit se situer sur le coté.

La profondeur de la flamme, le temps de résidence de la flamme et la vitesse de propagation sont liées selon la relation suivante (Mc Arthur, 1967) :

$$* \quad P = tr v$$

* où :

- P : Profondeur de la flamme (en cm),
- tr : Temps mis pour qu'une zone donnée de combustible brûle totalement (en s),
- v : Vitesse de propagation (en cm/s)

3.1.7 Conclusion

La mesure de ces paramètres pose **3 types de problèmes** :

Il est extrêmement difficile d'appréhender directement la plupart de ces paramètres pendant le feu, voire après le feu.

Par exemple, il n'existe pas de dispositif ou d'instrument permettant de mesurer l'énergie libérée pendant un incendie.

Ces paramètres sont interdépendants.

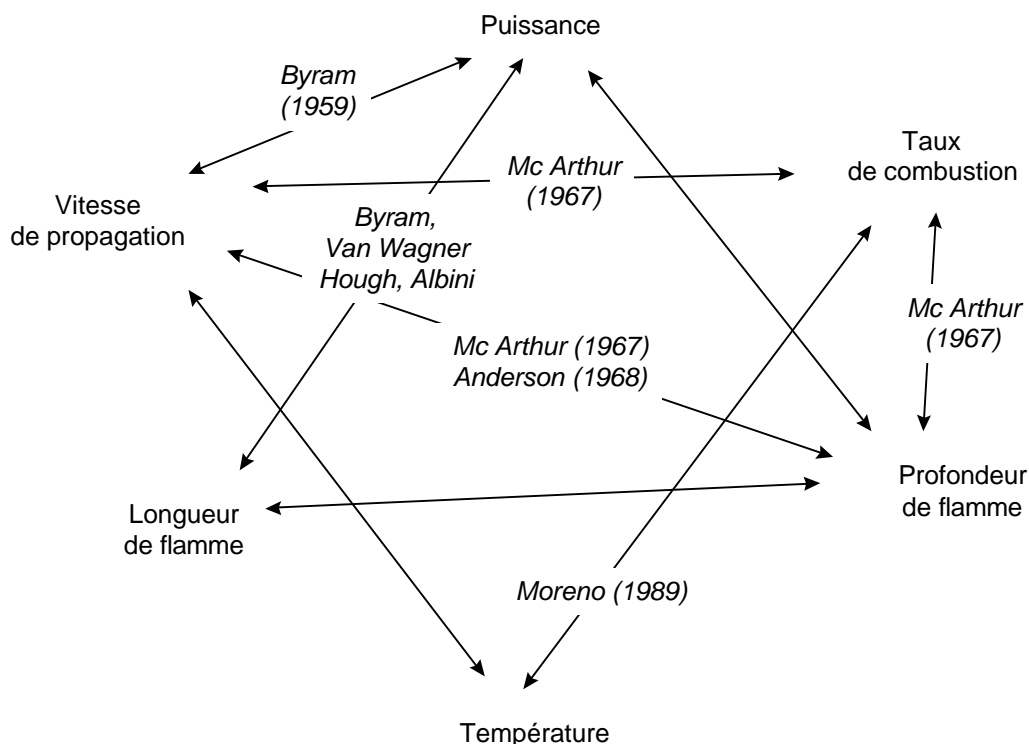
Par exemple, la profondeur du front de flammes peut être déduite de la vitesse de propagation et du temps de résidence de la flamme.

Les relations entre facteurs ainsi que les auteurs les ayant établis sont présentés dans le graphique ci-dessous :

Aucun de ces paramètres ne suffit à lui seul pour caractériser complètement un feu.

Par exemple, Byram lui même (1959), estime que la puissance du feu prend une plus grande valeur si elle est associée à des paramètres qualitatifs comme l'aspect du feu et la vitesse de propagation.

Pour avoir une parfaite compréhension du comportement d'un incendie, il est important de connaître la puissance du front de feu et les températures (in Trabaud 1989).



3.2 LA SEVERITE

Pour contourner ces difficultés, la tendance constatée a été de caractériser les incendies par les dommages occasionnés.

De nombreux auteurs proposent de caractériser les incendies à partir de paramètres mesurés ou observés sur la végétation, tels que la quantité de biomasse brûlée (g.m^{-2}), le diamètre moyen des extrémités imbrûlées (mm), la hauteur des premières branches vertes (m).

La notion de sévérité a été introduite pour tenter de comprendre les incendies de manière synthétique.

3.2.1 Définition

Plusieurs définitions de la sévérité existent au sein de la littérature :

- * la sévérité représente les effets du feu qu'il affecte le sol forestier, la canopée ou d'autres parties de l'écosystème (Vierick et Scandelmeier, 1980),
- * la sévérité d'un feu s'apparente au degré de survie des végétaux,

- * la sévérité d'un feu porte sur le total et l'emplacement de la matière organique perdue par le brûlage, sur la disparition de la protection du manteau forestier, sur la volatilisation de l'azote et des autres éléments, sur la perte par solubilisation d'éléments minéraux (Wells et al, 1979).

3.2.2 Méthode

Cette approche qualitative repose essentiellement sur l'observation du degré de carbonisation de parties végétales ou organiques : le sol, la litière, les différentes strates de végétation,...

De nombreux auteurs ont travaillé à la caractérisation visuelle des effets d'un incendie : Baver (1954), Tarrant (1956), Dyrness et Youngberg (1957), Bentley et Fenner (1958), Daubendmire (1968), Morris (1970), Ralston et Hatchell (1971), Vogl (1974), Wells et al (1979), Ryan et al (1983).

Une synthèse des travaux a été conduite par Ryan et al (1985).

White et al (1996) ont réalisé une cartographie des niveaux de sévérité en exploitant des images satellite (canal moyen infrarouge).

3.2.3 Protocole proposé

Si la sévérité s'avère être une bonne façon de caractériser les impacts de manière globale, il ne paraît pas possible de l'utiliser de caractériser les incendies en vue... d'expliquer leurs impacts.

L'utilisation de grandeurs physiques est indispensable.

Le choix des paramètres physiques à retenir pour qualifier l'importance des impacts sur le milieu divise la communauté scientifique.

La puissance du feu paraît cependant s'imposer en tant qu'indice combinant plusieurs facteurs.

C'est cependant un paramètre très difficile à mesurer directement pendant un incendie, les valeurs ne pouvant pour l'instant qu'être approchées par le calcul à l'issue de l'incendie.

La caractérisation des incendies « réels » posent, dans les conditions actuelles, à la plupart des organismes de recherche des problèmes extrêmement délicats de présence, de sécurité et d'instrumentation.

Dans un « protocole type », nous proposons donc de :

- * limiter les paramètres descriptifs aux seuls paramètres physiques du feu (vitesse de propagation, puissance du front de feu),
- * limiter le protocole type aux mesures réalisées après le feu dans la mesure où les situations pour lesquelles des relevés sont réalisés pendant le déroulement du sinistre sont très peu fréquentes ; en outre, l'absence d'état initial pour ce qui concerne la connaissance écologique du milieu fait perdre une partie de l'intérêt des rares cas où des mesures sont possibles pendant le feu,
- * n'utiliser les mesures sur la végétation que pour retrouver de façon indirecte (par le calcul) un paramètre physique impossible à appréhender directement (par exemple puissance du front de feu à partir de la biomasse consumée),
- * considérer à part les paramètres « surfaciques » des incendies, en premier lieu desquels se trouve la surface totale brûlée, mais aussi des paramètres plus fins tels que le coefficient de forme, le rapport périmètre/surface, la distance maximale d'un point du feu à la lisière,...

Degré de carbonisation	Formations		
	Bois/rémanents	Garrigue maquis mattoral	Landes
Non brûlé	<ul style="list-style-type: none"> * Le sol n'a pas été brûlé * Quelques dommages peuvent être occasionnés à la végétation étant donné la radiation et la convection de chaleur provenant des zones adjacentes 	<ul style="list-style-type: none"> * idem 	<ul style="list-style-type: none"> * idem
Légèrement carbonisé	<ul style="list-style-type: none"> * La litière de feuilles est carbonisée ou consumée * La litière morte sur sa partie supérieure peut être carbonisée mais la couche de litière morte dans son intégralité n'est pas altérée * La surface apparaît généralement noircie juste après le feu * Les brindilles sont partiellement brûlées * Les troncs sont roussis ou noircis mais pas carbonisés * Le bois tombé au sol et le bois pourri sont roussis à partiellement brûlés 	<ul style="list-style-type: none"> * La litière fraîche est carbonisée et la structure continue à être visible * Les cendres grises disparaissent très vite * La carbonisation peut s'étendre légèrement sous la surface du sol où la litière de feuilles est peu dense. Sans cela, le sol minéral n'est pas altéré * Quelques feuilles et brindilles restent sur les plantes. Les brûlures sont irrégulières et localisées par points * Moins de 60% de la canopée de la garrigue est consumée 	<ul style="list-style-type: none"> * La litière fraîche est carbonisée ou consumée mais quelques parties de plantes continuent à être discernables * La carbonisation peut s'étendre légèrement sous la surface du sol. Sans cela, le sol minéral n'est pas altéré * Quelques parties de plantes peuvent rester en place * La base des plantes n'est pas profondément brûlée et continue à être reconnaissable. La surface est de façon prédominante noircie après le passage du feu mais ceci devient bientôt discret * Les brûlures peuvent être localisées par points ou uniformes selon les discontinuités de la strate herbeuse
Modérément carbonisé	<ul style="list-style-type: none"> * La litière de feuilles est consumée * La litière morte est profondément brûlée ou consumée mais les horizons minéraux ne sont pas visiblement altérés * La cendre de couleur claire prévaut immédiatement après le passage du feu * Les brindilles sont largement consumées * Quelques branches sont présentes mais le feuillage et les brindilles ont disparu * Les rondins sont profondément carbonisés * Une carbonisation modérée du sol apparaît généralement sur 0 à 100% des zones brûlées naturelles et sur 10 à 75% des zones soumises aux brûlages de rémanents (brûlage dirigé) * Les arbres à enracinement latéral sont souvent tombés au sol * Les trous des souches brûlées sont fréquents 	<ul style="list-style-type: none"> * La litière fraîche de surface est consumée * Un peu de litière carbonisée peut rester par place * La carbonisation s'étend dans le sol jusqu'à 1,2 cm mais n'altère pas la structure * La cendre grise ou blanche est visible juste après le passage du feu mais disparaît rapidement * Quelques tiges consumées demeurent sur la plante. Celles-ci présentent un diamètre généralement supérieurs à 0,6 cm et 1,24 cm. * Les brûlures sont plus uniformes que dans la précédente classe * Entre 40 et 80% de la canopée du maquis est consumée 	<ul style="list-style-type: none"> * La litière est consumée et la surface est couverte de cendre grise ou blanche immédiatement après le feu * La cendre disparaît rapidement laissant le sol minéral à nu * La carbonisation s'étend légèrement dans le sol minéral, mais la structure n'est pas autrement affectée * Aucune partie de plante n'est discernable, aucune partie de plantes ne reste et la base des plantes est brûlée jusqu'au niveau du sol * La base des plantes est enfouie dans les cendres juste après le feu * les brûlures tendent à être uniformes * La carbonisation modérée du terrain est limitée aux feux à la recul et aux feux se propageant durant les conditions sèches

(suite)

Degré de carbonisation	Formations		
	Bois/rémanents	Garrigue maquis mattoral	Landes
Profondément carbonisé	<ul style="list-style-type: none"> * La litière est complètement consumée et la première couche minérale du sol dans le profil est visiblement altérée souvent de couleur rougeâtre * La structure du sol en surface peut être altérée * Au dessous de la zone colorée, 1,2 cm ou plus, du sol minéral est noirci par la matière minérale qui a été carbonisée ou par la matière organique déposée par la conduction de la chaleur dans le sens du vent * Les brindilles et les petites branches sont complètement consumées * Quelques branches peuvent rester mais celles-ci sont profondément carbonisées * Les rondins sains sont profondément carbonisés et les rondins pourris sont complètement consumés * La carbonisation profonde du terrain s'observe par endroits éparpillés * La carbonisation profonde du terrain intéresse généralement moins de 10% des zones brûlées et des zones soumises aux brûlages dirigés * Un cas extrême de 31% a été rapporté à l'occasion d'un feu dirigé 	<ul style="list-style-type: none"> * La litière fraîche est complètement consumée laissant une surface de cendre blanche * Toute la matière organique est consumée au sein du sol jusqu'à une profondeur de 1.2 à 2.5 cm. En dessous se trouve une zone de matière organique de couleur noire * La structure colloïdale du sol minéral de surface peut être altérée * Les grosses branches et les tiges sont brûlées. Seuls, les chicots de diamètre supérieur à 1,2 cm restent sur les arbres 	<ul style="list-style-type: none"> * La carbonisation profonde du terrain est rare en raison d'un court temps de brûlage * La surface est composée de cendres blanches immédiatement après le passage du feu. Ceci disparaît rapidement laissant place au sol minéral à nu * La carbonisation s'étend dans le sol jusqu'à 1,2 cm * La structure du sol est légèrement altérée * La carbonisation profonde du terrain est généralement limitée aux situations où de fortes charges ont brûlé sous des conditions de sécheresse et de vent faible.

Protocole type

Paramètre	Type de données utilisables	Méthodologie
Vitesse de propagation	<ul style="list-style-type: none"> • Mains courantes des centres de secours ou du CODIS • Enregistrements des communications radio (bandes magnétiques) • Photos ou films pris par des professionnels (recherche systématique) ou des particuliers (annonces à faire paraître) • Informations diverses sur la vitesse de propagation 	<ul style="list-style-type: none"> • Replacer les informations sur un fond de carte topographique • Distinguer les vitesses moyennes calculées sur des distances de l'ordre du kilomètre (mains courantes) de celles calculées sur des distances de l'ordre de l'hectomètre (photos, films) • Faire attention aux effets du relief (une vitesse moyenne peut être le résultat d'une moyenne harmonique entre vitesse sur pente ascendante et vitesse sur pente descendante) • Recaler les résultats sur des modèles de propagation
Puissance	<ul style="list-style-type: none"> • Carte forestière (IFN) • Photographie aérienne • Ouvrages permettant de définir des types de combustible • Informations diverses sur la quantité de biomasse avant le feu (photo prise au sol, recherche spécifique) • Visite de feux et mesure des parties imbrûlées • Enquêtes auprès des pompiers intervenus sur la tête du feu (difficultés de lutte, distance possible d'approche, longueur des flammes, etc.) • Visite du feu et analyse des traces des flammes sur les troncs (longueur) 	<ul style="list-style-type: none"> • Apprécier les formations en place (espèces dominantes, nombre de strates, taux de recouvrement), • Estimer la quantité de biomasse présentée par les parties forestières laissée indemnes par le feu (îlots ou lisières du feu), • Estimer les restes calcinés de la biomasse (dans la zone incendiée), • Utiliser une méthode de type destructif (coupe des parties aériennes calcinées et pesage), • Utiliser des clés permettant de définir des types de combustible et une quantité de biomasse • Faire la différence entre la biomasse disponible et la biomasse restante après le feu, • Affecter une valeur concernant la chaleur spécifique des espèces dominantes, • Étudier les photos et films pris en cours d'incendie pour apprécier la longueur des flammes (vérification des valeurs calculées de puissance)
Paramètres surfaciques	<ul style="list-style-type: none"> • Image satellite, photo aérienne • Rapports des services administratifs dans le cadre du retour d'expérience sur les grands feux de l'année 	<ul style="list-style-type: none"> • Traiter les images sur le plan géométrique et radiométrique • Effectuer un tour du feu aidé d'un GPS ou lever manuellement le contour du feu • Utiliser un SIG permettant d'avoir une comptabilité précise de la surface brûlée et du périmètre

