

Photo : Hervé Mugnin



*Coupure de combustible du Trou du Rat.*

# LE RÉSEAU COUPURES DE COMBUSTIBLE AU SEIN DU PARC NATUREL RÉGIONAL DU LUBERON

Michel ÉTIENNE\* et Éric RIGOLOT\*\*

## I. PRÉSENTATION DU RÉSEAU

Le Réseau coupures de combustible (RCC) regroupe les chercheurs, les gestionnaires, les agences de développement pastoral et les services de lutte intéressés par une réflexion commune sur les aménagements de défense de la forêt contre les incendies (coupures stratégiques, zones d'appui, interfaces habitat-forêt, bandes débroussaillées de sécurité, ...). Créé en 1992, et animé par des chercheurs de l'INRA d'Avignon, il facilite les échanges entre les organismes partenaires et assure le suivi d'une soixantaine d'aménagements DFCI répartis sur 8 départements de la zone rouge (voir carte). Ce réseau passe par le Parc naturel régional du Luberon notamment avec les sites de la Haute Pouraque sur les Monts du Vaucluse et du Trou du Rat sur le Petit Luberon. Dans le Vaucluse, le RCC réunit autour de l'INRA d'Avignon, des représentants de l'ONF, de la DDAF, du CERPAM et du SDIS.

Dans ce qui suit, les suivis de base sur les ouvrages sélectionnés par le RCC sont décrits, ainsi que les activités de groupes de travail qui ont été créés pour faire avancer la réflexion et les connaissances sur les différents aspects des aménagements DFCI.

*Carte de localisation des aménagements suivis par le RCC.*



\* INRA - Systèmes agraires et développement, Site Agroparc, 84914 AVIGNON CEDEX 9.

\*\* INRA - AVIGNON - Unité de recherches forestières méditerranéennes.

## 2. LES ACTIVITÉS DU RÉSEAU

### 2.1. Une problématique méditerranéenne ancrée sur des aménagements DFCI variés

Une soixantaine d'opérations d'aménagement DFCI a été sélectionnée en fonction de leur représentativité sur le plan écologique (type de peuplement forestier et arbustif, type de substrat), et technique (modalité d'ouverture et d'entretien de la coupure, type de pâturage) à partir d'un large éventail de situations inventoriées et proposées par les différents partenaires du RCC. De plus, chaque aménagement devait couvrir une surface suffisante pour avoir un sens en terme de prévention des incendies, garantir une certaine pérennité d'existence en particulier en terme d'entretien et bénéficier de l'appui d'un gestionnaire capable de fournir avec précision l'historique et le calendrier des travaux exécutés depuis la mise en place de l'aménagement. Les deux sites suivis dans l'emprise du Parc naturel régional du Luberon sont des coupures de combustible à caractère stratégique entretenues notamment par le pastoralisme. Celle de la Haute Pouraque concerne un faciès à chêne blanc et celle du Trou du Rat une garigue à chêne vert/chêne kermès avec un couvert très clair de pins d'Alep.

Les organismes de développement ou les gestionnaires de coupures assurent annuellement le suivi léger de la dynamique de ces aménagements, sur la totalité de leur emprise, en mesurant le niveau d'embroussaillage de la coupure, l'état des améliorations pastorales, et le niveau de rilage de l'herbe par les troupeaux (Étienne, 1997). L'ONF et le CERPAM assurent conjointement le suivi global des deux aménagements inclus dans le Parc naturel régional du Luberon, ce qui représente une cinquantaine d'unités cartographiques décrites chaque année.

L'INRA d'Avignon assure annuellement le suivi fin de la dynamique du combustible sur 235 parcelles réparties sur un échantillon de 28 aménagements en mesurant la structure et la composition des strates basses (arbustes, herbe et litière), l'impact du pâturage sur la broussaille, et l'état du couvert arboré (Étienne, 1997). Une quinzaine de ces parcelles permanentes est située dans l'emprise du Parc naturel régional du Luberon.

Les informations récoltées lors de ces différents suivis sont stockées dans une base de données couplée à un système d'information géographique pour les données à caractère spatial. Des fonctionnalités ont été développées pour calculer automatiquement des indicateurs tels que le recouvrement, le volume et le poids des arbustes, l'historique des traitements, les taux de consommation moyens par espèce, par placette ou par site ou les caractéristiques dendrométriques de la strate arborée. Les premiers résultats de ces traitements ont été notamment publiés dans Étienne *et al.* (1996), Rigolot & Étienne (1996) et Rigolot *et al.* (1998).

### 2.2. Les groupes de travail

Les cinq groupes de travail suivant approfondissent des questions particulières rarement étudiées jusqu'alors malgré le développement important des ouvrages DFCI en région méditerranéenne française.

#### Évaluation économique des ouvrages DFCI

Qui supporte les coûts des ouvrages DFCI? Quelle pérennité pour les investissements? L'élevage peut-il supporter à terme le coût d'entretien des aménagements DFCI? Quels aménagements offrent le meilleur rapport qualité/prix?

Le groupe de travail a élaboré une méthode de collecte et d'analyse du coût des coupures et des moyens de financement utilisés afin de pouvoir comparer sur des bases similaires le coût global d'un aménagement DFCI ou d'un itinéraire technique.

