

Analyse de la recolonisation après incendie par les cistes et les légumineuses dans des pinèdes à *Pinus halepensis* : Le cas d'Ain Skhoun (Bejaia)

BEKDOUCHE F^{1*}, SIDI H¹. & TASSADIT A¹

¹Laboratoire d'Ecologie et Environnement, Département des Sciences Biologiques de l'Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université A. Mira de Bejaia, Algérie.

*Auteur correspondant : bekdouche_21@yahoo.fr

Résumé : Les légumineuses et les cistes, en raison de leurs rôles après incendie sont très largement étudiés au niveau des écosystèmes méditerranéens. En Afrique du Nord, aucune donnée relative à ce sujet n'est disponible. La dynamique de la banque de graines du sol, sur deux situations topographiques différentes, est suivie durant les deux premières années après incendie d'une pinède à *Pinus halepensis*. Les aspects analysés, sont la dynamique de germination des graines, la richesse et la diversité floristiques ainsi que la distribution d'abondance des espèces. Pour expérimenter l'effet de la topographie, les germinations ont été dénombrées chaque mois sur cinq parcelles de 1m² pour chaque station. La dynamique de germination des graines de légumineuses a montré une tendance uni-modale pour chaque année d'observation, avec un maximum en décembre pour la première année et un autre en novembre de la deuxième année. Les cistes affichent un même modèle pour la première année avec un décalage d'un mois. La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont équivalentes. Les distributions d'abondance des espèces suivent le modèle de Motomura. La topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée.

Mots clés : *Fabaceae*, *Cistaceae*, banque de graines du sol, régénération, feu de forêt, restauration après incendie.

Abstract: Legumes and *Cistaceae* due to their roles after fire are widely studied in ecosystems of the Mediterranean basin. In the southern part of this area (North Africa), no data on this topic are available. The dynamics of the soil seed bank of legumes and *Cistus* species on two different topographic situations is followed during the first two years after a wildfire in a *Pinus halepensis* forest. The analyzed aspects are seedling germination, species richness, floristic diversity and species abundance distribution. To test the effect of topography, seedlings were counted each month on five plots of 1 m² for each station. Legume seedlings germination showed a unimodal pattern for each year of observation, with a maximum in December for the first year and another in November of the second year. The *Cistaceae* appear the same model for the first year with a lag of one month. The floristic richness and diversity of the two stations are equivalent. Species abundances distributions at both stations follow the Motomura model. Topography does not generate a large difference in the floristic composition of the pine forest studied.

Keywords : *Fabaceae*, *Cistaceae*, soil seed banks, regeneration, forest fires, post-fire restoration.

ملخص: درست على نطاق واسع البقوليات و *Cistaceae* بسبب دورهم بعد حريق في النظم الإيكولوجية في حوض البحر الأبيض المتوسط. في الجزء الجنوبي من هذه المنطقة (شمال أفريقيا)، لا تتوفر أي بيانات عن هذا الموضوع. تتبع ديناميكية بنك البذور التربة من البقول وأنواع *Cistus* على حالتين طبوغرافية مختلفة خلال العامين الأولين بعد الحريق في غابة صنوبر الحلبي. جوانب التحليل هي شتلات الإنبات، ثراء الأنواع والتنوع النباتي وتوزيع وفرة الأنواع. لاختبار تأثير التضاريس، واحصى الشتلات في كل شهر على خمس قطع من 1م² لكل مواقع الدراسة. وأظهرت الشتلات البقوليات إنبات نمط أحادي الواسطة لكل سنة من الدراسة، وبعد أقصى في ديسمبر للسنة الأولى والثاني في نوفمبر السنة الثانية. *Cistaceae* تظهر نفس النموذج للسنة الأولى مع فارق شهر واحد. الثراء النباتي والتنوع المحطات هما ما يتعادلان بين مواقع الدراسة. وفرة الأنواع التوزيع في كل من المواقع بنموذج موتومورا. التضاريس لا تولد فرقا كبيرا في التكوين النباتي من غابات الصنوبر المدروسة.

الكلمات المفتاحية : البقوليات، *Cistaceae*، بنوك البذور في التربة، تجديد، حرائق الغابات، استعادة مرحلة ما بعد الحريق.

Introduction

Dans les écosystèmes de type méditerranéen, les incendies sont récurrents et les végétaux en place sont adaptés à cette perturbation qu'ils subissent depuis des millénaires (Arianoutsou., 1998). Pour se régénérer, les végétaux pérennes utilisent deux stratégies: la voie végétative, en émettant des rejets et la voie sexuée à partir de graines portées par la

plante mère ou enfouies dans le sol (Keeley et al., 2005).

La majorité des espèces pérennes des communautés végétales des paysages méditerranéens se régénèrent après le passage du feu par voie végétative. Rares sont les espèces qui reprennent exclusivement par voie sexuée. Parmi ces semenciers obligatoires, nous

retrouvons un bon nombre de légumineuses herbacées annuelles et les espèces du genre *Cistus* (Arianoutsou., 1998). Malgré leur quasi absence des stades matures, ils persistent généralement au niveau de la banque de graines du sol et réapparaissent rapidement en cas d'incendie (Tavsanoglu et Gurkan., 2005).

Durant les toutes premières années des successions forestières après incendie, les légumineuses et les cistes s'installent massivement avec des taux importants de germination des graines de la banque du sol (Arianoutsou et Margaris., 1981). En raison de cette reprise rapide et massive, elles jouent un grand rôle dans la protection des sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le passage du feu (Arianoutsou et Margaris, 1981 ; Trabaud et Oustric., 1989).