3.3 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adkins C W, 1993.- Fire image Analysis System version 5.0. Poster présenté lors de la 12th Conf. on fire and météo., nov. 1993: 26-28, Jekill island, Georgie
- Albini F A, 1976.- Estimating wildfire behaviour and effects. USDA forest service, Gen. Tech. Report INT-30, 92p
- Albini F A, 1984.- Wildland fires. *Ame. Scientist* 72: 590-597
- Alexander M A, 1982.- Calculating and interpreting forest fire intensities. *Can. J. Bot.* 60(4): 349-357
- Algosystems, 1998.- Prometheus Data Dictionary, Prometheus Site Web, ftp.rtd.algo.com.gr/pub/prometheus
- Association française de pastoralisme, 1998.- Brûlages dirigés. *Revue Pastum*, num. spé. 51-52, sept. 1998, 120 p
- Beaufait W R, C E Hardy and W C Fisher, 1975.- Broadcast burning in larch-fir clear cut. *USDA INT-175*, 53p
- Beaufait W R.- An intergrating device for evaluating prescribed fires. *For. Sci.* 12: 27-29
- Bentley J R and R L Fenner, 1958.- Soil temperatures during burning related to postfire seedbeds on woodland range. *J. For.* 56: 737-740
- Bever D N, 1959.- Evaluation of factors affecting natural reproduction of forest trees in central western Oregon. *Res. Bull* 3. Salem, State board of forestry, 49p
- Byram G M.- In forest fire : control and use. KP Davis, Mc Graw Hill, New York, 61-123
- Chevrou R B, 1998.- Le rayonnement thermique d'un front de feu et ses effets. *Revue. La feuille et l'aiguille* 32, Avril 1998, 2
- Daubenmire R, 1968.- Ecology of fire in grasslands. *Advances in ecological research* 5: 209-266
- Dupuy J L, 1997.- Mieux comprendre et prédire la propagation des feux de forêts : expérimentation, test et proposition de modèles, 272p
- Dyrness C T and C T Youngberg, 1957.- The effect of logging and slash burning on soil structure. *Soil Sci. Am. Proc.* 21: 444-447
- Feller M C, 1996.- The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in british columbia. 13th Conf. Fire and Meteorology, Oct 27-31, Lorne, Australia, 31p + annexe
- Floyd A G, 1966.- Effect of fire upon weed seeds in the wet sclerophyll forests of northern new south wales. *Aust. Journ. Bot.* 14: 243-256
- Gaudry J P, 1997.- Effect of thinning and prescribed burning on wildfire severity in ponderosa pine forests environment, Poster n°114, Fire info 97
- Hobbs R J, J E P Currall, and CH Giminham, 1984.- The use of thermocolor pyrometers in the study of heath fire behavior. *J ecol.* 72: 241-250
- INRA., 1996.- Fiches brûlage dirigé, version 8
- Malanson G P and J F O'Leary, 1982.- Postfire regeneration strategie of Californian coastal sage shrubs. *Oecologia* 53: 355-358
- Mc Arthur A G, 1967.- Fire behaviour in eucalyptus forests. *Aust. For. Timber, Bureau Leaflet* 107, 35p
- Moreno J M and W C Oechel, 1989.- A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica / Oecologia Plantarum*, Vol. 10(1): 57-68
- Morris W G., 1970.- Effects of slash burning on over mature stands of the Douglas-fir region. *Forest. Sc.* 16(3): 258-270
- Nelson R M and CW Adkins, 1986.- Flame characteristics of wind-driven surface fires. *Canad. J. For. Research* 16: 1293-1300
- Neville M and R Caird, 1991.- Black box braves brush fires. *International Forest Fire News*, June 1991, n°5, p8
- Norum R, 1974.- Smoke column height related to fire intensity. *USDA, rap INT* 157, 7p
- Perez B and J Moreno, 1994.- Fire severity pattern in relation to prefire vegetation in a cytissus shrubland. *Proceeding, 2nd Int. Conf. Forest Fire Researc*, vol 2, DP 50, nov 1994, 1219
- Ralston C W and G E Hatchell, 1971.- Effects of prescribed burning on physical properties of soil. in *Proc. Prescribed burning symposium*, Asheville NC. USDA, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station ; 68-85

- Rigolot E et F Duhoux, 1995.- Les dommages thermiques sur les arbres. Revue Information DFCI, 2-5
- Rothermel R and J Deeming, 1980.- Measuring and interpreting fire behavior for correlation with fire effects, USDA, Gen. Tech. Report INT-93, 5p
- Ryan K and N Noste, 1984.- Evaluating prescribed fires. Symposium and workshop on wilderness fire. Nov.15-18, 230-237
- Shearer R, 1975.- Seedbed characteristics in western larch forests after prescribed burning. USDA, INT 169, 26p
- Tangren C D, 1976.- The trouble with fire intensity. Fire tech.12: 261-265
- Tarrant R F, 1956.- Effects of slash burning on some physical soil properties. For. Sci. 2(1): 18-22
- Thomas P H, 1963.- The size of flames from natural fires. Intern. Symp. Combust. 9: 844-859
- Trabaud L, 1989.- Les feux de forêts, mécanisme, comportement et environnement. 277p
- Trabaud L, 1994.- Rôle de la banque de semences du sol dans la reconstitution des zones incendiées. Revue Information DFCI n°33 : 2-5
- Valette J C, 1993.- La modélisation du comportement du feu. Doc. inter. PIF9320, 14p
- Van Wagner C E, 1970.- An index to estimate the current moisture content of the forest floor. Can. Forest Serv. Pub. 1288, 23p
- Viegas M T, B Perez, D X Viegas and J M Moreno, 1994.- Vegetation recovery in *Pinus pinaster* woodland in central Portugal in relation to fire severity and post-fire timber management. 2nd Int. Conf. Forest Fire Res., vol 2, DP 50, 1221-1222
- Vierick L A. and L A Schandelmeier, 1980.- Effects of fire in Alaska and adjacent Canada - a literature review. BLM Alaska Tec. Rep. 6 USDI, Bureau of Land Management, 124p
- Vogl R J, 1974.- Effects of fire on grasslands. in Kozlowski TT and Ahlgren CE eds. Fire Ecosystems, NY, Academic press, 139-194
- Wells C G, R E Campbell et al., 1979.- Effects of fire on soil. National Forest Service, Fire Effects Workshop. Gen. Tech. Rep. WO-7, USDAgriculture, Forest Service, 34p
- Westman W G and J F O'Leary, 1966.- Measures of resilience : the response of coastal sage scrub to fire. Vegetatio 65: 179-189
- Westman W G, J F O'Leary and G P Malanson.- The effect of fire intensity, aspect and substrate on post-fire growth of Californian coastal sage scrub. in Margaris NS. And Money HA Components and productivity of Mediterranean-climate regions - basic and applied aspects, Dr W Junck Publ., 151-179
- White J, K Ryan, C Key and S Running, 1996.- Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. Int. Jour. Wildland Fire, 6(3): 125-136

4 ETAT DES METHODES DE SUIVI DES IMPACTS DES INCENDIES

Dominique GILLON et Louis TRABAUD
Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
Centre National de la Recherche Scientifique
1919 route de Mende – 34293 Montpellier cedex 5
gillon@cefe.cnrs-mop.fr

4.1 LA VEGETATION

4.1.1 Introduction

Tout système biologique soumis à une perturbation réagit de façon à retrouver un équilibre métastable.

Le terme de « suivi » désigne le processus d'occupation d'un écosystème au cours du temps par les êtres vivants et les changements de la composition floristique et faunistique d'un milieu après qu'un incendie ait détruit partiellement ou totalement cet écosystème préexistant.

La notion de suivi implique une dynamique entre espèces ou communautés.

Les modifications liées à la dynamique interne de l'écosystème et celles corrélatives à l'environnement sont prises en compte.

Généralement, il faut rappeler que deux modalités sont utilisées dans les études de succession.

Le concept de succession primaire correspond à la dynamique d'occupation, par les êtres vivants, d'un espace où le substrat est à nu et n'a jamais été occupé par quelque organisme vivant.

Ainsi, ces zones sont représentées par des systèmes dunaires, des retraits de glaciers, des îles récemment émergées, des champs de lave de volcan, des périphéries ou des lacs comblés par les sédiments.

Le concept de succession secondaire est appliqué au processus de reconstruction (recolonisation) des écosystèmes après destruction totale ou partielle des communautés préexistantes.

Ce processus a été comparé à une cicatrisation. Il concerne des cultures abandonnées, des espaces incendiés, des zones soumises à divers impacts tels que défrichements, coupes, ouragans.

4.1.2 Méthodes d'étude de la succession

Deux approches peuvent être utilisées pour étudier la succession (ou suivi) après une perturbation telle que le feu.

4.1.2.1 Approche directe ou diachronique

Cette méthode consiste à observer dans le temps les modifications apparaissant sur des stations permanentes, toujours les mêmes.

Les observations sont effectuées au cours du temps toujours sur les même placettes.

Cette démarche, la plus rigoureuse au point de vue méthodologique, nécessite de réaliser des observations périodiques échelonnées dans le temps.

Elle est bien adaptée à l'étude des premiers stades des successions. Par contre elle est difficilement utilisable pour un seul observateur donné pour suivre l'évolution d'un système écologique pendant un laps de temps très long.

Cette méthode permet de mettre en évidence des variations fines et précises de la composition spécifique et des changements structuraux des écosystèmes.

4.1.2.2 Approche indirecte ou synchronique

Lorsque les modifications d'un écosystème, surtout pour les stades forestiers, sont beaucoup trop lentes pour que les changements soient perceptibles, ou lorsque sont considérées de longues périodes de temps dépassant ce que peut consacrer un observateur, la méthode indirecte est utilisée.

Elle est basée sur l'analyse des variations spatiales de la structure et de la composition spécifique des communautés présentes à un instant donné dans un espace plus ou moins homogène, considérant que cette répartition est une représentation de la succession à travers l'espace correspondant à celle apparaissant à travers le temps.

Il est alors possible d'ordonner les communautés suivant des séries ou des séquences.

Cette première approximation permet de dégager de grandes tendances, mais elle est souvent critiquable, surtout lorsque les perturbations auxquelles les communautés ont été soumises sont insuffisamment analysées.

Il faut être sûr que les communautés considérées s'inscrivent dans une chronologie et une séquence précises et réelles.

La reconstitution de « l'histoire » nécessite un certain nombre de conditions :

- * relative uniformité du climat, du substrat, de l'environnement de toutes les stations étudiées ;
- * même degré et même nature de la perturbation sur le même écosystème.

4.1.3 Techniques d'observation

Deux types d'observations peuvent être réalisés : l'observation qualitative et l'observation quantitative.

L'observation qualitative se contente de noter les espèces présentes sur les placettes lors des relevés. Ce ne sont que des observations de présences sans tenir compte de la proportion des espèces.

L'observation quantitative consiste à effectuer une quantification des données observées ; le chercheur prend alors en compte l'importance, absolue ou relative, des espèces : dominance, abondance, fréquence, densité, recouvrement, biovolume, biomasse, etc.

Ces observations sont réalisées sur des surfaces ou des lignes.

4.1.3.1 Mesures relatives à des surfaces

Les mesures les plus classiques sont celles qui sont effectuées sur des échantillons présentant une certaine surface définie : carrés, cercles, ou rectangles. Les transects, souvent utilisés, sont des rectangles allongés.

L'aire de chacun de ces sites d'observation est variable, mais correspond le plus souvent à l'aire minimale dans laquelle se trouvent les espèces pour chaque communauté ; cette aire minimale peut être variable selon les communautés.

L'observateur a aussi le libre choix de l'aire dans le but de son étude.

Abondance-dominance

Ce sont des indices relatifs correspondant à des estimations de présence ou d'occupation de l'espace (proportion et recouvrement) par les individus présents.

Densité

La densité est le nombre d'individus par unité de surface. La notion n'est donc bien définie que si les individus sont eux-mêmes bien définis.

Recouvrement

Le recouvrement d'une espèce est défini théoriquement comme le pourcentage de la surface du sol qui serait recouvert par la projection au sol des organes aériens des individus de l'espèce.

Fréquence

La fréquence est une notion plus élaborée. C'est le pourcentage des placettes contenant une espèce par rapport au nombre total de placettes étudiées.

C'est aussi le pourcentage des individus, ou des contacts, d'une espèce par rapport à l'ensemble des individus, ou des contacts, rencontrés sur l'ensemble d'une placette.

Biovolume

Généralement le biovolume correspond à la somme des recouvrements exprimés sur l'ensemble des strates d'une communauté, ou l'ensemble des espèces dans une strate.

Biomasse

C'est la masse (poids) aérienne, souterraine ou totale, des espèces présentes sur la surface échantillonnée, tant pour les animaux que pour les végétaux.

Deux techniques sont utilisées pour apprécier la biomasse :

- * la technique directe, par prélèvement de l'échantillon et donc destruction du matériel enlevé ; en utilisant cette technique, après prélèvement de l'échantillon, le récolteur ne peut pas revenir exactement sur le même lieu de prélèvement ; il faut donc prélever des échantillons dans le temps sur le même site, mais côte à côte ;
- * la technique indirecte, non destructrice, en appliquant des mesures allométriques (équations) par référence à des données déjà connues.

4.1.3.2 Mesures relatives à des lignes

La plupart des mesures réalisables sur une surface sont transposables sur une ligne (sauf la biomasse).

La longueur des lignes peut être très variable (depuis 1 m jusqu'à des centaines de mètres selon le type de communauté étudiée et son homogénéité, ou les besoins de l'étude du chercheur.

Généralement, les lignes sont tendues soit au ras du sol, soit juste au-dessus de la strate dominante, tout dépend de la densité de la végétation.

Densité linéaire

C'est le nombre d'individus par unité de longueur.

Recouvrement linéaire

Le principe consiste à mesurer la longueur recouverte par les diverses espèces le long d'une ligne tendue à travers la végétation.

Fréquence linéaire

La fréquence linéaire peut être définie comme le pourcentage de segments, ou de points, d'une ligne où une espèce est présente.

Point quadrat

Bien que le point quadrat ne soit qu'une mesure ponctuelle, il est toujours associé avec une ligne.

Le point est la limite d'une surface devenant infiniment petite dans toutes les directions.

Pratiquement, il est le plus souvent matérialisé par une aiguille, plus ou moins fine, glissée verticalement ou obliquement.

Les points sont alignés de façon équidistante.

Les observations consistent en un enregistrement des présences des espèces sous l'aiguille ou/et des contacts entre l'aiguille et les végétaux.

Les observations peuvent être réalisées en différenciant des strates.

La méthode des points alignés permet donc d'étudier la structure et l'homogénéité de la végétation.

L'interprétation de points quadrats sur une ligne permet d'estimer le recouvrement, la fréquence et le volume (occupation de l'espace) des plantes ou de la végétation.

4.1.4 Précautions pratiques à prendre

Dans toute étude de suivi qui va durer plusieurs années sur des parcelles permanentes, quelques précautions élémentaires sont à considérer afin d'obtenir des informations objectives et comparables.

Il faut que la communauté étudiée soit homogène (sauf étude précise de cas particulier) et que les placettes soient représentatives de l'ensemble de la communauté.

Afin de revenir toujours exactement aux mêmes emplacements, il faut sceller des piquets repères dans le sol, tant pour les lignes que pour les surfaces.

Les observations doivent être renouvelées selon une périodicité à déterminer : mois, saisons, années.

Les mesures et les techniques qui permettent de les réaliser sont très nombreuses.

Avant d'entreprendre toute étude, il faut réfléchir sur la signification des mesures elles-mêmes.