En raison de leur importance durant les premiers stades des successions végétales, les légumineuses et les cistes sont très largement étudiés au niveau de divers écosystèmes de la région méditerranéenne (Arianoutsou et Margaris., 1981; Trabaud et Oustric., 1989; Roy et Sonié, 1992 ; Herranz *et al.*, 1999 ; Tavşanoğlu et Gurkan., 2005). En Afrique du Nord, aucune donnée relative à ce sujet n'est disponible, exception faite des travaux relatifs à l'effet de l'incendie sur la flore et la végétation en général (Moravec., 1990 ; Madoui *et al.*, 2006 ; Ouelmouhoub et Benhouhou., 2007 ; Bekdouche, 2010). Plus récemment Bekdouche *et al* (2011) ont analysé la dynamique des légumineuses dans des communautés forestières sans toutefois aborder l'effet de la topographie.

En Algérie, la pinède à *Pinus halepensis* est la communauté végétale la plus touchée par l'incendie avec 48,36 % de la superficie forestière brûlée entre 1985 et 2010 et un maximum de 9 104 ha en 1994 (Meddour-Sahar et Derridj., 2010).

Cette étude a pour objectif de suivre la dynamique de la banque de graines du sol des légumineuses et des cistes après incendie durant une période de 2 ans, sur deux situations topographiques différentes de pinède à *Pinus halepensis*, l'une située sur un plateau l'autre sur une pente. Les aspects analysés sont la germination des graines de cistes et légumineuses, la richesse et la diversité floristiques ainsi que la distribution d'abondance des espèces.

Matériel et méthodes

1. Caractéristiques de la station d'étude

Au début septembre 2011, un incendie a parcouru la pinède à *P. halepensis* d'Ain Skhoun (36° 45' N et 5° 00' E) située sur les hauteurs de la ville de Bejaïa. Les espèces dominantes sont représentées par *Phillyrea angustifolia* ssp. *media*, *Erica multiflora* et *Cistus monspeliensis*. L'altitude moyenne est d'environ 180 m. Selon les données relevées au niveau de la station météorologique de Bejaïa, pour la période 1970 - 2014, les moyennes

des températures maximales du mois le plus chaud (août) et minimales du mois le plus froid (janvier) sont respectivement de 29.39 °C et 7.66 °C. La pluviométrie annuelle moyenne est de 796 mm. La station se caractérise par un bioclimat de type sub-humide à variante chaude.

2. Echantillonnage

Pour suivre la dynamique de recolonisation du milieu par les cistes et les légumineuses, des observations mensuelles sont faites au cours des deux premières années après le passage de l'incendie (novembre 2011–mai 2013). En vue d'expérimenter l'effet de la topographie, deux stations ont été choisies, l'une sur un plateau l'autre sur une pente. Pour chacune des deux stations, les nouvelles plantules ont été arrachées et dénombrées chaque mois sur cinq parcelles de 1m², réparties régulièrement sur un transect de 100 m et distantes entre elles de 25m.

Afin de faire ressortir les espèces dominantes qui pourraient jouer un rôle lors des premiers stades de la succession après incendie, notamment dans la lutte contre l'érosion hydrique, des relevés floristiques ont été réalisés lors du printemps de la première année (avril 2012). Les relevés exécutés sur des lignes de trois mètres chacune, à raison de quatre par station, consistent à noter le nombre de contacts (individus) par espèce sur la ligne. Nous avons considéré la flore totale afin de pouvoir estimer la richesse floristique, la diversité floristique (indice de Shannon), la régularité (indice de Pielou) et la distribution d'abondance des espèces.

3. Analyse statistique

Les données relatives à la comparaison entre les mois au sein de chaque communauté sont traitées par l'ANOVA à mesures répétées suivie du test de Tukey pour la comparaison multiple ($P = 0,05$) et le test t de Student pour la comparaison entre les deux communautés ($P = 0,05$). Avant l'analyse statistique, les données ont été testées pour les hypothèses paramétriques avec le test de Shapiro et Wilk pour la normalité et le test de Levene pour l'homogénéité des variances. Suite à une inégalité des variances, les données ont subi une transformation logarithmique [$y = \log(x + 1)$]. De plus, nous avons été contraint d'éliminer de l'analyse les données de certains mois pour lesquels la germination est quasi-nulle, sans toutefois perdre une information pertinente.

Résultats et discussion

1. Dynamique de germination des graines de légumineuses durant les deux premières années après incendie

La germination de la banque de graines du sol a atteint des taux importants les premiers mois succédant à l'incendie, notamment les mois de novembre (24.8 ± 11.20 pour la station sur plateau et 6 ± 2.83 pour la station en pente) et décembre (80 ± 38.62 pour la station sur plateau et 7.8 ± 4.53

pour la station en pente) de la première année, soit 2 et 3 mois après l'incendie. La germination atteint son maximum en décembre, puis diminue brutalement et ensuite progressivement avec le temps pour s'arrêter totalement à partir de mai (3.80 ± 3.25 pour la station sur plateau et 1.80 ± 1.17 pour la station en pente) à l'approche de la saison estivale. Même dynamique pour la deuxième année avec les taux les plus élevés en novembre-décembre (Figure 1).