Toute utilisation de méthode ou de technique ne doit pas être faite au hasard, mais en fonction des buts poursuivis et des moyens disponibles.

Le choix d'une méthode suppose une réflexion attentive ; une fois qu'une méthode, et/ou une technique, a été choisie, il faut la conserver tout au long de l'étude .

Un changement intervenant en cours :

- * introduit de nouveaux paramètres de mesure ne permettant pas de comprendre précisément les modifications apparaissant dans les communautés étudiées,

- * entraîne des risques d'erreur,
- * et ne permet plus de comparaison sûre entre les résultats du début de l'expérimentation et ceux de la fin.

Il est possible d'associer ou de combiner deux ou plusieurs méthodes et techniques afin d'obtenir le maximum de renseignements sur les communautés étudiées et de pouvoir suivre le processus de leur évolution au cours du temps.

4.2 LES NUTRIMENTS ET LE SOL

4.2.1 Estimation des pertes en nutriments au cours d'un incendie

A notre connaissance, aucune mesure n'a été réalisée permettant d'estimer les pertes en nutriments au cours d'incendies.

Les seules estimations ont été réalisées au cours de brûlages dirigés où la quantité de combustible et sa composition chimique étaient mesurées avant et après le feu sur les mêmes sites.

Cette méthode consiste à mesurer les biomasses des différentes strates végétales sur des carrés de 1 à 4 m² par des méthodes non destructives et à récolter et peser ensuite les restes laissés par le feu sur ces mêmes carrés.

La mesure des concentrations en nutriments d'échantillons de chaque catégorie de matériel végétal permet de faire une évaluation des pertes en nutriments au cours du feu.

Une méthode rapide et peu coûteuse a récemment été testée, la spectrométrie de réflexion proche infra-rouge (SPIR ou NIRS en anglais) qui permet la mesure des concentrations en carbone, azote et phosphore d'un grand nombre d'échantillons de matériel végétal récolté avant et après un feu, y compris les cendres (Gillon et al. 1998).

Un problème subsiste cependant pour récolter avec précision les cendres après le feu car, fines et légères, elles sont délicates à recueillir; étant donnée leur forte concentration en nutriments, la perte d'une petite quantité de cendres entraîne une grande imprécision dans le bilan des nutriments.

Certains auteurs ont donc utilisé des plateaux posés sur le sol contenant la couche de litière reconstituée, au poids initial connu, afin de récolter après le feu la totalité des cendres provenant à la fois de la combustion de la litière et de la combustion des strates végétales situées au-dessus (Raison et al. 1985 b, Gillon et Rapp 1989).

Cette méthode est bien entendu inapplicable aux incendies.

Dans le cas des incendies, l'estimation des pertes en nutriments nécessite de reconstituer le combustible avant le feu puisqu'on ne peut pas le mesurer.

Il faudra donc identifier et mesurer, dans la zone brûlée étudiée, la végétation initiale à partir des restes non brûlés et choisir, dans une zone non brûlée, un site le plus identique possible, non seulement par la végétation, mais aussi par la pente et l'exposition.

Dans ce site qui représentera le milieu avant l'incendie, et dans la zone brûlée, il faudra mesurer les quantités et les concentrations en nutriments des différentes strates végétales ou ce qui en reste.

Le problème le plus délicat reste la récolte des cendres sur le sol après l'incendie.

D'abord, cette récolte devrait avoir lieu le plus rapidement possible après l'incendie.

Ensuite, la solution consisterait à prélever les cendres avec la couche superficielle de sol, ce qui obligera à prélever également, dans la zone non brûlée, la litière avec la couche superficielle du sol.

Pour l'azote, Raison et al. (1985 a) ont trouvé une relation généralisable pour la majorité des feux permettant d'estimer les quantités d'azote perdues par l'écosystème au cours d'un feu.

Puisque d'après ces auteurs presque tout l'azote contenu dans la matière organique qui brûle est volatilisé, il suffit de connaître la quantité de combustible brûlé et sa teneur initiale en azote pour obtenir une bonne estimation de l'azote volatilisé au cours d'un incendie.

4.2.2 Suivi de l'érosion après un incendie

L'érosion après un incendie a été suivie par différentes méthodes.

La plus simple et la plus rudimentaire consiste à suivre les mouvements des sédiments au moyen de longs clous plantés dans le sol juste après l'incendie, dont les têtes dépassent largement au dessus de la surface du sol, disposés en lignes parallèles à la pente, sur lesquels on mesure à intervalles réguliers la hauteur qui dépasse au dessus du sol (Diaz-Ferros et al. 1987, Ballais 1993).

Une variante de cette méthode consiste à disposer les clous sur 2 lignes formant un T parallèle à la pente qui définit ainsi une surface à partir de laquelle, connaissant la densité du sédiment, on peut exprimer l'érosion moyenne en poids de sédiment par unité de surface.

Cependant, les clous interagissent avec les mouvements des sédiments et certains auteurs ont utilisé une technique plus sophistiquée, celle de "ponts" fixes permettant de mesurer avec précision, à l'aide d'aiguilles fines que l'expérimentateur passe lors de chaque mesure en travers d'une série de trous situés sur la barre horizontale du pont, les distances entre la barre horizontale et le sol (Shakesby et al. 1989). Cette méthode a l'avantage de mesurer le mouvement des sédiments toujours aux mêmes points sans laisser en permanence d'obstacles sur le sol.

D'autres méthodes consistent à équiper des parcelles, grandes de plusieurs dizaines ou centaines de m², de bacs en bas de pente permettant de récolter la totalité des eaux de ruissellement et les sédiments à chaque événement pluviométrique (Marquès et Mora 1992), ou au cours d'expérimentations avec des simulateurs de pluie (Imeson et al. 1992, Emmerich et Cox 1994, Soler et al. 1994).

Cette méthode a l'avantage de quantifier les phénomènes en les ramenant à une surface connue, à condition que les parcelles soient protégées du ruissellement provenant de l'extérieur.

Elle permet non seulement de mesurer et d'analyser les sédiments transportés, mais aussi de quantifier les volumes d'eau ruisselés que l'on peut alors comparer aux volumes d'eau reçus.

Enfin, à une toute autre échelle, les études de bassin versant, avec le suivi automatique en continu des flux entrants et sortants et la mesure régulière de la composition chimique des eaux exportées, ont apporté des données extrêmement intéressantes sur le comportement hydrologique et chimique de grandes surfaces parcourues par des incendies (Mackay et Robinson 1987, Lavabre et al. 1991, Martin et Chevalier 1991).

Ces études sont particulièrement intéressantes lorsqu'elles ont commencé bien avant la survenue d'un incendie et que l'on dispose ainsi de plusieurs années de données de référence sur le fonctionnement de l'écosystème avant le feu.

4.2.3 Suivi des caractéristiques physico-chimiques du sol après un incendie

Les caractéristiques physico-chimiques les plus importantes à suivre à la suite d'un incendie sont celles qui sont liées à la fertilité du milieu et à la susceptibilité du sol à l'érosion; ce sont principalement la teneur en matière organique du sol, sa stabilité structurale et sa perméabilité ou son caractère hydrophobe.

La détermination de ces caractéristiques se fait généralement par des méthodes classiques en pédologie; elles ne seront donc pas décrites ici.

Les suivis effectués après incendie sont en général réalisés sur les premiers cm de sol, ceux susceptibles d'être modifiés par le passage de l'incendie.

4.2.3.1 Teneur en matière organique

La matière organique totale est un indicateur intéressant car c'est elle qui conditionne la structure du sol, sa perméabilité à l'air et à l'eau.

Elle peut aussi être liée aux substances hydrophobes et aux substances-ciment, éléments qui vont directement déterminer la sensibilité du sol à l'érosion.

Dans cette optique, Giovannini et Lucchesi (1983) et Giovannini et al. (1987) ont distingué de la matière organique totale :

- * celle liée aux substances hydrophobes par traitement des échantillons de sol au benzène,

- * et celle liée aux ciments organométalliques par traitement des échantillons au benzène + acétylacétone.

4.2.3.2 Stabilité structurale

La stabilité des agrégats est mesurée par la quantité de fractions fines qui sont mobilisées à partir des agrégats soumis :

- * soit au tamisage sec (Soto et al. 1991),
- * soit au tamisage humide (Giovannini et Lucchesi 1983),
- * soit à des gouttes d'eau chargées d'une énergie connue (Soto et al. 1991).

La mesure de cette fraction fine quantifie la part du sol susceptible d'être entraînée par ruissellement.

4.2.3.3 Caractère hydrophobe des sols

Cette caractéristique a été mesurée par le temps de pénétration d'une goutte d'eau (WDPT, water drop penetration time) à la surface d'un sol séché et débarrassé de sa couche de litière par DeBano et al. (1976), Giovannini et al. (1987) et Shakesby et al. (1993).

Cette méthode a souvent été complétée par la mesure de l'angle apparent de contact liquide-solide qui quantifie les capacités d'humidification d'un sol.

Pratiquement, il se détermine en mesurant les hauteurs respectives atteintes par l'eau et l'éthanol montés par capillarité dans deux tubes verticaux remplis de sol.

Ces deux méthodes ont été précisément décrites par DeBano (1981).

Une variante de ces méthodes est la mesure de la capacité d'infiltration du sol, directement sur le terrain, par la détermination de la quantité d'eau absorbée par un infiltromètre enfoncé à 10 cm de profondeur (Shakesby et al. 1993).

La répartition du caractère hydrophobe d'un sol est généralement hétérogène et discontinue dans l'espace.

Une méthode pour comprendre le rôle et l'importance du caractère hydrophobe d'un sol consiste à effectuer des tranchées dans différents sites de la zone incendiée après une forte pluie ou après une expérimentation avec un simulateur de pluie et à examiner et quantifier la répartition, dans les différentes couches du sol, des zones humides repérables par leur couleur plus foncée.

C'est ainsi que Imeson et al. (1992) ont interprété les résultats des mesures de ruissellement et d'érosion sur leurs parcelles d'étude en zones incendiées et témoin.

4.2.4 Suivi de l'activité biologique des sols après un incendie

L'activité des animaux et des microorganismes du sol est une composante essentielle du fonctionnement du sol.

Elle est toujours perturbée par le passage d'un incendie, au moins dans les strates superficielles du sol.

Plusieurs méthodes permettent de mesurer l'activité biologique du sol.

Pour les animaux du sol, il suffit de prélever des échantillons de litière et de sol superficiel et de les placer dans des extracteurs automatiques du type Berlèse-Tüllgren largement utilisés par les biologistes (Macfadyen 1961).

Cette technique classique est basée sur le réflexe des animaux du sol à fuir la chaleur et la lumière.

L'échantillon est placé dans un entonnoir sous une lampe chauffante, les animaux s'enfoncent donc dans le sol et finissent par tomber dans un récipient rempli d'eau.

Il faut ensuite trier les animaux, au moins par groupes ayant des fonctions différentes dans le sol, par exemple phytophages, détritivores, prédateurs.

Pour l'étude de l'activité des microorganismes, une des méthodes employées dans les suivis après incendie est la mesure de la respiration du sol, c'est à dire le dégagement de CO₂.

Cette méthode peut être directement utilisée sur le terrain, mais on se heurte alors aux problèmes d'hétérogénéité du sol et au fait que la mesure englobe également la respiration des organes végétaux souterrains.

Elle peut également être appliquée sur des échantillons prélevés sur le terrain, triés et tamisés, puis incubés en laboratoire en conditions constantes.

On se heurte alors aux artefacts liés aux conditions artificielles des expérimentations en laboratoire.

Une autre méthode consiste à mesurer l'azote minéralisé par les microorganismes, sous forme nitrique ou ammoniacale, dans des échantillons de sol.

Ceux-ci peuvent être laissés en place sur le terrain mais ils ne doivent pas contenir de racines qui prélèveraient cet azote ; des cylindres sont donc enfoncés dans le sol permettant d'isoler une portion de sol non déstructuré sans racines et on mesure les teneurs initiales en azote minéral et les teneurs finales après une durée de l'ordre de 15 ou 30 jours.

On peut également faire le même type de mesures sur des échantillons de sol prélevés sur le terrain et incubés au laboratoire, mais l'activité des microorganismes peut être modifiée par le tamisage et l'aération du sol.

Enfin, des méthodes permettent de mesurer la biomasse microbienne dans les sols par des techniques de fumigation, et de distinguer le carbone et l'azote microbiens, le carbone et l'azote solubles ou extractibles et le carbone et l'azote organiques (Prieto-Fernandez et al. 1998).

4.3 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ballais J L, 1993.- L'érosion consécutive à l'incendie d'août 1989 sur la montagne Sainte-Victoire: 3 années d'observations (1989-1992).
- DeBano L F, 1981.- Water repellent soils : a state-of-the-art. USDA Forest Service. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. Gen. Techn. Rep. PSW-46. 21 pp.
- DeBano L F, S M Savage and D A Hamilton, 1976.- The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 779-782.
- Diaz-Fierros F, E Benito and R Perez, 1987.- Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia. *Catena* 14: 189-199.
- Emmerich W E and J R Cox, 1994.- Changes in surface runoff and sediment production after repeated rangeland burns. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 199-203.
- Gillon D and M Rapp, 1989.- Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest. *Plant Soil* 120: 69-77.
- Gillon D, C Houssard and R Joffre, 1998.- Using near infrared reflectance spectroscopy to predict carbon, nitrogen and phosphorus content in heterogeneous plant material. *Oecologia* (in press).
- Giovannini G and S Lucchesi, 1983.- Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Sci.* 136: 231-236.
- Giovannini G, S Lucchesi and M Giachetti, 1987.- The natural evolution of a burned soil: a three-year investigation. *Soil Sci.* 143: 220-226.
- Imeson A C, J M Verstraten, E J van Mulligen and J Sevink, 1992.- The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19: 345-361.
- Lavabre J, D Sempere-Torres and F Cenersson, 1991.- Etude du comportement hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie. *Hydrol. continent.* 6: 121-132.
- MacFadyen A, 1961.- Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30 : 171-184.
- MacKay S M and G Robinson, 1987.- Effects of wildfire and logging on streamwater chemistry and cation exports of small forested catchments in southeastern New South Wales, Australia. *Hydrological Processes* 1: 359-384.
- Marqués M A. and E Mora, 1992.- The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena* 19: 333-344.
- Martin C et Y Chevalier, 1991.- Premières conséquences d'un incendie de forêt sur le comportement hydrochimique du bassin versant du Rimbaud. *Hydrol. continent.* 6: 145-153.
- Prieto-Fernández A., M J Acea and T Carballas, 1998.- Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol. Fertil. Soils* 27: 132-142.
- Raison R J, P K Khanna and P V Woods, 1985a.- Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 132-140.
- Raison R J, P K Khanna and P V Woods, 1985b.- Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. *Can. J. For. Res.* 15: 657-664.

Shakesby R A., R P D Walsh and C O A Coelho, 1989.- The impact of forest fire on soil erosion, Agueda basin, Portugal: new developments in techniques and some provisional results. 2nd Internat. Conf. of Geomorphology, Franckfurt.

Shakesby R A, C O A Coelho, A D Ferreira, J P Terry and R P D Walsh, 1993.- Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. Int. J. Wildland Fire 3: 95-110.

Soler M, M Sala and F Gallart, 1994.- Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. In Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. M. Sala and J.L. Rubio eds. Geoforma Ediciones, Logrono, Spain, 149-161.

Soto B, E Benito and F Diaz-Fierros, 1991.- Heat-induced degradation processes in forest soils. Int. J. Wildland Fire 1: 147-152.