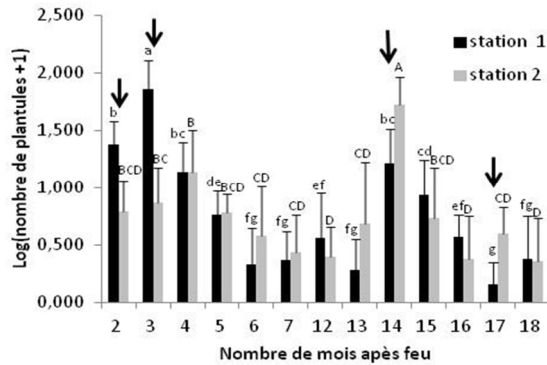


Figure 1. Germination des graines de légumineuses par m² (moyenne \pm Ecart type) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente) d'une pinède à *Pinus halepensis* du Nord-Est Algérien. Les deux stations sont significativement différentes (test t, $P > 0.95$) pour le 2ème, 3ème, 14ème et 17ème mois (valeurs signalées par une flèche sur la figure). Pour chaque station, les mois avec la même lettre ne sont pas significativement différents (test de Tukey, $P > 0.95$).

Nous notons une différence importante entre les deux stations: le maximum de germination est enregistré durant la période de novembre-décembre de la première année pour la station située sur plateau (station 1) et la même période de la deuxième année pour la station en pente (station 2).

Beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie se régénèrent par la voie végétative (Lloret., 1998). D'autres espèces n'ont pas la capacité de survivre au traumatisme créé par le feu, leur régénération repose entièrement sur la germination des graines (Ferrandis et al., 1999), principal mécanisme adopté par les légumineuses dans leur régénération post-incendie (Herranz et al., 1998).

La germination des légumineuses a commencé très tôt après la perturbation. Les premières plantules sont observées après les premières pluies automnales en novembre 2011 (Figure 1). La germination massive observée juste après exposition au feu est interprétée comme une réaction adaptative de la végétation méditerranéenne (Trabaud et Oustric, 1989).

La germination des graines a montré une tendance uni-modale pour chaque année d'observation, avec

un maximum en décembre pour la première année et un autre en novembre de la deuxième année (Figure 1). Ce modèle à un seul maximum de germination a été déjà rapporté dans différents travaux (Arianoutsou., 1998 ; De Luis et al., 2008a et b). Nos résultats sont en désaccord avec Bekdouche et al (2011) qui signalent un modèle à deux pics en raison d'un retard de germination causé par un froid hivernal inhabituel.

Dans une formation ligneuse basse, dominée par *Ulex parviflorus* en Espagne méditerranéenne, De Luis et al (2008a) rapportent pour un feu contrôlé, un modèle uni-modal dans la germination des légumineuses et des *Cistaceae* pour chaque année. En effet, ils constatent un premier pic à l'automne de la première année pour les *Cistaceae* et un deuxième pic de moindre importance à l'automne de la deuxième année. Pour les légumineuses, ils notent toujours deux maximums de germination, mais contrairement aux *Cistaceae*, le pic le plus important est noté à la deuxième année.

Ces observations se rapprochent des nôtres, avec néanmoins l'absence de germination au cours de la deuxième année pour les *Cistaceae* et la dominance de germination au cours de la première année pour les légumineuses de la station en plateau.

Les légumineuses persistent dans nos stations au cours de la deuxième année après l'incendie du fait que la plupart d'entre elles sont des herbacées annuelles, pouvant reconstituer en un cycle une partie de leur banque de semences.

La différence dans la dynamique de germination entre les deux stations peut être expliquée par l'intensité de l'incendie. En effet, la station en pente présenterait une couverture végétale plus dense avant le passage du feu. La biomasse végétale importante conjuguée à la pente et aux conditions climatiques favorise l'élévation de l'intensité de l'incendie.

Nos résultats sont en parfaite concordance avec ceux de Bradstock et al (2010) qui rapportent que les conditions climatiques constituent le facteur majeur influençant l'intensité du feu. Rothermel (1991) a noté des résultats allant dans le même sens en concluant que l'intensité du feu augmente avec l'élévation de la pente ce qui provoque une augmentation des températures des horizons superficiels du sol. Par conséquent, les graines des couches superficielles des sols en pentes sont endommagées, ce qui pourrait expliquer la faible germination que nous avons noté au niveau de la station en pente au cours de la première année.

L'importance de la germination de la deuxième année au niveau de la station en pente résulte des apports à partir des milieux environnants et plus particulièrement des graines des plantes de la première année ayant atteint leur maturité à l'été.

Durant les premiers mois suivant l'incendie, le taux de germination au niveau de la station en plateau est plus important que celui noté en pente (Figure 1).

Cela serait, fort probablement, dû à l'impact de l'érosion hydrique qui entraîne une bonne partie des graines de la couche superficielle du sol sur une longue distance à travers la pente du terrain. Ce phénomène est constaté dans de nombreux travaux (Herrera et Laterra., 2009).

La germination massive constatée sur le site au niveau des obstacles comme les arbres calcinés et déracinés, corrobore cette interprétation. Les pluies intenses aboutissent à un ruissellement important et un transport de sédiments. Cette situation, réduit la survie des plantules par déracinement (De Luis et al., 2005). En plus de la réduction de l'infiltration et du transport des nutriments, un entrainement des graines du sol est également très répandu (Cerda et Garcia-Fayos., 2002).