5 ETAT DES CONNAISSANCES SUR LA CICATRISATION

PUIS LA RECONSTITUTION DES ECOSYSTEMES

Dominique GILLON et Louis TRABAUD
Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive
Centre National de la Recherche Scientifique
1919 route de Mende – 34293 Montpellier cedex 5
gillon@cefe.cnrs-mop.fr

5.1 LA VEGETATION

5.1.1 Introduction

Le feu est une force écologique ancienne qui a modelé la plupart des communautés végétales, ainsi que les paysages du Bassin méditerranéen.

Associé à l'action du climat et aux formes topographiques, les incendies ont contribué à créer, mais pas toujours de façon prépondérante, les types de végétation qui croissent autour de la Méditerranée.

Toutefois, même en absence du feu, ces différents paysages ont été façonnés par l'action humaine qui s'est exercée fortement depuis des millénaires.

Il est difficile de connaître avec certitude depuis quelle époque le feu exerce son influence sur la Terre ; toutefois, il ne fait plus aucun doute qu'il a précédé l'apparition de l'Homme.

Le feu a pu survenir dès qu'une végétation terrestre a existé (Harris 1958 ; Jones & Chaloner 1991).

La foudre est une cause naturelle mais aussi les éruptions volcaniques ont pu déclencher des incendies au cours des ères géologiques.

Au début le feu était un agent naturel qui apparaissait plus ou moins régulièrement dans le cycle naturel de la dynamique des écosystèmes.

Sa venue entretenait le rajeunissement de certains peuplements végétaux et créait une mosaïque de communautés ; l'apparition de l'Homme sur la scène a perturbé cet équilibre de la nature y substituant une situation artificielle et bouleversant tout l'ordre originel.

L'Homme a usé et abusé du feu.

En association avec l'abattage des arbres, le pâturage des animaux domestiques et une agriculture extensive mais fortement agressive (élimination des plantes concurrentes et arrachage de leurs racines), il a contribué à modeler les paysages qui existent aujourd'hui dans les pays du Bassin méditerranéen.

Du fait de cette influence ancienne, le feu détermine parfois l'âge, la structure et la composition floristique de nombreuses phytocénoses.

Cependant, selon la végétation et les conditions climatiques, le feu présente des fréquences et des intensités différentes.

Ainsi donc, ces différents facteurs agissent les uns sur les autres : la végétation détermine le régime des incendies, qui à son tour modèle le type de végétation.

Pendant longtemps le feu a été considéré comme un facteur entraînant la dégradation de la végétation.

Quelques chercheurs (Braun-Blanquet 1935 ; Kuhnholz-Lordat 1938, 1958 ; Kornas 1958) avaient envisagé le problème, mais ils ne l'avaient pas étudié de façon précise.

Généralement, ils ont décrit des stades dégradés et ont comparé des zones qui avaient brûlé ; mais ils n'avaient pas analysé le processus de succession après incendie.

Quelques uns citaient les noms des espèces les plus fréquemment rencontrées dans les zones incendiées (*Quercus coccifera*, *Arbutus unedo*, *Cistus* spp., *Pinus* spp.) ; leurs descriptions étaient basées sur l'observation de stades considérés a priori comme appartenant à la succession régressive de la végétation méditerranéenne : depuis la forêt de chêne vert (*Quercus ilex*), en passant par les garrigues de *Quercus coccifera*, pour aboutir finalement aux pelouses de *Brachypodium retusum*.

Mais ces auteurs n'ont pas étudié de façon détaillée l'impact du feu sur les communautés en place, ni le devenir réel survenant après cette perturbation. Il y a seulement depuis une trentaine d'années que de nouvelles approches ont abordé le problème plus objectivement.

5.1.2 Formations forestières

Dans le sud de la France, la dynamique de la végétation après incendie a été surtout suivie dans la région des garrigues calcaires du Bas-Languedoc (Trabaud 1970, 1974, 1983, Trabaud & Lepart 1980, 1981).

Quarante-sept parcelles ont été étudiées de façon permanente pendant 10 à 12 ans.

Elles étaient situées dans 8 types de communautés végétales représentatives de la région : forêts, garrigues et pelouses.

Après incendie, la végétation retourne rapidement à son état initial.

Les espèces qui constituent les communautés 10 ans après le feu sont les premières à apparaître, ce sont celles qui existaient avant le feu.

Ainsi, un an après un incendie, 70% des parcelles étudiées possédaient plus de 75% des espèces qui seront présentes 10 ou 12 ans plus tard.

Deux ans après le feu, ce pourcentage dépassait 80% ; et en cinq ans, il atteignait 100%.

Le retour vers un stade identique à celui qui existait avant le feu est donc rapide.

L'évolution de la composition floristique suivait un modèle identique pour toutes les communautés (Fig. 1).

Au cours des premiers mois suivant l'incendie, il y avait peu d'espèces, puis la richesse floristique augmentait atteignant des valeurs maximales entre la première et la troisième année (due surtout aux annuelles tentant d'occuper les espaces incendiés).

Au cours des deux à trois années suivantes le nombre d'espèces diminuait progressivement. Au-delà de la cinquième année, cette richesse tendait à se stabiliser.

Au fur et à mesure que les communautés gagnaient en âge, leur structure devenait de plus en plus complexe, entraînant une multiplicité des strates (Fig. 2).

La végétation croissait des strates basses (0-50 cm) vers des strates plus élevées (2-4 m) pour les peuplements forestiers. La physionomie de la végétation tendait à ressembler à celle des communautés non incendiées (Trabaud 1983, 1984).

Dans les montagnes siliceuses des Albères et des Aspres (extrémité orientale des Pyrénées), Prodon et al. (1984) étudiant 6 types d'écosystèmes comprenant des forêts de *Quercus ilex* ou de *Q. suber*, des maquis et des pelouses, constatèrent que la réapparition des espèces était immédiate après l'incendie.

Pendant les deux premières années après le feu, les annuelles étaient extrêmement abondantes.

Mais, les espèces pérennes qui se rétablissaient étaient celles qui existaient avant la perturbation.

En outre, la richesse floristique était plus élevée dans les zones incendiées par rapport à celles non brûlées.

Dans cette même région, Trabaud (1993) obtint des résultats comparables : les maquis et taillis se reconstituent.

Pour le chêne liège (*Quercus suber*), Pausas (1997) constate que tous les individus brûlés se reconstituent par rejets, mais selon le diamètre du tronc et l'épaisseur de l'écorce les individus se rétablissent plus ou moins rapidement ou à partir des branches ou des souches seulement : les arbres ayant de gros troncs et une écorce épaisse résistent mieux et se régénèrent à partir des branches.

Parmi les formations forestières, les pinèdes de *Pinus halepensis*, qui paient un lourd tribut aux incendies, ont été plus particulièrement étudiées dans les pays du Bassin méditerranéen.

Ainsi, en Languedoc (Trabaud et al. 1985 a et b), quel que soit le type de forêt, trois phases ont été distinguées pour l'accroissement de la phytomasse du sous-bois :

- * une première phase durant 2 ans présentant une augmentation rapide ;
- * une deuxième phase au cours de laquelle la phytomasse s'accroît lentement, lorsque seuls les buissons croissent ;
- * puis une troisième phase sans accroissement, lorsque les buissons ont atteint leur taille adulte.

Trente ans après les feux, la phytomasse du sous-bois était comprise entre 9 et 12 t ha⁻¹.

La litière, composée surtout de débris ligneux au cours des premières années après l'incendie, devenait de plus en plus foliacée (composée d'aiguilles de pin) au fur et à mesure que les peuplements vieillissaient.

La densité des pins s'accroissait jusqu'à un maximum atteint entre la cinquième et la quinzième année, puis décroissait, à cause de la mortalité due à la concurrence inter et intra-spécifique.

La distribution des jeunes pins était uniforme sur toutes les zones étudiées.

Ceci apparemment était dû à la superposition de pluies de graines provenant de sources variées.

Ce type de régénération et de dispersion du pin a été confirmé en Provence (Abbas et al. 1984 ; Barbero et al. 1987) et en Catalogne (Papio 1987, 1994).

Le même modèle de reconstitution floristique et architecturale a été aussi constaté aux Baléares (Morey & Trabaud 1988).

Toujours pour des formations forestières, au nord-ouest de l'Espagne (Tarrega et al. 1987), la diversité floristique du sous-bois de *Quercus pyrenaica* augmente au cours de la première année après le feu dû à un accroissement de la richesse floristique.

Tous les sites étudiés conservèrent leurs propres caractéristiques, conduisant, par un processus de recolonisation, à un état semblable à celui existant avant l'incendie.

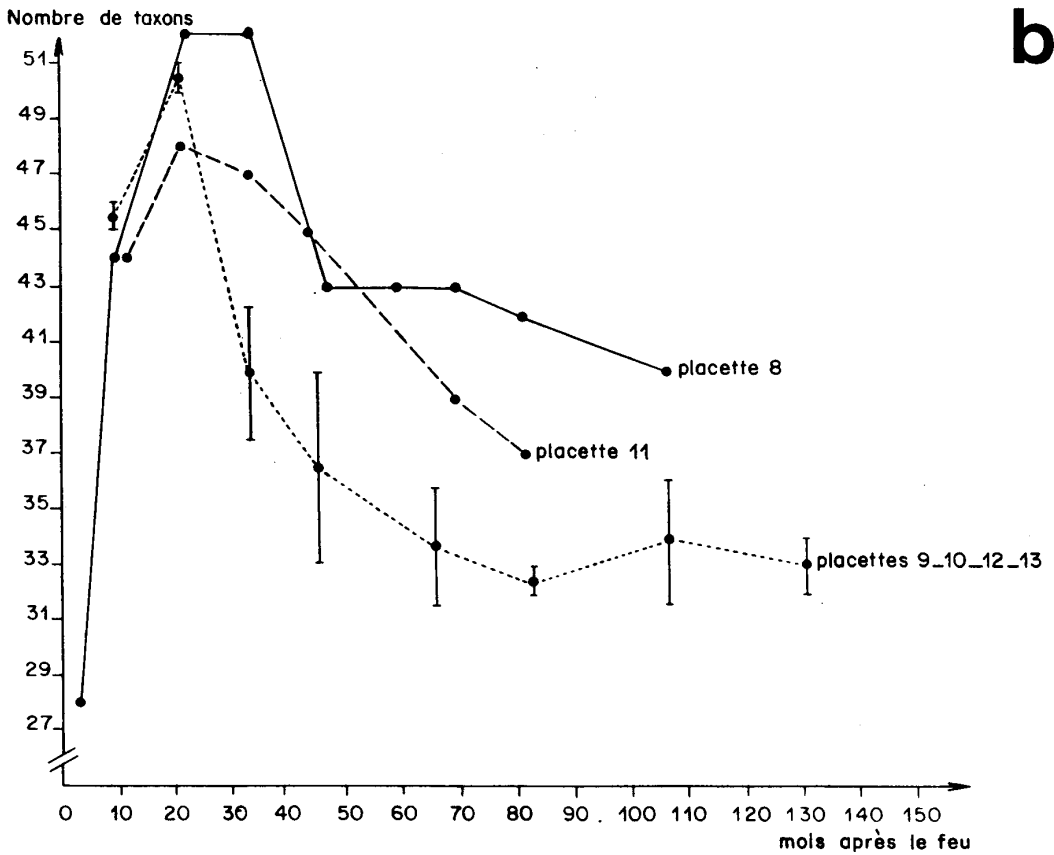
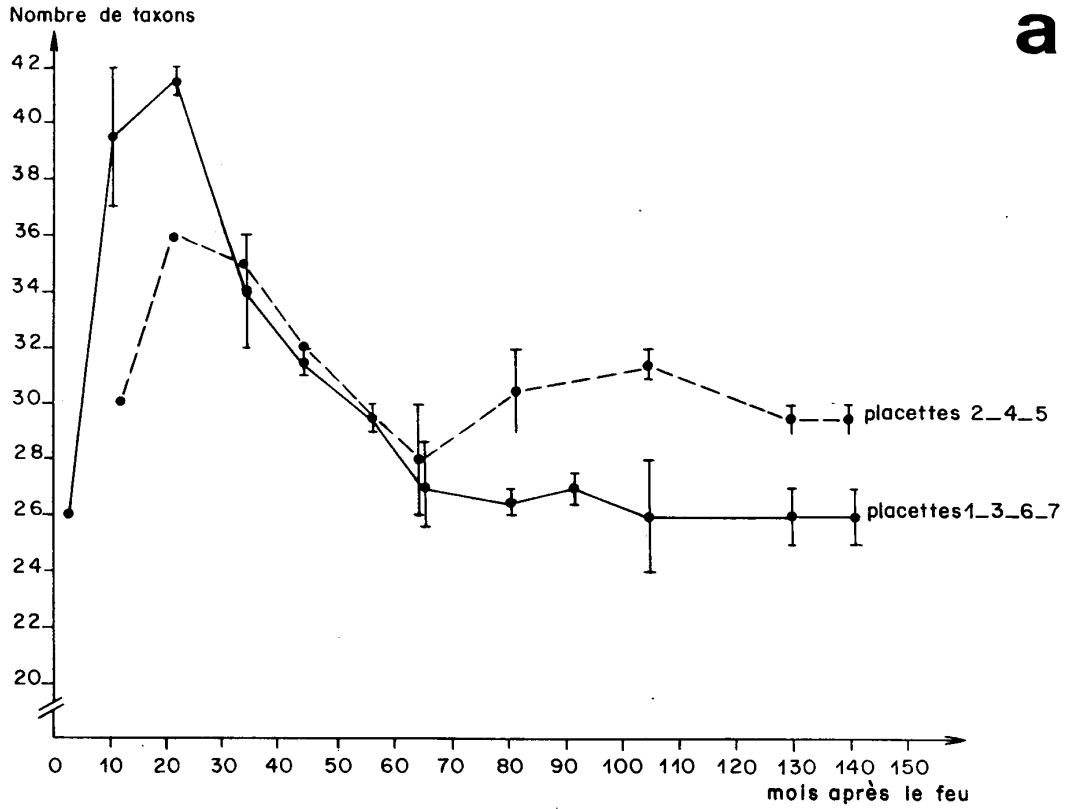


Figure 1

Exemple de l'évolution de la richesse floristique des taillis de *Quercus ilex* après incendie :
 a) taillis denses (couvert forestier >50%) ; b) taillis clair (couvert forestier <50%)