La réduction de la banque de graines du sol à cause de l'élimination par l'érosion hydrique peut être le facteur le plus important contrariant la recolonisation en pente (Guardia et al., 2000).

Cependant, Garcia-Fayos et al (2010) notent que la susceptibilité d'élimination par érosion des graines est plus faible pour les espèces vivant en pente par rapport aux espèces vivant sur plateau.

Ce résultat a pour origine la morphologie des graines et leur capacité de sécrétion de mucilage en contact avec l'eau. Wang et al (2012) ajoutent que la taille, le poids, la forme, l'élongation et la présence d'appendices, en plus de la capacité de sécrétion de mucilage que développent les espèces des milieux en pente sont des caractéristiques utiles dans la lutte contre l'érosion hydrique.

2. Dynamique de germination des graines des cistes durant les deux premières années après incendie

Les résultats obtenus, consignés dans la figure 2, montrent que l'essentiel des germinations apparait en décembre-janvier avec respectivement 144.4 ± 65.10 plantules en décembre et 86.4 ± 60.48 plantules en janvier pour la station sur plateau, alors que pour la station en pente nous avons 56.2 ± 14.56 plantules en décembre et 60.2 ± 31.49 plantules en janvier. Statistiquement, seul le mois de décembre présente une différence significative entre les deux stations ($P > 0.95$).

Durant les deux premiers mois suivant l'incendie et au-delà du quatrième mois (janvier 2012), la germination est quasi absente.

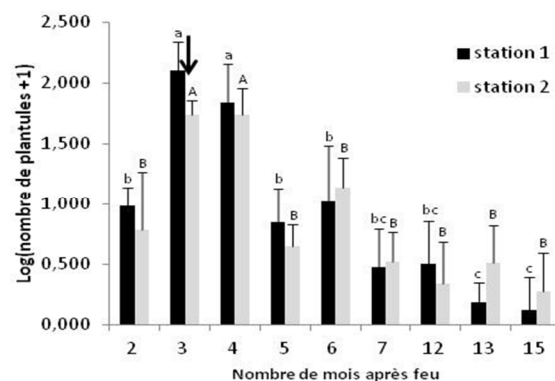


Figure 2. Germination des graines des espèces du genre *Cistus* par m² (moyenne \pm SD) durant les deux premières années après incendie au niveau de la station 1 (plateau) et de la station 2 (pente) d'une pinède à *Pinus halepensis* du Nord-Est Algérien. Les deux stations sont significativement différentes (test t, $P > 0.95$) pour le 3^{ème} mois (valeur signalée par une flèche sur la figure). Pour chaque station, les mois avec la même lettre ne sont pas significativement différents (test de Tukey, $P > 0.95$).

Au cours de la deuxième année, aucune reprise substantielle n'a été observée, les graines enfouies dans le sol auraient germé dans leur quasi-totalité juste après les premières pluies effectives qui ont suivi l'incendie de septembre 2011.

A partir du deuxième mois après la perturbation (novembre 2011), la recolonisation du terrain devient de plus en plus effective. Diverses espèces endogènes aux communautés brûlées reprennent, notamment par la voie végétative, fort probablement en raison des pluies abondantes de la fin novembre (55 mm entre le 22 et le 25 du mois) et du mois de décembre (118.87 mm). D'autres espèces, qui n'ont pas cette capacité, reprennent par la voie sexuée soit à partir des graines portées par la plante mère (cas de *P. halepensis*), soit à partir de la banque des semences enfouies dans le sol, les cistes appartiennent à cette dernière catégorie.

La germination massive des graines de cistes au niveau de nos stations confirme les résultats notés par divers auteurs (Trabaud et Oustric., 1989 ; Herranz et al., 1999 ; Tavşanoğlu et Gurkan, 2005 ; De Luis et al., 2008 a et b ; Ghebrehiwot et al., 2012). De Luis et al. (2008a) notent un taux moyen de 94% de germination de la banque de graines du sol au cours de la première année suivant le feu. Les cistes selon le même auteur atteignent un taux de 60%, deux mois après la perturbation.

Afin d'évaluer correctement la régénération de la végétation après une perturbation, l'ensemble des facteurs en interaction doivent être considérés, y compris la végétation d'avant la perturbation, les caractéristiques de la perturbation, les facteurs spatiaux et les conditions abiotiques après la perturbation (Duguy et Vallejo., 2008).

La topographie peut jouer un rôle remarquable dans le mouvement des graines, du fait de la pente, elles peuvent être charriées par l'eau de pluie vers les dépressions (hydrochorie). La distance parcourue dépend de la force du ruissellement et du poids des graines transportées.

La distribution des plantules serait aussi influencée par l'emplacement des sujets de cistes dans la végétation d'avant l'incendie. La densité des graines disséminées est importante à proximité du peuplement source, la densité des graines en fonction de la distance de la plante mère s'ajuste à une distribution exponentielle négative (Thanos, 1999). Ceci peut expliquer l'abondance du recrutement des plantules dans certains endroits par rapport à d'autres. Diverses études menées dans ce sens ont noté une forte densité des graines de cistes sous les pieds mère et une prévalence de la barochorie par rapport aux autres modes de dissémination (Izhaki et al., 2000). Trabaud et Oustric (1989) ont estimé la distance des plantules au pied mère brûlé à 55.8 ± 3 cm pour *C. monspeliensis* et à 62.4 ± 7 cm pour *Cistus salvifolius*, ce qui représente une distance assez faible expliquant la forte variabilité intra-stationnelle observée.

La densité du combustible influe grandement sur l'intensité du feu et par conséquent sur la chaleur dégagée au cours de la combustion de la végétation. La température du sol est maximale en surface, diminue dans les premiers cm du sol et puis chute brutalement avec la profondeur. Trabaud (1989) observe des températures maximales de l'ordre de 150°C à 2.5 cm de profondeur. Les graines s'y trouvant étant soumises à des températures extrêmes, peuvent être endommagées ou carrément détruites, compromettant ainsi leurs germination (Rivas et al., 2006). Ferrandis et al (1999) ont démontré que le feu réduit d'une manière significative la densité des graines chez trois espèces de la famille des *Cistaceae* (*Cistus ladanifer*, *C. salvifolius* et *Halimium ocymoides*) dans la couche superficielle du sol, mais pas dans les couches les plus profondes, puisque le sol n'est pas un bon conducteur thermique.

La distribution temporelle de la germination de la pinède étudiée présente un modèle à trois phases. La première phase se caractérise par un délai de germination d'environ deux mois, durant la deuxième phase nous enregistrons une forte poussée de la germination et puis une baisse et stabilisation au cours de la dernière étape.

Le délai de germination qui correspond aux mois d'octobre-novembre pourrait être la conséquence d'une phase de latence propre à la graine. D'après

les résultats de Rivas et al (2006) sur la germination de six espèces de la famille des légumineuses, cette phase de latence varie de 15 à 30 jours. Ceci est interprété par Herranz et al (1998) comme une forme d'adaptation des graines, grâce à un mécanisme empêchant la germination lors des pluies occasionnelles en la retardant jusqu'à la période des pluies abondantes propice à l'établissement et à la survie des jeunes plantules. Cette interprétation pourrait expliquer le pourquoi de la germination massive en décembre-janvier. Arianoutsou et Ne'eman (2000) ont noté que l'apparition des semis de légumineuses et de cistes après des feux d'été, suit les premières pluies d'automne. La majorité des plants apparaissent de novembre à décembre au moment où les conditions favorables à la germination sont réunies, c'est-à-dire précipitations suffisantes et températures douces. Ce modèle de régénération est applicable à nos résultats avec un décalage d'un mois du fait des températures plus élevées et des précipitations tardives. La dernière phase enregistrant une baisse suivie d'un arrêt de la germination peut être le fait de l'élévation de la température, la faiblesse et l'irrégularité des précipitations et surtout l'épuisement de la banque de graines susceptibles de germer.

Cette conclusion est corroborée par l'absence de germination au cours de la deuxième année. Contrairement aux légumineuses, les cistes n'arrivent à maturité qu'au bout de deux à trois années (Duguy et Vallejo., 2008), ce qui ne leur permet pas de reconstituer leur banque de semences. Le résultat des cistes nous permet de penser que les apports par dissémination au niveau du site brûlé sont négligeables pour les légumineuses également.

Une autre hypothèse relative à la germination massive et dominance des cistes dans les milieux incendiés pourrait être celle de l'inhibition de la germination des autres espèces par les substances toxiques secrétées par les cistes. Ce phénomène d'allelopathie est particulièrement étudié chez différentes espèces du genre *Cistus* par Herranz et al (2006).

3. Analyse floristique: Richesse, diversité, régularité et distribution d'abondance

3.1. Richesse

La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont statistiquement équivalentes ($P > 0.95$). Bien que la station située sur un plateau semble plus riche (29.25 taxons en moyenne) que la station sur pente (25.50 taxons en moyenne), la différence est masquée par la variabilité plus élevée constatée au niveau de la première station. En effet, celle-ci présente une variance de 11.58 contre 4.33 pour la station en pente (Tableau 1).

Tableau 1. Valeurs de la richesse floristique, diversité floristique et indice de régularité au niveau des deux stations analysées une année après l'incendie. NS signifie que les deux stations n'affichent pas de différences significatives (t-test, $P > 0.95$).

| Paramètres | Station 1 (en plat) | | Station 2 (en pente) | | Valeur t de Student |
|-----------------------|---------------------|------------|----------------------|------------|---------------------|
| | Moyenne | Ecart type | Moyenne | Ecart type | |
| Richesse floristique | 29,250 | 3.403 | 25,500 | 2.082 | 1,880 NS |
| Diversité floristique | 3,710 | 0.502 | 3,745 | 0.350 | 0.114 NS |
| Régularité | 0,763 | 0.079 | 0,803 | 0.059 | 0,812 NS |

Cette variabilité pourrait être expliquée par la localisation au bord de la route de la première station ce qui l'expose aux apports contrairement à la deuxième station, localisée à l'intérieur, avec une ambiance plus forestière. L'ouverture du milieu favorise la dissémination des espèces contrairement aux milieux à couvert dense et éloignés des apports rudéraux, où la compacité floristique est plus forte.

Ces résultats concordent avec ceux notés par Čepelová et Münzbergová (2012) qui rapportent que la richesse est plus importante dans des milieux rudéraux. Ils concluent que le nombre d'espèces est lié à un nombre important de facteurs abiotiques (pente, potentiel d'irradiation solaire directe), et plus particulièrement à la structure du paysage (distance du relevé par rapport à la route). Une relation entre le changement dans la richesse en espèces et le gradient de disponibilité des nutriments a été également observée (Grime, 1979).