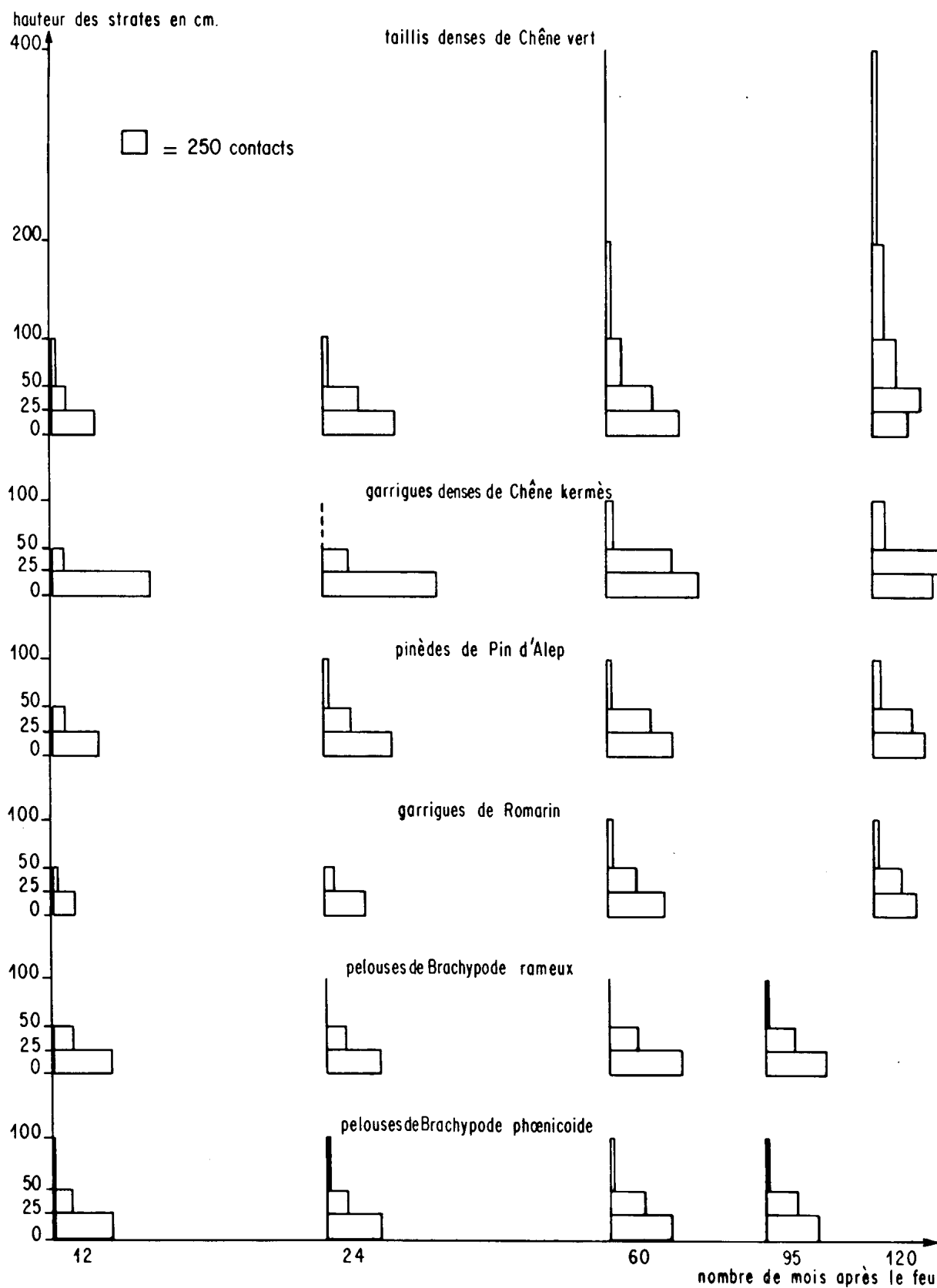


Figure 2

Evolution au cours du temps du phytovolume selon les strates de communautés incendiées dans le sud de la France

5.1.3 Cas des pinèdes de pin d'Alep

Du fait de la fréquence élevée des incendies dans les pinèdes de pin d'Alep, cette espèce a été l'objet de nombreuses études.

Le pin d'Alep est une essence qui ne peut se reproduire après incendie que par voie sexuée (semences, c'est un semencier obligatoire). Il faut donc considérer la densité des jeunes plantules, la structure de leur âge, leur distribution spatiale.

Toutes les études concordent pour montrer que le nombre de plantules est relativement faible les premières années après un incendie, puis augmente pour atteindre un maximum, puis décroître au fur et à mesure que la pinède approche de sa maturité.

Ainsi, Trabaud et al. (1985 b) constatent une densité de 2 000 plantules par ha pour les cinq premières années.

Ensuite, selon que la pinède avait un sous-bois de *Quercus coccifera*, le maximum était atteint vers 8 à 9 ans avec 13 000 plantules à l'hectare (Fig. 3), tandis que lorsque le sous-bois était dominé par *Rosmarinus officinalis*, ce maximum apparaissait vers 14 à 15 ans avec 10 000 plantules par hectare.

Abbas et al. (1985) constatent une tendance comparable.

Ce type d'évolution de la densité se retrouve aussi en Algérie (Moravec 1990), en Catalogne, Espagne (Papio 1987, 1994), et dans le Golfe de Tarente, Italie (Saracino & Leone 1993 a, 1994), voir le Tableau 1.

Martinez-Sanchez et al. (1996) dans la Manche (SE de l'Espagne) observent le même type d'évolution de la densité.

Toutefois, dans leur étude et celle de Ferran et al. (1991), qui ne suit pas l'évolution au cours des ans, le nombre de plantules varie selon l'exposition, les plantules étant plus nombreuses sur les expositions sud.

Trabaud et al. (1985 b) ainsi que Papio (1987, 1994) trouvent que plus le nombre de pins adultes avant l'incendie était élevé, plus les plantules de pin sont denses.

Tableau 1. Evolution des densités des plantules de pin au cours des ans après incendie dans trois pays du Bassin méditerranéen.

Ans	* Algérie	Espagne	Italie
2	2 000		1 600 - 2 300
3		4 400	
4			35 800
5	35 800		
8		10 040	
14		6 900	
20	22 500		
26		4 720	
57		2 100	

D'après Hett & Loucks (1976), deux modèles peuvent être appliqués pour expliquer la structure d'âge des populations.

Le premier est représenté par une fonction exponentielle décroissante, il convient bien pour décrire la survie des espèces ayant une durée de vie courte ou pour de jeunes plantules sur une courte période de temps.

Le second modèle est représenté par une fonction puissance décroissante, approprié pour décrire la structure d'âge des populations ayant des durées de vie longues.

Dans leur travail considérant une période de 30 ans, Trabaud et al. (1985 b) trouvent que le premier modèle est celui qui s'appliquerait le mieux à leurs résultats.

Ainsi, au cours des 10 premières années, le taux de mortalité serait constant quel que soit l'âge des individus, puis la population vieillissant, la mortalité affecterait plus particulièrement les jeunes plantules.

Lors d'études sur de courtes périodes (5 ans environ), en ne considérant que les plantules de ces périodes, Trabaud (1988) trouve une mortalité moyenne de 20%, tandis que Herranz et al. (1997) constatent des mortalités de 50 à 80%.

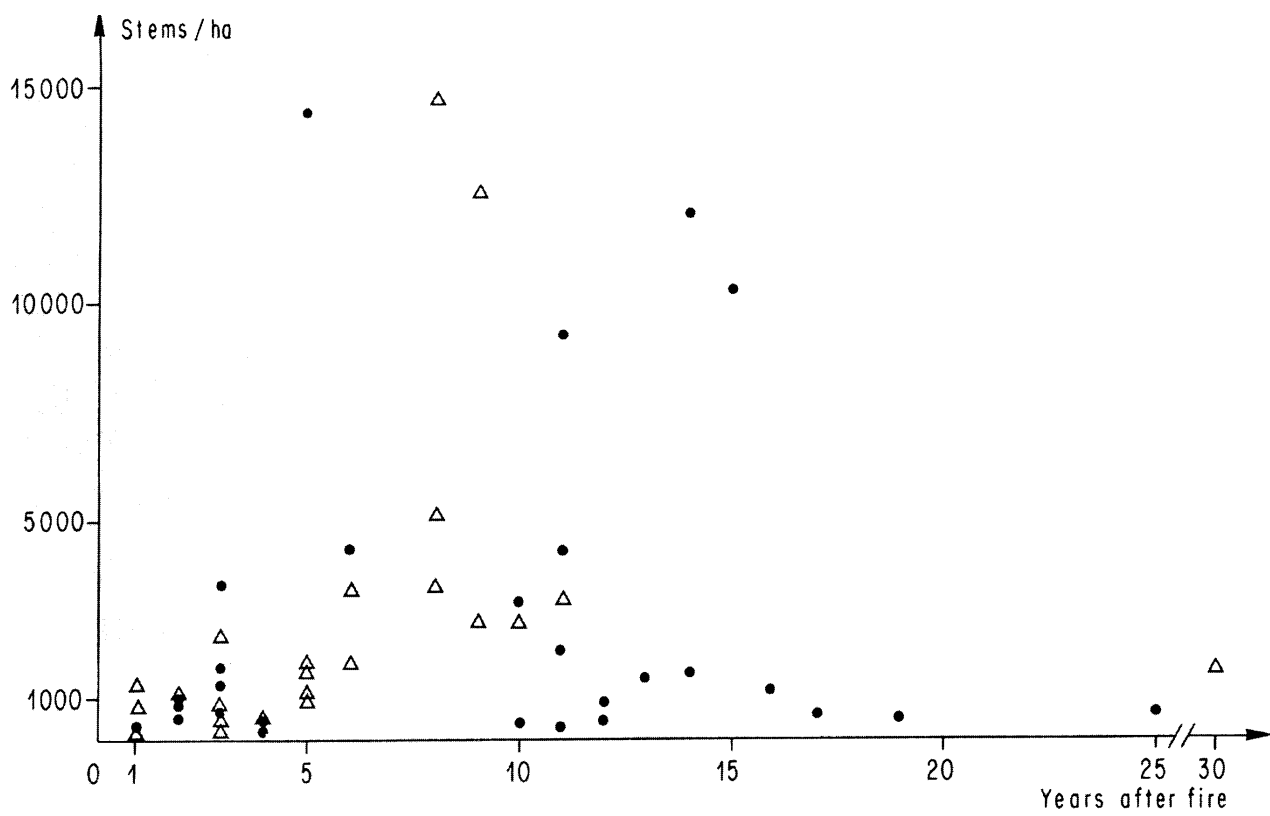


Figure 3

Evolution au cours du temps de la densité des tiges de pin d'Alep dans le sud de la France (Δ) sous bois de *Quercus coccifera* (●) sous-bois de *Rosmarinus officinalis*

Cette mortalité dépend de la vigueur des plantules et de la période de sécheresse de l'été la première ou la deuxième année après l'incendie (Trabaud 1988 ; Papiro 1994), mais aussi de la densité de la végétation se régénérant (Loisel 1966 ; Trabaud et al. 1985b ; Papiro 1987 ; Martinez-Sanchez et al. 1996) ; les espèces réoccupant l'espace après l'incendie entrent en compétition pour les nutriments et la lumière.

En ce qui concerne la distribution spatiale, Trabaud et al. (1985b) observent une distribution répartie sur l'ensemble du peuplement (ceci dû aux sources d'où proviennent les semences : dans le sol avant le feu, tombée des cônes après le passage du feu, ou des arbres non brûlés).

Par contre Papiro (1987) trouve une distribution plus classique de 25 à 30 mètres autour des arbres, diminuant en fonction de la distance aux semenciers.

Saracino & Leone (1993a) constatèrent une dispersion liée à la position topographique sur les dunes où croissaient les pinèdes, et une tendance en agrégats.

Généralement, la croissance moyenne annuelle des plantules de pin d'Alep pendant les 10-15 premières années suivant un incendie, est de 10 cm par an (Trabaud 1983, 1988 ; Trabaud et al. 1985b ; Morey & Trabaud 1988 ; Ferran 1991).

Dès que les pins ont dépassé la taille du sous-bois, leur accroissement devient plus rapide, atteignant 10 m en 30 ans.

Dans des conditions peu favorables, certains auteurs observèrent une croissance très voisine de 10 cm par an (Moravec 1990 ; Papiro 1994) au cours des premières années, mais avec une croissance plus faible par la suite, seulement 2 m en 20 ans et 7 m à 50 ans.

5.1.4 Formations buissonnantes

Dans le sud-ouest de l'Espagne (Andalousie), Garcia-Novo (1977) avait décrit 5 stades de succession après incendie d'un type de matorral.

Au cours du premier stade (0-30 mois) il n'y a aucune germination, aucune annuelle, seules quelques espèces repoussent, en particulier celles qui possèdent une forte capacité à rejeter de souche.

Deuxième stade (1 an), des germinations abondantes apparaissent ; d'autres espèces ont donné des rejets ; de nombreuses annuelles sont présentes.

Troisième stade (deuxième année), les graminées atteignent leur développement maximal.

Quatrième stade (troisième et quatrième années), le nouveau matorral évolue vers une forme comparable au matorral mûr ; l'importance de la strate herbacée diminue.

Cinquième stade (à partir de la cinquième année), le matorral incendié retrouve sa composition floristique et sa structure initiales.

Au sud-est, dans la région d'Alicante-Valencia, un matorral de *Rosmarinus officinalis* et *Ulex parviflorus*, dominé par *Pinus halepensis*, est reconstitué au bout de 10 ans (Mansanet 1987) ; seules les plantules de *Pinus halepensis*, présentes dans tous les sites étudiés, n'avaient pas encore atteint leur taille adulte.

Sur un type de communauté comparable, Sanroque et al. (1985) arrivent aux mêmes conclusions et constatent que les espèces présentes avant le feu se réinstallent après.

Dans les maquis à *Erica arborea* et *Calicotome spinosa* croissant sur les terres siliceuses du Cap de Creus (N Catalogne), la rapide recolonisation des zones incendiées provient essentiellement des rejets produits en grande quantité par les espèces préexistantes (Franquesa 1987), entraînant une rapide stabilisation de la végétation : il n'y a pas vraiment de phénomène de succession.

Dans les maquis plus montagnards de la même région, mais floristiquement voisins, le même type de processus de recolonisation à partir d'espèces préexistantes a été également observé (Perrinet 1987).

Parmi les écosystèmes buissonnants étudiés, la garrigue de *Quercus coccifera* (chêne kermès) présente une grande résilience, car malgré des mises à feu fréquentes, sa composition floristique reste inchangée (Trabaud 1984 ; Trabaud & Lepart 1981), et sa capacité de reconstitution est importante (Malanson & Trabaud 1988).

La reconstitution de la phytomasse est rapide (Trabaud & Papio 1987) : environ $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

L'architecture (structure horizontale et verticale, densité et distribution des tiges) de cette garrigue est rapidement reconstituée (Sala et al. 1987).

La cicatrization des landes et matorrals à Légumineuses dominantes suit un même modèle. En Galice (NW Espagne), les landes dominées par *Ulex europaeus* sont rapidement recolonisées par les espèces préexistantes au feu, rejetant de souche (Casal 1985, 1987 ; Puentes et al. 1985 ; Casal et al. 1986, 1990).

Quelques rares espèces prennent de l'importance grâce à leurs systèmes végétatifs de régénération, tandis que les espèces qui ne se reproduisent que par semences (par exemple *Cistus* spp.) deviennent moins abondantes après l'incendie.

Il en est de même pour les espèces herbacées.

La structure horizontale et verticale change fortement : la hauteur des buissons, leur phytomasse et leur recouvrement changent avec le temps.

Les herbacées annuelles disparaissent rapidement au profit des pérennes.

Un processus identique a été décrit dans les garrigues de *Genista scorpius* et les landes de *Cytisus scoparius* (Debussche et al. 1980).

Dans la région du centre sud de l'Italie, les recherches ont porté sur la « macchia » dominée par *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis* et *Ampelodesmos mauritanicus* (De Lillis & Testi 1990 ; Mazzoleni & Pizzolongo 1990).

Les changements observés montrèrent que les espèces pérennes de la communauté originelle prenaient le dessus des espèces « étrangères » envahissantes.

La diversité fut maximale pendant la deuxième année après le feu, correspondant au maximum de la richesse floristique.

Malgré ce retour vers des communautés identiques à celles qui préexistaient, les conditions environnementales qui suivirent les incendies amenèrent quelques modifications entre l'abondance et la dominance relative parmi les espèces.

En Grèce, la régénération après incendie a été étudiée plus particulièrement dans les phryganes (formations buissonnantes basses).

Comme dans les autres communautés incendiées, la recolonisation est assez rapide (Papanastasis 1977 a et b ; Arianoutsou & Margaritis 1981 ; Arianoutsou 1984).

Les plantes se réinstallent soit par rejets à partir des organes souterrains, soit par germinations à partir des semences.

La cicatrisation prend environ 7 ans, les espèces annuelles étant prédominantes surtout pendant la première année.

Ici aussi, les espèces qui reconstituent les phryganes incendiées sont celles qui préexistaient au feu.