3.2. Diversité

Pour le paramètre diversité, malgré l'équivalence notée ($P > 0.95$), nous constatons que la valeur observée pour la station en pente dépasse celle de la station située sur un plateau (Tableau 1). Le déficit en espèce est donc compensé par une distribution d'abondance plus régulière entre les espèces. En effet, l'indice de régularité de Pielou affiche 0.76 pour la station en plateau contre 0.80 pour la station en pente, sans toutefois présenter une différence significative ($P > 0.95$) (Tableau 1).

En général, les facteurs influençant la richesse agissent également sur la diversité. Dans des successions végétales après perturbations, de nombreux travaux notent une évolution similaire des deux paramètres, citons : Escarré (1979) dans une succession post-culturelle dans les hautes garrigues du Montpelliérains, Tarrega et Luis-Calabuig (1987) dans les formations forestières du nord-ouest d'Espagne et Capitanio et Carcaillet (2008) dans une pinède à pin d'Alep au Sud de la France.

3.3. Régularité

En termes d'abondance, les deux stations présentent des distributions équivalentes ($P > 0.95$). Néanmoins, la série de la station en pente semble plus régulière que celle de l'autre station (Tableau 1). Cette diminution de la régularité notée sur la station en plateau, peut être due à l'effet

négatif du potentiel d'irradiation solaire directe. Selon Čepelová et Münzbergová (2012), cet effet est plus élevé en milieux ouverts.

La différence fondamentale entre les deux stations se situe au niveau des espèces dominantes. Si en pente, *C. monspeliensis* et *Anagalis arvensis* ssp. *latifolia* occupent l'essentiel du couvert, au niveau de la deuxième station ce sont les légumineuses (*Ononis natrix* ssp. *ramosissima*, *O. reclinata* et *Lotus corniculatus* ssp. *decumbens*) qui s'accaparent un maximum de l'espace horizontal. Ces espèces, grâce à leur couvert dense, jouent un rôle très important dans la lutte contre l'érosion hydrique. Des conclusions similaires sont énoncées pour des communautés après feu par Debussche (1978) pour *Genista purgans* sur les versants du Mont Aigoual (Cévennes, France), Escarré (1979) pour *Genista scorpius* au Causse de la Selle (France) et Bekdouche et al (2011) pour *Hedysarum coronarium* et *Scorpiurus muricatus* dans une pinède à *P. halepensis* et subéraie respectivement. Ces espèces à croissance et développement rapides stabilisent le sol et luttent contre la perte en éléments nutritifs des écosystèmes. Généralement, les espèces adaptées à exploiter les écosystèmes perturbés concourent à la protection et à l'évolution de ces écosystèmes, bien qu'elles soient fréquemment absentes des communautés finales climaciques (Escarré, 1979). C'est justement le cas des espèces dominantes de nos deux stations (*C. monspeliensis*, *A. arvensis* ssp. *latifolia*, *O. natrix* ssp. *ramosissima*, *O. reclinata* et *L. corniculatus* ssp. *decumbens*). Elles ne persistent pas dans les communautés âgées plus stables. Cela a été démontré par de nombreuses études pour les espèces annuelles et les cistes (Bekdouche., 2010).

En somme, la topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominent d'une station à une autre. Cela pourrait s'expliquer par les aptitudes des espèces à coloniser les deux milieux. De ce fait, les espèces à proposer pour des programmes de restauration des écosystèmes doivent tenir compte de leurs aptitudes à se maintenir dans des situations topographiques diverses.

3.4. Distributions d'abondance

Les distributions d'abondance des espèces au niveau des deux stations suivent un même modèle général, celui de la dominance d'un nombre restreint d'espèces et du partage du reste du territoire par les espèces restantes (Figures 3). Cela donne ainsi une distribution qui concorde assez bien avec le modèle

géométrique ou log-linéaire de Motomura (Whittaker., 1972). Ce modèle est valide durant les premiers stades des successions post-culturelles (Bazzaz., 1975) et des milieux après perturbations (Gray., 1981). Escarré (1979) note pour le début des successions post-culturelles des abondances d'espèces qui s'alignent selon une droite et une distribution de type géométrique.

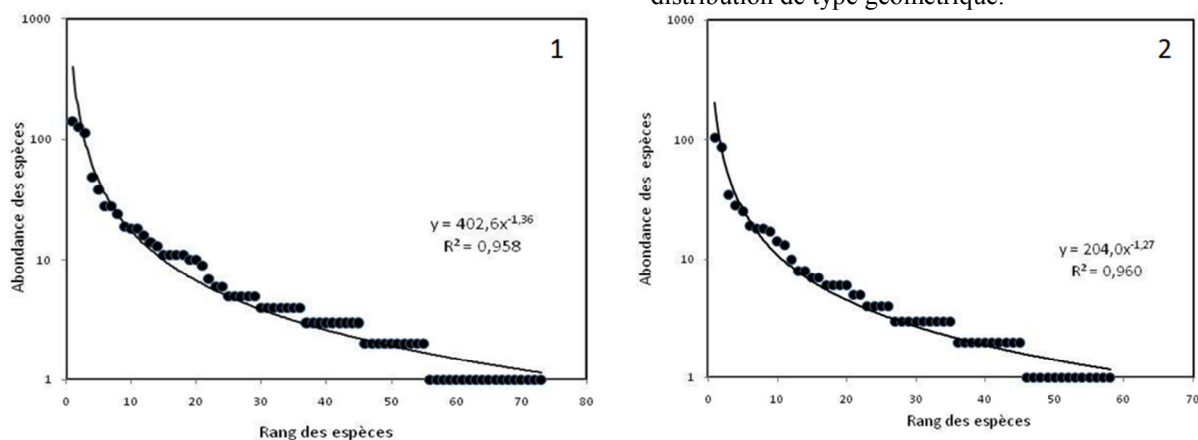


Figure 3. Distribution d'abondance des espèces de la station en plateau (1) et de la station en pente (2). Les espèces sont classées sur l'axe horizontal de la plus fréquente à la moins fréquente (rang).