Il faut constater la grande importance et dominance des légumineuses au cours des premières années après incendie dans les phryganes (Papanastasis 1977 b ; Papavassiliou & Arianoutsou 1993).

Sans donner de détails sur la composition floristique, ni la structure, ni le développement des communautés, Naveh (1974, 1975) en Israël, déclare que se sont les espèces qui préexistaient qui se réinstallent dans les zones incendiées.

Bien que constituant des communautés importantes et caractéristiques du paysage méditerranéen, les cistaies n'ont pas été particulièrement étudiées en ce qui concerne leur dynamique.

Les recherches ont principalement porté sur l'influence des températures déterminant la germination des semences de différentes espèces de *Cistus* et leurs modalités de régénération (Troumbis & Trabaud 1986, 1987 ; Trabaud & Oustric 1989).

Pour chaque espèce étudiée, il existe un seuil variable de température qui permet le déclenchement d'un maximum de germinations (généralement aux alentours de 100°C).

Toutefois, plus que des « pyrophytes », les cistes se comportent en espèces « opportunistes » occupant les espaces laissés libres après une perturbation et en absence de compétiteurs agressifs.

En fait, la plupart des auteurs cités arrivent aux mêmes conclusions.

Ce sont les espèces qui existaient avant l'incendie qui se réinstallent et reconstituent les communautés.

Elles apparaissent très tôt, pratiquement au cours des premières années qui suivent le feu. Il n'y a pas renouvellement (succession) de communautés, dans le sens d'une communauté remplaçant (succédant à) une autre, mais tout simplement « autosuccession » au sens de Hanes (1971) ; c'est-à-dire que les communautés incendiées se rétablissent identiques à elles-mêmes.

5.1.5 Conclusions

A la vue des résultats des recherches réalisées ces dernières années, la régénération des systèmes écologiques après le feu, dans la région méditerranéenne, montre qu'il n'y a aucune profonde modification des communautés actuellement en place : celles-ci, après le passage des incendies tendent vers une structure et une composition spécifique identiques à celles d'origine.

La majorité des végétaux apparaissant après le feu proviennent d'organes de survie (rhizomes, souches, bulbes, graines, etc.) déjà présents dans le sol avant le passage de la flamme, ou apportés (semences) immédiatement après le feu par les plantes en place ou situées à proximité.

Il n'y a pas d'éléments étrangers aux peuplements initiaux qui soient capables d'envahir en masse et de persister dans les zones incendiées.

Tous les végétaux qui se régénèrent par voie végétative donnent des repousses au cours des premiers mois qui suivent le feu quelle que soit la saison.

Les communautés végétales faisant partie des paysages du Bassin méditerranéen présentent une grande tolérance au feu.

Faut-il appeler cette tolérance : résilience, stabilité, persistance, élasticité, inertie ?

Ces nombreux termes caractérisent bien la possibilité de récupération des organismes et des populations.

Le feu répété au cours des millénaires a détruit ou éliminé les individus les moins résistants, réduisant ainsi la compétition potentielle ; seules n'ont persisté que les espèces et leurs populations adaptées au passage répété des perturbations, le feu étant une d'entre elles.

La stabilité des systèmes écologiques du Bassin méditerranéen serait caractérisé par une très grande élasticité associée à une forte inertie et une remarquable persistance.

Ce sont des systèmes « dynamiquement robustes ».

Les usages anciens de défrichement, mise en culture, jachère et pâturage, ont fortement modifié les paysages originels.

Il y a eu généralement abattage des arbres, puis incinération et arrachage des souches et des racines, pour établir des cultures ; ensuite abandon cultural, suivi ou non de pâturage ; les feux pastoraux venant se superposer aux feux culturaux ou post-culturaux (écobuages) ; les terres ont été successivement abandonnées puis défrichées à nouveau plusieurs fois au rythme des nécessités socio-économiques.

Ces usages ont entraîné une multiplicité de communautés végétales aptes à survivre à ces bouleversements, et ont façonné les paysages actuels, leur donnant leur physionomie en mosaïque.

Des cycles de feux répétés maintiennent les communautés à des niveaux relativement bas dans les séquences de végétation vers un climax climatique.

En absence de feu, il peut y avoir retour vers des formations proches du climax.

En fait, le passage du feu maintient les communautés héritées du passé à un niveau métastable en équilibre entre leur dynamique et la fréquence des incendies.

La fréquence du passage du feu est extrêmement importante pour comprendre cette relative stabilité des phytocénoses.

En effet, lorsque les incendies surviennent trop fréquemment, des changements notables peuvent advenir dans les populations végétales, certaines espèces peuvent même disparaître.

L'évolution après le feu des communautés est caractérisée par une relative stabilité ainsi qu'une adaptation des espèces à supporter des perturbations.

La longueur des intervalles entre des feux successifs détermine la permanence des espèces et des communautés.

En fait, les systèmes écologiques actuels de la région méditerranéenne sont le résultat d'une action ancienne au cours de laquelle les espèces ont acquis des mécanismes pour surmonter l'effet du feu, mais aussi pour résister à d'autres contraintes de l'environnement telles que les mauvaises périodes climatiques (sécheresse et froid).

A la fois, le feu et les actions humaines, ainsi que le climat, ont favorisé une différenciation écologique et génétique qui a abouti à la constitution de la flore et de la végétation actuelles.

Du fait des vicissitudes passées, actuellement un incendie occasionnel n'est pas réellement un facteur de changement dans les systèmes écologiques du Bassin méditerranéen.

Chaque espèce a développé des caractères de survie différents, apparemment les mieux adaptés pour ses besoins qui lui permettent, à la fois, de survivre aux perturbations, de se perpétuer ainsi que de maintenir les communautés auxquelles elle participe.

5.2 LES NUTRIMENTS ET LE SOL

En brûlant la végétation et la litière qui recouvre le sol, le feu provoque des pertes en nutriments dans l'atmosphère et apporte au sol des cendres riches en éléments minéralisés.

Il agit également directement sur le sol en l'échauffant.

Par suite des modifications induites sur les caractéristiques du sol et de son environnement, les répercussions du feu sur le fonctionnement du sol durent bien au delà du passage du feu.

L'amplitude de ces impacts dépend du milieu et des caractéristiques du feu, ces dernières variant selon la quantité et les caractéristiques du combustible, et selon les conditions météorologiques et topographiques.

L'impact du feu est essentiellement hétérogène, non seulement entre feux agissant sur des écosystèmes différents, mais également dans l'espace et dans le temps au cours d'un même feu.

C'est une des raisons pour lesquelles on trouve des résultats différents, voire contradictoires, dans l'abondante littérature concernant l'impact du feu sur les sols et leur fertilité.

5.2.1 Effets immédiats des feux

5.2.1.1 Pertes en nutriments au cours des feux

La combustion de la végétation entraîne directement une perte de nutriments dans l'atmosphère, par volatilisation sous forme gazeuse ou par convection de fines particules dans la fumée.

Les seules données connues sur l'amplitude de ces pertes pour l'écosystème concernent des feux contrôlés.

Par exemple, d'après les estimations publiées, les pertes en azote au cours de brûlages dirigés en forêt s'échelonnent entre 12 à 119 kg ha⁻¹, ce qui représente entre 33 et 70% de l'azote qui était contenu dans la végétation du sous-bois et la litière (Gillon 1990).

Les processus provoquant ces pertes sont maintenant bien connus depuis les travaux de Raison et al. (1985 a et b).

On sait que la presque totalité de l'azote contenu dans la matière organique qui brûle se volatilise.

Cette relation est précieuse car elle peut permettre l'estimation des pertes en azote au cours d'un feu si on connaît la quantité de combustible brûlé et sa teneur initiale en azote.

A l'exception du soufre aussi volatil que l'azote, les pertes des autres nutriments sont toujours plus faibles que celles d'azote; en général, exprimées en pourcentage des quantités initiales, les pertes en nutriments majeurs sont dans l'ordre :

* $N > K > P > Ca$,

* car les pertes en azote sont dues à la seule volatilisation, celles de calcium uniquement au transport de particules et les pertes en K et P résultent des deux mécanismes à la fois.

Si on peut reconstituer le pourcentage de pertes en calcium, on peut ainsi estimer le taux de pertes par convection de particules dans les fumées.

Connaissant les taux de perte d'azote et de calcium, on a ainsi une bonne estimation de l'ampleur des deux grands mécanismes responsables des pertes immédiates de nutriments au cours d'un feu.

Les nutriments perdus au cours des incendies de forêt peuvent en partie être restitués; ainsi, la pluie et les apports atmosphériques secs, collectés pendant les sept premiers jours après un incendie de forêt aux USA, avaient des teneurs en ions deux fois plus élevées que ceux récoltés aux mêmes dates dans une région voisine (Lewis 1974).

Cependant, les analyses des fumées produites au cours de la combustion de différents combustibles forestiers ont montré que la volatilisation de l'azote se faisait essentiellement sous forme d'azote gazeux (N₂), qui ne sera donc pas restitué à la forêt via les précipitations, et très peu sous forme nitrique ou ammoniacale (DeBell et Ralston 1970); par contre le phosphore peut être redistribué localement avec les retombées de cendres (Hingston et Galbraith 1989).

5.2.2 Apport de cendres au sol

S'il y a globalement des pertes en nutriments pour l'écosystème forestier, il y a simultanément enrichissement du sol avec l'apport de cendres provenant de la combustion de la végétation et de la litière.

Ces cendres sont souvent encore riches en matière organique; les cendres noires en contiennent plus de 90% et les cendres grises encore 12 à 55% (Raison et al. 1985 a).

Elles concentrent jusqu'à 30 fois plus que la litière les nutriments peu volatils, comme le calcium, le phosphore et le potassium, sous forme minérale ou facilement minéralisable par les micro-organismes.

L'azote total est en général moins abondant à la surface du sol après un incendie, mais un grand nombre d'études, comme celles de Carballas et al. (1993) ou de Hernandez et al. (1997) en forêts méditerranéennes espagnoles, montrent un net accroissement d'azote minéral dans le sol après le passage des feux, sous forme ammoniacale essentiellement, dû à la pyrolyse des protéines (Raison 1979).

L'apport de cendres entraîne une élévation du pH du sol et Raison et McGarity (1980) ont montré que l'élévation du pH de 1 unité provoquait une augmentation de la solubilité des composés organiques carbonés présents dans le sol qui deviennent ainsi mobilisables par les micro-organismes.

Les nutriments contenus dans les cendres déposées sur le sol sont très vulnérables aux pertes par érosion (vent ou ruissellement) et par drainage dans les couches profondes, au delà des systèmes racinaires.

Ces pertes seront minimisées si la végétation repart rapidement après les feux et peut ainsi protéger le sol et immobiliser cet afflux de nutriments.

C'est le rôle des espèces qui rejettent ou germent rapidement après les incendies.

5.2.3 Echauffement du sol au passage du feu

L'échauffement du sol dépend d'abord de la quantité de chaleur reçue, qui varie avec l'intensité du feu et son temps de résidence.

Un feu lent, "à la recule" ou descendant par exemple, provoque un échauffement du sol plus important qu'un feu rapide (DeBano et al. 1979).

La chaleur transmise au sol est presque entièrement due à la radiation et ne représente qu'environ 5% de l'énergie totale libérée par le feu (Raison et al. 1986 a).

Comme le sol est un très mauvais conducteur, la température décroît rapidement en fonction de la profondeur, selon une courbe exponentielle dont les paramètres varient en fonction de la nature du sol et de sa teneur en eau (Valette et al. 1994).

Selon Frandsen et Ryan (1986), un sol plus humide, bien que meilleur conducteur, s'échauffe moins qu'un sol sec en raison de l'énergie consommée par la vaporisation de l'eau.

On a quelques données concernant les températures atteintes dans le sol au cours d'un incendie dans le chaparral californien, une formation proche de nos maquis méditerranéens.

DeBano et al. (1979) ont mesuré des températures maximales de 716°C en surface du sol, et les températures atteintes dans le sol ont essentiellement dépendu de la durée de l'échauffement du sol en surface.

Au cours du même incendie, l'élévation maximale a été de 174°C à 2,5 cm de profondeur, et de 66°C à 5 cm de profondeur.

Cependant, les températures n'étaient pas partout aussi élevées et une température maximale de 166°C a également été mesurée en surface du sol dans un autre site au cours du même incendie et des températures beaucoup plus faibles en profondeur, ne dépassant pas 50°C.

A notre connaissance, aucune donnée n'existe sur les températures atteintes dans le sol au cours d'incendies en milieu forestier.

Les températures mesurées par thermocouples au cours de brûlages dirigés en forêt de pin d'Alep en Provence varient couramment entre 400 et 600°C à la surface du sol, mais à 5 cm de profondeur, l'élévation de température est généralement à peine perceptible (Valette, communication personnelle).

Cependant, au cours d'un brûlage particulièrement intense, réalisé en ouverture dans un milieu très embroussaillé dans une forêt de *Pinus pinaster* de l'Esterel, les températures mesurées ont atteint 900°C à la surface du sol, et 100°C à 5 cm de profondeur.

Des températures de plus de 800°C ont été enregistrées sous des feux de piles de bois et, après plusieurs jours, le sol était stérilisé jusqu'à une profondeur de 40 cm (Walker et al. 1983).

Des mesures effectuées au cours de brûlages dont l'intensité approchait celles d'incendies sévères ont permis de mesurer des températures de 220°C à 7 cm de profondeur (Beadle 1940).

Les conséquences d'un incendie sur le sol vont évidemment dépendre des températures atteintes aux différentes profondeurs et de la durée de l'échauffement.

D'un point de vue biologique, on sait que l'essentiel des modifications ont lieu jusqu'à 125°C environ.

On admet qu'il y a stimulation maximum des micro-organismes vers 37°C, début de stérilisation vers 50°C liée aux pertes en eau, qu'à partir de 60°C les protéines commencent à se dégrader et qu'à 125°C (ou 70°C pendant 10 minutes) il y a stérilisation du sol.

Quel que soit le feu, ce sont les couches superficielles du sol, les plus riches en matière organique et en nutriments et les plus actives biologiquement, qui sont les plus exposées.

5.2.4 Modifications de la structure du sol

Sauf en cas de feux sévères, il n'y a pas d'altération immédiate des propriétés physiques du sol.

Différentes expérimentations en laboratoire consistant à chauffer des sols à différentes températures montrent que, jusqu'à 170°C ou 220°C selon les auteurs, les effets sont faibles, mais qu'à partir de ces seuils la matière organique du sol commence à diminuer par distillation, et qu'à partir de 300°C les composés carbonés commencent à brûler (DeBano et al. 1979).

Or la matière organique conditionne l'agrégation et la structure du sol en liant entre elles les particules minérales et en créant des pores qui permettent la pénétration de l'eau et de l'air.

L'étude de Imeson et al. (1992) réalisée en Catalogne montre très clairement, à partir de coupes de sol, le rôle joué par la matière organique dans la pénétration de l'eau dans le sol et l'effet d'un incendie sur la répartition de la matière organique et les processus d'infiltration.

Quand la matière organique est détruite, la plasticité du sol décroît, la fraction sableuse augmente et la stabilité des agrégats est modifiée; cette stabilité augmente jusqu'à un certain seuil de température, puis diminue au delà de ce seuil qui dépend du type de sol (Giovannini et al. 1988, Soto et al. 1991).

Il a également été décrit une augmentation du caractère hydrophobe de certains sols après incendie (DeBano et Rice 1973), due à des modifications de la structure des substances humiques (Almendros et al. 1990, 1992).

De nombreux auteurs ont en effet montré qu'au cours de la vaporisation de la matière organique des couches superficielles du sol, il y avait migration dans les couches sous-jacentes de substances hydrophobes, ce qui diminuerait le pouvoir d'infiltration du sol, faciliterait le ruissellement et donc les processus d'érosion des couches superficielles (DeBano et al. 1970).

Cependant, les effets de l'incendie sur le caractère hydrophobe des sols et la stabilité des agrégats sont controversés car les processus semblent dépendre de la nature et de la teneur en eau des sols, de la durée et de l'élévation de température auxquelles les sols ont été soumis au cours de l'incendie (DeBano et al. 1976, DeBano et al. 1979, Giovannini et Lucchesi 1983, Imeson et al. 1992).

5.3 REPERCUSSIONS DES FEUX SUR LES SOLS

5.3.1 Erosion

De nombreux auteurs ont observé et mesuré des augmentations des taux d'érosion des sols après des incendies de forêt (Brown 1972).

En effet, la réduction des différentes strates végétales qui ralentissent l'arrivée d'eau au sol et le protègent de l'impact direct des gouttes de pluie, et la modification des caractéristiques physico-chimiques des sols, entraînent une diminution des propriétés d'infiltration du sol.

Ceci favorise le ruissellement qui entraîne les débris incomplètement brûlés et les cendres laissées par le feu et même, dans les cas les plus sévères, les couches superficielles du sol (DeBano et al. 1979).

Soler et al. (1994) ont ainsi mesuré pendant l'année après un incendie en forêt de *Quercus ilex* en Catalogne l'exportation de 15 fois plus d'eau de surface, de 16 fois plus de sédiments et de 12 fois plus de substances dissoutes que dans la forêt témoin.

L'érosion est d'autant plus forte que les feux sont sévères et que les sols sont de nature fragile, mais elle dépend également de nombreux facteurs locaux comme la pente ou la végétation.

Ainsi DeBano et al. (1979) ont mesuré, après un feu dans le chaparral californien, un ruissellement $\frac{1}{2}$ fois plus important et une exportation de sédiments 3 fois plus importante sur des pentes fortes que sur des pentes faibles ; les nutriments exportés sous forme solide ou en solution dans les eaux de ruissellement ont été ainsi 2 à 4 fois plus abondants sur les pentes fortes que sur les pentes faibles.

Autre exemple, Marqués et Mora (1992) ont mesuré des pertes par érosion de 2,2 kg m⁻² au cours des 6 mois qui ont suivi un feu sur une pente exposée au sud dans le nord-est de l'Espagne contre seulement 0,4 kg m⁻² sur une pente de même amplitude exposée au nord.

Ils ont attribué ces différences à la végétation d'origine, beaucoup plus importante sur le versant nord que sur le versant sud ; les restes de végétation plus abondants laissés par les feux et la repousse plus rapide sur le versant nord que sur le versant sud ont donc protégé de façon significative les sols de l'érosion.

Il y a quelques données disponibles sur la teneur en nutriments des sédiments exportés après les incendies grâce au suivi de la composition chimique des eaux de bassins versants parcourus par un incendie.

Ainsi, Lavabre et al. (1991) ont mesuré une augmentation de 25% des quantités d'eau annuelles exportées d'un bassin versant dans le massif des Maures (Rimbaud) après un incendie sévère d'été.

Martin et Chevalier (1991) ont mesuré dans les eaux s'écoulant de ce bassin versant des augmentations importantes sous forme minérale de Ca et K (x10), Mg et N (x4), S (x3), et P (x20) à la suite des premières grandes pluies d'automne.

Dans une étude similaire australienne, Mackay et Robinson (1987) ont montré que les concentrations en minéraux dans les eaux s'écoulant du bassin versant n'étaient pas modifiées après l'incendie et que l'augmentation des exportations de nutriments était principalement due à l'augmentation du ruissellement.

Différentes études en région méditerranéenne française ont montré que l'érosion avait surtout lieu au cours des grandes pluies d'automne après un incendie d'été, et qu'elle n'était plus perceptible ensuite au cours des pluies du printemps suivant (Ballais 1993, Martin et Chevalier 1991).

De même, selon Diaz-Fierros et al. (1987) qui ont suivi l'érosion sur 29 sites incendiés en Espagne, 80% de l'érosion totale de l'année a eu lieu pendant les 6 premiers mois après les incendies.

Enfin, d'après Giovannini et al. (1987), les caractéristiques des sols sont entièrement restaurées au bout de trois ans.

Cependant, après une étude de grande envergure dans des forêts de *pinus pinaster* et d'*Eucalyptus globulus* parcourues par des incendies au centre du Portugal, Shakesby et al. (1993) ont mesuré des pertes moyennes de 4 mm de sol au cours des deux premières semaines après les incendies et, deux ans après, les pertes étaient encore 2 fois plus importantes que dans les forêts matures non brûlées.

Les aménagements forestiers réalisés après un incendie ne sont pas sans incidence sur l'érosion. Shakesby et al. (1989), après avoir mesuré l'érosion dans des zones soumises à différents types d'aménagement après des incendies dans le centre du Portugal, donnent quelques conseils simples pour diminuer l'érosion, comme :

- * attendre, avant d'abattre les arbres endommagés par le feu, que toutes les feuilles ou aiguilles roussies soient tombées au sol
- * et étaler sur le sol les branches des arbres coupés pour le protéger de l'érosion pendant la période sensible des premières semaines après les incendies.

Ils ont également montré que l'abattage des arbres, suivi du travail du sol et de l'installation de plants d'Eucalyptus, multipliait gravement les taux d'érosion et que ceux-ci étaient beaucoup plus faibles lorsqu'on laissait la végétation se réinstaller spontanément, même si on abat les arbres endommagés.

5.3.2 Microclimat

Les températures du sol mesurées en été après un feu sont généralement plus élevées et son humidité en surface plus faible en raison de la réduction de la canopée, la suppression des couches protectrices que représentent la litière et la végétation du sous-bois et le noircissement du sol.

Raison et al. (1986 a) ont mesuré après des feux contrôlés en forêt d'eucalyptus une élévation moyenne des températures maximales pendant l'été de 5 à 10°C à la surface du sol, de 4 à 8°C à 2 et 5 cm de profondeur et de 3 à 4°C à 10 cm.

Autre exemple, un an après un incendie d'été dans une forêt mixte de chênes verts et de chênes blancs en Provence, Gillon et al. (1987) ont mesuré, à l'ombre de la végétation, une température maximale supérieure à celle mesurée dans le témoin non brûlé de 7°C à 2 cm de profondeur, de 6°C à 5 cm de profondeur et de 4°C à 10 cm de profondeur.

De plus dans la même forêt à la même date, la teneur en eau du sol était de 4% en surface de la zone incendiée contre 28% dans la zone témoin, et de 8% à 10 cm de profondeur contre 12% dans le sol témoin.

Le sol brûlé montrait un gradient d'humidité croissant avec la profondeur à l'inverse de celui observé dans la forêt témoin.

Cette inversion dans la zone incendiée était probablement due à une faible transpiration de la canopée, réduite par l'incendie, et donc à un faible prélèvement d'eau dans le sol au niveau des racines.

Ceci a également été observé par d'autres auteurs (Rego et Botelho 1993).

5.3.3 Activité biologique

Les animaux du sol et la microflore sont les moteurs du fonctionnement du sol.

Ils sont obligatoirement touchés par le passage d'un incendie, au moins ceux des couches superficielles du sol.

Ainsi, par exemple, immédiatement après un incendie en forêt de *Pinus pinaster* en Galice, les micro-organismes avaient presque complètement disparu des couches superficielles du sol et étaient en nombres réduits dans les couches inférieures, probablement par l'effet direct de la chaleur (Prieto-Fernandez et al. 1998).

Au contraire, les quantités de carbone et d'azote extractables avaient augmenté dans les couches superficielles, en raison probablement de la lyse des microorganismes et de l'altération des composés organiques du sol causée par la chaleur.

Au cours des années suivantes, la biomasse microbienne du sol avait régulièrement augmenté, et avait retrouvé au bout de 4 ans les valeurs qu'elle avait avant l'incendie.

Dans le même temps, les quantités de carbone et d'azote extractables diminuaient en raison probablement de l'assimilation rapide ou la minéralisation par les microorganismes alors en pleine phase de croissance et de recolonisation.

Des résultats analogues ont été trouvés à la suite d'incendies dans des forêts de pin méditerranéennes italiennes et espagnoles (Dumontet et al. 1996, Hernandez et al. 1997).

En règle générale, il est admis que l'activité des microorganismes est stimulée après les feux, en raison de l'augmentation du pH du sol dû à l'incorporation des cendres, à l'enrichissement du sol en matières organiques facilement minéralisables et aux modifications des conditions microclimatiques.

Cette stimulation de l'activité des microorganismes, qui immobilisent les éléments minéraux libérés par le feu, est avec la reprise de la végétation un des mécanismes majeurs de conservation des nutriments après les feux (Woodmansee et Wallach 1981).

Ainsi Schoch et Binkley (1986) ont observé une libération importante de nutriments dans les sols, d'azote minéral en particulier, pendant plusieurs mois après des feux en forêt de pin et l'ont attribué à une activité microbienne accrue.

Une expérience intéressante de Christensen (1987) a montré, par incubation de carottes de sol témoin et de sol brûlé dans des sites témoin et brûlés, que les taux de minéralisation d'azote étaient en fait plus importants dans les carottes de sol témoin que dans celles de sol brûlé lorsqu'elles étaient incubées dans une même zone, donc soumises aux mêmes conditions, mais que ces taux étaient plus élevés dans les sites brûlés que dans les sites témoin en raison de conditions microclimatiques plus favorables aux microorganismes.

La litière laissée sur le sol incomplètement brûlée est généralement décomposée rapidement probablement en raison de la diminution d'inhibiteurs comme les tannins ou les polyphénols (Covington et Sackett 1984) et en raison de leur composition chimique plus facilement biodégradable.

Ce sont en effet principalement les couches superficielles de litière qui brûlent, laissant éventuellement les couches inférieures plus riches en azote.

Certaines études, cependant, comme celle de White (1986), ont montré que les restes laissés par les feux étaient plus résistants à la décomposition, mais il s'agissait généralement de restes ligneux.

Par ailleurs, certains auteurs ont mesuré un ralentissement de la décomposition des nouvelles litières qui se déposent pendant les années après les feux (O'Connell 1987, Raison et al. 1986 b), d'autant plus important que l'incendie était plus récent (Weber 1987).

Cette altération après les incendies des processus de décomposition des litières, probablement due aux conditions climatiques à la surface du sol plus arides qu'avant les feux, va se traduire par une rétention et une immobilisation de leurs nutriments et un ralentissement de leur recyclage dans l'écosystème.

En revanche elle va favoriser la reconstitution de la couche protectrice du sol que représente la litière.

5.4 CICATRISATION ET RECONSTITUTION DU SOL ET DE SES NUTRIMENTS

Les pertes en éléments minéraux au cours d'un feu sont généralement faibles si on les compare aux quantités stockées dans le sol et dans la biomasse aérienne qui ne brûle pas, mais tous ces éléments ne sont pas également mobilisables.

Or les feux affectent plus spécialement le pool des éléments les plus mobiles de l'écosystème forestier, ceux qui sont recyclés dans la litière pour être remis à la disposition de la végétation. Les études des effets à long terme d'un incendie sur le capital d'éléments minéraux du sol montrent que les conséquences sont plus de caractère fonctionnel que quantitatif.

Ainsi Wells (1971), après un bilan de l'azote total contenu dans la litière et le sol d'une forêt soumise depuis 20 ans à des régimes de feux différents, ne constate pas d'appauvrissement par rapport à la forêt témoin, mais une répartition différente de cet azote entre le sol (0-10 cm) et la litière, en faveur du sol dans les zones brûlées.

Vance et Henderson (1984), après 30 ans de brûlages périodiques sous chêne, ou Bell et Binkley (1989), après 25 ans de traitements similaires sous pin, ne constatent pas non plus de diminution de l'azote total du sol, mais une réduction de son taux de minéralisation qu'ils attribuent à l'altération des qualités du substrat.

La reprise de la végétation après un incendie, issue principalement d'organes souterrains ou de graines enfouies dans le sol, est généralement rapide, favorisée par la lumière, des nutriments parfois en plus grande disponibilité et une compétition plus faible.

Elle immobilise les nutriments remis en circulation par le feu et les restitue sous forme de litière ; le cycle des nutriments est ainsi peu à peu remis en activité.

Cette couche de litière peu à peu protège le sol de l'impact des pluies et de l'érosion.

D'après plusieurs études réalisées après des incendies de forêt, les caractéristiques des sols et leur teneur en matière organique et en azote étaient reconstituées au bout de 2 ans (Carballas et al. 1993).

Cependant, d'autres études montrent au contraire que les effets d'un incendie sur la biomasse microbienne et la matière organique d'un sol d'une forêt de pin d'Alep sont mesurables pendant plus de 10 ans (Dumontet et al. 1996).

A long terme, les pertes dues aux feux peuvent être compensées par de nombreux mécanismes: apports atmosphériques, minéralisation et mobilisation des réserves organiques résistantes du sol et, pour l'azote, fixation symbiotique et non symbiotique.

Ainsi par exemple, Jorgensen et Wells (1971) ont mesuré, dans les sols brûlés d'une forêt de pin, des taux de fixation non symbiotique de l'azote atmosphérique supérieurs à ceux d'une zone témoin non brûlée.

5.5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbas H, M Barbero et R Loisel, 1984.- Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération du pin d'Alep dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire. *Ecologia Mediterranea* 10 : 85-104.
- Almendros G, F J Gonzales-Vila and F Martin, 1990.- Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Sci.* 149: 158-168.
- Almendros G, F J Gonzales-Vila, F Martin, R Frund and H D Ludemann, 1992.- Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances. *Sci. Total Environ.* 117/118: 63-74.
- Arianoutsou M, 1984.- Post-fire successional recovery of a phryganic (east Mediterranean) ecosystem. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 5: 387-394.
- Arianoutsou M and N S Margaris, 1981.- Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean). Regeneration by seed germination. *Biologie Ecologie Méditerranéennes* 8: 119-128.
- Ballais J L, 1993.- L'érosion consécutive à l'incendie d'août 1989 sur la montagne Sainte-Victoire: 3 années d'observations (1989-1992). Réseau Erosion, Bulletin n° 13 : 165-179.
- Barbero M, G Bonin, R Loisel, F Miglioretti and P Quézel, 1987.- Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13: 51-56.
- Beadle N C W, 1940.- Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *J. Ecol.* 28: 180-192.
- Bell R L, D Binkley, 1989.- Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. *Can. J. For. Res.* 19: 816-820.
- Braun-Blanquet J, 1935.- Un problème économique et forestier de la garrigue languedocienne. Communication Société Internationale Géobotanique Méditerranéenne Alpine 35 : 11-22.
- Brown J A H, 1972.- Hydrologic effects of a bushfire in a catchment in South-Eastern New South Wales. *J. Hydrol.* 15 : 77-96.
- Carballas M, M J Acea, A Cabaneiro, C Trasar, M C Villar, M Diaz-Ravina, I Fernandez, A Prieto, A Saa, F J Vazquez, R Zöhner and T Carballas, 1993.- Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. In *Fire in Mediterranean ecosystems*. L. Trabaud and R. Prodon Eds. *Ecosystems Research Rep n°5*, CEC, Guyot, 379-385.
- Casal M, 1985.- Cambios en la vegetacion de matorral tras el incendio en Galicia. In: *Estudios sobre Prevencion y Efectos Ecologicos de los Incendios Forestales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, Madrid, 93-101.
- Casal M, 1987.- Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13 : 87-98.
- Casal M, M Basanta y F Garcia Novo, 1986.- Sucesion secundaria de la vegetacion herbacea tras el incendio del matorral bajo repobacion forestal de Pinus. *Boletin Sociedad Espanola Historia Natural (Biologia)* 82 : 25-34.
- Casal M, M Basanta, F Gonzalez, R Montero, J Pereiras and A Puentes, 1990.- Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). In : *Fire in Ecosystem Dynamics*. Goldammer, Jenkins (eds). SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 33-42.
- Christensen N L, 1987.- The biochemical consequences of fire and their effects on the vegetation of the coastal plain of the southeastern United States. In: *The role of fire in ecological systems*, Ed. L. Trabaud. 1-21.
- Covington W W and S S Sackett, 1984.- The effect of prescribed fire in southwestern ponderosa pine on organic matter and nutrients in woody debris and forest floor. *Forest Sci.* 30: 183-192.
- DeBano L F and R M Rice, 1973.- Water-repellent soils: their implications for forestry. *J. For.* 71 : 220-223.
- DeBano L.F, L D Mann and D A Hamilton, 1970.- Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 130-133.