Conclusion

Les résultats présentés constituent les premières données sur le rôle des cistes et des légumineuses dans la recolonisation des communautés végétales après incendie de forêt pour la rive sud de la Méditerranée. Un premier travail avait été présenté par Bekdouche et al (2011) pour les légumineuses, mais sans toutefois aller au-delà de la première saison et sans aborder l'effet de la topographie.

La germination de la banque de graines du sol pour les légumineuses a été observée avec des taux importants deux et trois mois après incendie. La germination atteint son maximum en décembre, puis diminue avec le temps pour s'arrêter totalement à partir de mai à l'approche de la saison estivale. Pour la deuxième année, nous notons une même dynamique. Concernant la démographie des plantules de cistes, l'essentiel des germinations apparaît en décembre-janvier. Durant les deux premiers mois suivant le feu et au-delà du quatrième mois, la germination est quasi absente. Au cours de la deuxième année, aucune reprise substantielle n'a été observée, les graines du sol auraient germé dans leur quasi-totalité juste après les premières pluies effectives qui ont suivi l'incendie.

La richesse et la diversité floristiques des deux stations sont statistiquement équivalentes ($P > 0.95$). Bien que la station située sur du plat semble plus riche que la station sur pente, le faible déficit en espèce de la station en pente est compensé par une distribution d'abondance des espèces plus régulière même si statistiquement les deux distributions sont équivalentes ($P > 0.95$).

La différence fondamentale entre les deux stations se situe au niveau des espèces dominantes. Si en pente,

C. monspeliensis et *A. arvensis* ssp. *latifolia* occupent l'essentiel du couvert, au niveau de la deuxième station ce sont les légumineuses (*O. natrix* ssp. *ramosissima*, *O. reclinata* et *L. corniculatus* ssp. *decumbens*) qui s'accaparent le maximum de l'espace horizontal. La topographie n'engendre pas une grande différence dans la composition floristique de la pinède étudiée. Néanmoins, qualitativement ce ne sont pas les mêmes espèces qui dominent dans les deux stations. Ce résultat est vraisemblablement à relier à l'aptitude des espèces à coloniser les deux milieux. Les légumineuses ne présenteraient pas les mêmes capacités adaptatives que *C. monspeliensis* et *A. arvensis* ssp. *latifolia* sur des terrains en pente. De ce fait, les programmes de restauration des écosystèmes doivent tenir compte de l'aptitude des espèces à se maintenir dans des situations topographiques diverses.

Références bibliographiques

- Arianoutsou M., 1998. Aspects of demography in post-fire mediterranean plant communities of Greece. In: Rundel P. W., Montenegro G. & Jaksic F., eds. Landscape degradation in Mediterranean-type ecosystems, Ecological studies 136. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, 273-295.
- Arianoutsou M. & Margaritis N.S., 1981. Early stages of regeneration after fire in a phrygic ecosystem (east Mediterranean). I. Regeneration by seed germination. Biol. Ecol. Méditerr., 8, 119-128.
- Arianoutsou M. & Ne'eman G., 2000. Post fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forest in the east Mediterranean. In: Ne'eman G. & Trabaud L., eds. Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in

the Mediterranean basin. Leiden, the Netherlands : Backhuys Publishers, 269-289.

Bazzaz F.A., 1975. Plant species diversity in old field successional ecosystems in southern Illinois, *Ecology*, 56 (2), 485-488.

Bekdouche F., 2010. Evolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord Algérien). Thèse de Doctorat d'Etat en Ecologie forestière : Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou (Algérie).

Bekdouche F., Sahnoune M., Krouchi F., Achour S., Gumati N. & Derridj A., 2011. The contribution of legumes to post-fire regeneration of *Quercus suber* and *Pinus halepensis* Forest in North-Eastern Algeria. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 66, 29-42.

Bradstock R. A., Hammill K.A., Collins L. & Price O., 2010. Effect of weather, fuel and terrain on fire severity in topographically diverse landscapes of south-eastern Australia. *Landscape Ecol.*, 25, 607-619.

Capitano R. & Carcaillet C., 2008. Post fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest. Ecol. Manage.*, 225, 431-439.

Čepelová B. & Münzbergová Z., 2012. Factors determining the plant species diversity and species composition in a suburban landscape. *Landscape Urban Plan.*, 106, 336-346.

Cerda A. & Garcia-Fayos P., 2002. The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena*, 48(4), 293-301.

Debussche M., 1978. Étude de la dynamique de la végétation sur le versant nord-ouest du Mont Aigoual. Thèse de docteur-ingénieur : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France).

De Luis M., Raventos J. & Gonzales-Hidalgo J.C., 2005. Factors controlling seedling germination after fire in Mediterranean gorse shrublands. Implications for fire prescription. *J. Environ. Manage.*, 76, 159-166.