- DeBano L F, S M Savage and D A Hamilton, 1976.- The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 779-782.
- DeBano L F, R M Rice and C E Conrad, 1979.- Soil heating in chaparral fires: effects on soil properties, plant nutrients, erosion, and runoff. USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. Research Paper PSW-145. 22 pp.
- DeBell D S and C W Ralston, 1970.- Release of nitrogen by burning light forest fuels. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34 : 936-938.
- Debussche M, J Escarré and J Lepart, 1980.- Changes in mediterranean shrub communities with *Cytisus purgans* and *Genista scorpius*. *Vegetatio* 43 : 73-82.
- De Lillis M and A Testi A, 1990.- Post-fire dynamics in a disturbed mediterranean community in central Italy. In: *Fire in Ecosystem Dynamics*. Goldammer, Jenkins (eds). SPB Academic Publishing, The Hague. 53-62.
- Diaz-Fierros F, E Benito and R Perez, 1987.- Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (N.W. Spain). *Catena* 14: 189-199.
- Dumontet S, H Diné, A Scopa, A Mazzatura and A Saracino, 1996.- Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. *Soil Biol Biochem.* 28: 1467-1475.
- Ferran A, C Castell, A Farras, L Lopez y R Vallejo, 1991.- Els efectes del foc en pinedes de la Catalunya central. *Boletín Institut Catalán Historia Natural* 59: 129-143.
- Frandsen W H and K C Ryan, 1986.- Soil moisture reduces belowground heat flux and soil temperatures under a burning fuel pile. *Can. J. For. Res.* 16: 244-248.
- Franquesa T, 1987.- Regeneració de les brolles silícioles de la península del Cap de Creus. In : *Ecosistemes Terrestres : Resposta als Incendis i altres Pertorbacions*. Quaderns Ecologia Aplicada 10: 113-129.
- García Novo F, 1977.- The effects of fire on the vegetation of Donana National Park, Spain. *Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report WO-3 : 318-325.
- Gillon D, 1990.- Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'activité biologique du sol. *Rev. For.* 42 : 295-302.
- Gillon D, M Bertrand, M Etienne, J P Lumaret and J C Valette, 1987.- Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in French Mediterranean forests. First results. *Ecol. Medit.* 13 : 163-176.
- Giovannini G and S Lucchesi, 1983.- Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Sci.* 136: 231-236.
- Giovannini G, S Lucchesi and M Giachetti, 1987.- The natural evolution of a burned soil: a three-year investigation. *Soil Sci.* 143: 220-226.
- Giovannini G, S Lucchesi and M Giachetti, 1988.- Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci.* 146: 255-261.
- Hanes T L, 1971.- Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.
- Harris T M, 1958.- Forest fires in the Mesozoic. *Journal Ecology* 46 : 447-453.
- Hernández T, C García and I Reinhardt, 1997.- Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 25 : 109-116.
- Herranz J M, J J Martínez-Sánchez, A Marin and P Ferrandis, 1997.- Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete province (south-eastern Spain). *Ecoscience* 4 : 86-90.
- Hett J M and O L Loucks, 1976.- Age structure models of balsam fir and eastern hemlock. *Journal Ecology* 64 : 1029- 1044.
- Hingston F J and J H Galbraith, 1989.- Nutrients in ash fall-out during forest fires in the south-west of Western Australia. *Aust. For.* 4 : 321-326.
- Imeson A C, J M Verstraten, E J van Mulligen and J Sevink, 1992.- The effects of fire and water replecy on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19: 345-361.
- Jones T P et W G Chaloner, 1991.- Les feux du passé. *Recherche* 236: 1148-1156.
- Jorgensen J R and C G Wells, 1971.- Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 806-810.

- Kornas J, 1958.- Succession régressive de la végétation de garrigue sur calcaires compacts dans la Montagne de la gardiole près de Montpellier. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 27 : 563-596.
- Kuhnholz-Lordat G, 1938.- La terre incendiée. Essai d'agronomie comparée. Maison Carrée, Nimes 361 p.
- Kuhnholz-Lordat G, 1958.- L'écran vert. Mémoire Muséum National Histoire Naturelle 9, 276 p.
- Lavabre J, D Sempere-Torres et F Cenersson 1991.- Etude du comportement hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie. Hydrol. continent. 6: 121-132.
- Lewis W M, 1974.- Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. Ecology 55: 1120-1127.
- Loisel R, 1966.- Germination du pin d'Alep au niveau de certaines associations végétales de Basse Provence. Bulletin Société Botanique France 113 : 324-329.
- Mackay S M and G Robinson, 1987.- Effects of wildfire and logging on streamwater chemistry and cation exports of small forested catchments in southeastern New South Wales, Australia. Hydrol. Process 1: 359-384.
- Malanson G P and L Trabaud, 1988.- Vigour of post-fire resprouting by *Quercus coccoifera* L. Journal Ecology 76 : 351-365.
- Mansanet C M, 1987.- Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolucion de la vegetacion quemada. Publicaciones Caja de Ahorros Provincial Alicante 143, 188 p.
- Marqués M A and E Mora, 1992.- The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain). Catena 19: 333-344.
- Martin C et Y Chevalier, 1991.- Premières conséquences d'un incendie de forêt sur le comportement hydrochimique du bassin versant du Rimbaud. Hydrol. continent. 6: 145-153.
- Martinez-Sanchez J J, J M Herranz, J Guerra and L Trabaud, 1996.- Natural recolonization of *Pinus halepebsis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of Sierra de Alcaraz-Segura mountain system (SE Spain). Ecologia Mediterranea 22 :17-24.
- Mazzoleni S and P Pizzolongo, 1990.- Post-fire regeneration patterns of mediterranean shrubs in the Campania region, southern Italy. In : Fire in Ecosystem Dynamics. Goldammer, Jenkins (eds). SPB Academic Publishing, The Hague, 43-51.
- Moravec J, 1990.- Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. Vegetatio 87 : 29-36.
- Morey M y L Trabaud, 1988.- Primeros resultados sobre la dinamoca de la vegetacion tras incendio en Mallorca. Studia Oecologica 5 : 137-159.
- Naveh Z, 1974.- Effects of fire in the Mediterranean region. Fire and Ecosystems. T.T. Kozlowski, C.E. Ahlgren (eds). Academic Press, New-York. pp 401-434.
- Naveh Z, 1975.- The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. Vegetatio 29 : 199-208.
- O'Connell A M, 1987.- Litter decomposition, soil respiration and soil chemical and biochemical properties at three contrasting sites in karri (*Eucalyptus diversicolor* F. Muell.) forests of south-western Australia. Aust. J. Ecol. 12: 31-40.
- Papanastasis V P, 1977.- Early succession after fire in a maquis-type brushland of northern Greece. Forest 30 : 19-26.
- Papanastasis V P, 1977.- Fire ecology and management of phrygana communities in Greece. In: Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems. USDA Forest Service General Technical Report WO-3 : 476-482.
- Papavassiliou S and M Arianoutsou, 1993.- Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. In : Fire in Mediterranean Ecosystems. Trabaud L., Prodon R. (eds) Ecosystems Research Report 5, CEC, 119-125.
- Papio C, 1987.- Regeneracio del pi blanc despres d'un incendi. In : Ecosistemes Terrestres. Resposta als Incendis i altres Pertorbacions. Quaderns Ecologia Aplicada 10 : 83-91.
- Papio C, 1994.- Ecologia del foc i regeneracio en garrigues i pinedes mediterrànies. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, 292
- Pausas J G, 1997.- Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. Journal Vegetation Science 8 : 703-706.

- Perrinet M, 1987.- Resposta de la vegetacio al foc a les landes de la muntanya catalana. In : Ecosistemes Terrestres : Resposta als Incendis i altres Perturbacions. Quaderns Ecologia Aplicada 10 : 131-143.
- Prieto-Fernández A, M J Acea and T Carballas, 1998.- Soil microbial and extractable C and N after wildfire. Biol. Fertil. Soils 27 : 132-142.
- Prodon R, R Fons et A M Peter, 1984.- L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micro-mammifères dans diverses formations méditerranéennes des Pyrénées orientales : premiers résultats. Revue Ecologie, Terre et Vie 39 : 129-158
- Puentes A, J Pereiras y M Casal, 1988.- Estudio del banco de semillas de *Ulex europaeus* L. en matorrales de Galicia (NW Espana). I. Primeros resultados.). Revue Ecologie et Biologie du Sol 25 : 215-224.
- Raison R J, 1979.- Modification of the soil environment by vegetation fires with particular reference to nitrogen transformations: a review. Plant Soil 51: 73-108.
- Raison R J and McGarity, 1980.- Some effects of plant ash on the chemical properties of soils and aqueous suspensions. Plant Soil 55: 339-352.
- Raison R J, PK Khanna and P V Woods, 1985a.- Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. Can. J. For. Res. 15: 132-140.
- Raison R J, PK Khanna and P V Woods, 1985b.- Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian sub-alpine eucalypt forests. Can. J. For Res. 15 : 657-664.
- Raison R J, P V Woods, B F Jakobsen and G A V Bary, 1986.- Soil temperatures during and following low-intensity prescribed burning in a Eucalyptus pauciflora forest. Aust. J. Soil Res. 24: 33-47.
- Raison R J, P V Woods and P K Khanna, 1986b.- Decomposition and accumulation of litter after fire in sub-alpine eucalypt forests. Aust. J. Ecol. 11: 9-19.
- Rego F and H Botelho, 1993.- Soil water regimes as affected by prescribed fire in young Pinus pinaster forests in Northern Portugal. In Fire in Mediterranean Ecosystems. L. Trabaud et R. Prodon Eds. Ecosystems Research Report n°5, CEC, Guyot, Brussels, 423-432.
- Sala A, S Sabate and C M Garcia, 1987.- Structure and organization of *Quercus coccifera* garrigue after fire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest ecosystems. Ecologia Mediterranea 13 : 99-110.
- Sanroque P, J L Rubio y J Mansanet, 1985.- Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composicion floristica y en la erosion hidrica de zonas forestales de Valencia (Espana). Revue Ecologie et Biologie du Sol 22 : 131-147.
- Saracino A. and V Leone, 1993.- Natural regeneration 2 and 4 years after fire of *Pinus halepensis* Miller in dunal environment. In : Fire in Mediterranean Ecosystems, Trabaud L., Prodon R. (eds). Ecosystems Research Report 5, CEC, Brussels, 141-150.
- Saracino A and V Leone, 1994.- The ecological role of fire in Aleppo pine forests : overview of recent research. 2nd International Conference on Forest Fire Research, Coimbra, 887-897.
- Schoch P and D Binkley, 1986.- Prescribed burning increased nitrogen availability in a mature loblolly pine stand. Forest Ecol. Manag. 14: 13-22.
- Shakesby R A, R P Walsh and C O Coelho, 1989.- The impact of forest fire on soil erosion, Agueda basin, Portugal: new developments in techniques and some provisional results. 2nd International Conference of Geomorphology, Franckfurt.
- Shakesby R A, C O Coelho, A D Ferreira, J P Terry and R P Walsh, 1993.- Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. Int. J. Wildland Fire 3: 95-110.
- Soler M, M Sala and F Gallart, 1994.- Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. In Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Sala and Rubio eds. Geofoma Ediciones, Logrono, Spain. pp. 149-161.
- Soto B, E Benito and F Diaz-Fierros, 1991.- Heat-induced degradation processes in forest soils. Int. J. Wildland Fire 1: 147-152.
- Tarrega R and E Luis-Calabuig, 1987.- Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. Ecologia Mediterranea 13 : 79-86.

- Trabaud L, 1970.- Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc. *Naturalia Monspeliensia*. 21 : 231-242.
- Trabaud L, 1974.- Experimental study of the effects of prescribed burning on a *Quercus coccifera* L. garrigue. Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference 13 : 97-129.
- Trabaud L, 1983.- Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Annales Sciences Forestières* 40 : 177-195.
- Trabaud L, 1984.- Changements structuraux apparaissant dans une garrigue de chêne kermès soumise à différents régimes de feux contrôlés. *Acta Oecologica, Oecologia Applicata* 5 : 127-143.
- Trabaud L, 1988.- Survie de jeunes plantules de pin d'Alep apparues après incendie. *Studia Oecologica* 5 : 161-170.
- Trabaud L, 1993.- Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées orientales françaises). *Vie Milieu* 43.
- Trabaud L and J Lepart, 1980.- Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43 : 49-57.
- Trabaud L and J Lepart, 1981.- Floristic changes in a *Quercus coccifera* L. garrigue according to different fire regimes. *Vegetatio* 46 : 105-116.
- Trabaud L and J Oustric, 1989.- Heat requirement for seed germination of three *Cistus* species in the garrigues of southern France. *Flora* 183 : 321-325.
- Trabaud L y C Papio, 1987.- Regeneracio de les garrigues a Montpellier i Garraf. In : *Ecosistemes Terrestres : Resposta als Incendis i altres Perturbacions*. Quaderns Ecologia Aplicada 10 : 101-112.
- Trabaud L., J Grosman and T Walter, 1985.- Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest. I. Understorey and litter phytomass development after wildfire. *Forest Ecology Management* 12 : 269-277.
- Trabaud L., C Michels and J Grosman, 1985.- Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest. II. Pine reconstitution after wildfire. *Forest Ecology Management* 13 : 167-179.
- Troumbis A and Trabaud L, 1986.- Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecologica Oecologia Plantarum* 7 : 235-250.
- Troumbis A et L Trabaud, 1987.- Dynamique de la banque de graines de deux espèces de cistes dans les maquis grecs. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 8 : 167-179.
- Valette J C, V Gomendy, J Maréchal, C Houssard and D Gillon, 1994.- Heat transfer in the soil during very low-intensity experimental fires : the role of duff and soil moisture content. *Int. J. Wildland Fire* 4 : 225-237.
- Vance E D and G S Henderson, 1984.- Soil nitrogen availability following long-term burning in an oak-hickory forest. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 48: 184-190.
- Walker J, R J Raison and P K Khanna, 1983.- Fire. In *Australian Soils ; the human impact*. Russel and Isbell Eds. University of Queensland Press, Australia. 185-216.
- Weber M G, 1987.- Decomposition, litter fall and forest floor dynamics in relation to fire in eastern Ontario jack pine ecosystems. *Can. J. For. Res.* 17: 1496-1506.
- Wells C G, 1971.- Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. In: *Prescribed Burning Symposium Proceedings*. pp. 86-99. Ashville, North Carolina: USDA Forest Service, SE Forest Experiment Station.
- White C S, 1986.- Effects of prescribed fire on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a ponderosa pine ecosystem. *Biol. Fert. Soils* 2: 87-96.
- Woodmansee R G and L S Wallach, 1981.- Effects of fire regimes on biochemical cycles. *Ecological Bulletins (Stockholm)* 33: 649-669.