De Luis M., Raventos J., Wiegand T. & Gonzalez-Hidalgo J.C., 2008a. Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31, 620-629.

De Luis M., Verdu M. & Raventos J., 2008b. Early to rise makes a plant healthy, wealthy and wise. *Ecology*, 89 (11), 3061-3071.

Duguy B. & Vallejo V.R., 2008. Land-use and fire history effects on Post-Fire vegetation dynamics in eastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 19, 97-108.

Escarré J., 1979. Etude de successions post-culturales dans les hautes garrigues du Montpelliérains. Thèse de Doctorat : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France).

Ferrandis P., Herranz J.M. & Martinez-Sanchez J.J., 1999. Effect of fire on hard-coated *Cistaceae* seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol.*, 144, 103-114.

Garcia-Fayos P., Bochet E. & Cerda A., 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant Soil*, 334, 289-297.

Ghebrehiwot H.M., Kulkarni M.G., Kirkman K.P. & Van-Staden J., 2012. Smoke and heat: influence on seedling emergence from the germinable soil seed bank of mesic grassland in South Africa. *Plant Growth Regul.*, 66, 119-127.

Gray J.S., 1981. The ecology of Marine sediments. Cambridge : Univ- Press.

Grime J.P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. Chichester : J. Wiley & Sons, Ltd.

Guardia R., Gallart F. & Ninot J. M., 2000. Soil seed bank and seedling dynamics in badlands of the Upper Llobregat basin (Pyrenees). *Catena*, 40, 189-202.

Herranz J.M., Ferrandis P., Copete M.A., Duro E.M. & Zalacain A., 2006. Effect of allelopathic compounds produced by *Cistus ladanifer* on germination of 20 Mediterranean taxa. *Plant Ecol.*, 184, 259-272.

Herranz J.M., Ferrandis P. & Martinez-Sanchez J.J., 1998. Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae species. *Plant Ecol.*, 136, 95-103.

Herranz J.M., Ferrandis P. & Martinez-Sanchez J.J., 1999. Influence of heat on seed germination of nine woody *Cistaceae* species. *Int. J. Wildland Fire*, 9(3), 173-182.

Herrera L.P. & Lateral P., 2009. Do seed and microsite limitation interact with seed size in determining invasion patterns in flooding Pampa grasslands? *Plant Ecol.*, 201, 457-469.

Izhaki I., Hening-Sever N. & Ne'eman G., 2000. Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *J. Ecol.*, 88 (4), 667-675.

Keeley J.E., Pfaff A.H. & Safford H.D., 2005. Fire suppression impacts on postfire recovery of Sierra Nevada chaparral shrublands. *Int. J. Wildland Fire*, 14, 255-265.

Lloret F., 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 9, 417-430.

Madoui A., Gehu J.M. & Alatou D., 2006. L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Boutaleb, Algérie. *Ecol. Mediterr.*, 32, 5-13.

Meddour-Sahar O. & Derridj A., 2010. Le risque d'incendie de forêt : évaluation et cartographie. Le cas de la wilaya de Tizi-Ouzou, Algérie (période 1986-2005). *Sécheresse*, 21(3): 187-195.

Revue Écologie-Environnement (12) : 2016

Moravec J., 1990. Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. *Vegetatio*, 87, 29-36.

Ouelmouhoub S. & Benhouhou S., 2007. Evolution floristique des subéraies incendiées dans la région d'El Kala (Nord-Est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33, 85-94.

Rivas M., Reyes O., & Casal M., 2006. Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *Int. J. Wildland Fire*, 15, 73-80.

Rothermel R.C., 1991. Predicting behavior and size of crown fires in the northern Rocky mountains. Research Paper INT-RP-438. United States Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, 46 p.

Roy J. & Sonié L., 1992. Germination and population dynamics of *Cistus species* in relation to fire. *J. Appl. Ecol.*, 29, 647-655.

Tarrega R. & Luis-Calabuig E., 1987. Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus coccifera* ecosystems. *Ecol. Mediterr.*, 13, 79-86.

Tavşanoğlu Ç. & Gurkan B., 2005. Post-fire dynamics of *Cistus* spp. in a *Pinus brutia* forest. *Turk. J. Bot.*, 29, 337-343.

Thanos C.A., 1999. Fire effects on forest vegetation, the case of Mediterranean pine forests in Greece. In: Eftichidis G., Balabanis P. & Ghazi A., eds. *Wildfire Management. Proceedings of the Advanced Study Course held in Marathon, Greece*, 323-334.

Trabaud L., 1989. Les effets du régime des feux : exemple pris dans le bassin Méditerranéen. CIHEAM Options méditerranéennes, série séminaire, n° 3, 89-94.

Trabaud L. & Oustric J., 1989. Comparaison des stratégies de régénération après incendie chez deux espèces de cistes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 44, 207-219.

Trabaud L., Martínez-Sánchez J.J., Ferrandis P., González-Ochoa A.I. & Herranz J.M., 1997. Végétation épigée et banque de semences du sol: leur contribution à la stabilité cyclique des pinèdes mixtes de *Pinus halepensis* et *P. pinaster*. *Can. J. Bot.*, 75, 1012-1021.

Wang D., Jiao J., Lei D., Wang N., Du H. & Jia Y., 2012. Effects of seed morphology on seed removal and plant distribution in the Chinese hill-gully loess Plateau region. *Catena*, 104, 144-152.

Whittaker R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.