Une méthode homogène de calcul du coût d'un aménagement DFCI et de ses composants a été proposée. Elle consiste à découper le processus de conception et de mise en œuvre de l'aménagement DFCI en huit étapes (négociation foncière, conception, mobilisation des acteurs, investissement, suivi de projet, fonctionnement, gestion administrative, communication). Elle détaille la participation des différents partenaires tant au niveau des dépenses que des recettes. En complément, un barème standard des coûts d'une centaine de travaux élémentaires (débroussaillage, pastoralisme, travaux forestiers...) a été constitué selon le type de prestataire de service.

Ensuite, la méthode a été appliquée sur trois exemples contrastés d'aménagements DFCI, dont un

localisé au sein du Parc naturel régional du Luberon, la Haute Pouraque sur les Monts du Vaucluse.

Un document de synthèse (Coudour, 1999) détaille la méthode utilisée et son application élargie à huit aménagements du Réseau, permettant une analyse comparative des coûts de différentes coupures au moyen du calcul de plusieurs indices synthétiques.

### **Analyse après incendie**

Ce groupe de travail a pour but d'analyser le comportement des ouvrages de prévention face à un incendie réellement subi.

Une méthode standard a été mise au point pour le recueil d'information après incendie, d'analyse et d'évaluation du fonctionnement d'une coupure à deux échelles : l'aménagement global et le segment homogène d'une centaine de mètres. Cette méthode est ensuite validée à partir de six cas réels issus d'incendies ayant touché des coupures suivies par le RCC.

L'analyse permet d'identifier neuf cas types combinant la position topographique du segment de coupure (talweg, milieu de versant, crête militaire, col) et les différentes phases de lutte (attaque initiale, de flanc, de front, à la recule). Ces cas types sont plus particulièrement développés afin de mettre en parallèle la structure de l'aménagement, le comportement du feu, l'état du combustible et les modalités d'utilisation de la coupure par les pompiers.

Un document de synthèse (Lambert, 1999) détaille les méthodes de recueil de données et d'analyse proposées ainsi que leurs applications aux six cas d'études. Enfin, une synthèse dégage un certain nombre de résultats pratiques et des pistes de réflexion pour améliorer la conception et l'entretien d'aménagements DFCI plus efficaces.

### **Conception et réalisation des aménagements DFCI**

Ce groupe de travail vise à répondre à un certain nombre de questions sur la conception et l'entretien des ouvrages de prévention des incendies de forêt. Ces questions sont aussi diverses que la transcription des stratégies territoriales en termes d'aménagement de massif (du SDAFI au PIDAF), l'étude des démarches suivies pour mener les différentes étapes d'un projet (animation, concertation, suivi, évaluation), les conceptions techniques de base (implanta-

tion, équipements...), la prise en compte de l'idée de manœuvre lors de la conception de l'ouvrage, la prise en compte de l'entretien dès la conception pour en minimiser les charges ...

### **L'intérêt pastoral des coupures**

La grande majorité des coupures suivies par le RCC étant entretenue par des troupeaux, les potentialités pastorales des coupures et l'impact des animaux sur la dynamique de la végétation sont appréhendés sous divers aspects : modalités de conduite du troupeau sur les coupures (unités de gestion, gardiennage, parcs, intensités de pâturage...), et les niveaux de valorisation pastorale par unité de gestion (effectifs, chargement, complémentation, stade physiologique des animaux...). Le croisement de ces données permettra de déterminer la valeur pastorale des coupures pâturées, la pérennité de la ressource, la productivité des troupeaux ainsi que l'impact des animaux sur les végétations à maîtriser.

### **L'évaluation de l'efficacité des coupures de combustible**

Ce groupe de travail vise à évaluer le comportement attendu des ouvrages de prévention des incendies de forêt selon différents scénarios d'incendie et de conditions météorologiques. Une méthode a été développée pour évaluer l'efficacité intrinsèque de la coupure ainsi que de la facilité d'y développer des actions de lutte efficaces et en sécurité. L'évaluation se focalise actuellement à l'échelle d'un segment de coupure de combustible. Pour ce faire les approches par modélisation et à dire d'experts sont utilisées et confrontées. Cette recherche réalisée dans le cadre du GIS Prévention des incendies de forêt débouchera à terme sur des propositions d'amélioration de la conception des aménagements DFCI.

Une partie des segments de coupures sur lesquels ont travaillé les groupes d'experts de l'efficacité des coupures de combustible est située dans le Parc naturel régional du Luberon, sur les communes de Cadenet, Mérindol et Les Taillades.

## BIBLIOGRAPHIE

COUDOUR R. (coord.), 1999, *L'évaluation économique des coupures de combustible*, Réseau coupures de combustible, 65 p.

ÉTIENNE M., 1997, *Recueil des méthodes utilisées au sein du Réseau coupures de combustible*, Réseau coupures de combustible, 31 p.

ÉTIENNE M., DERZKO M. & RIGOLOTT E., 1996, Browse impact in sylvopastoral systems participating in fire prevention in the french mediterranean region, in *Western european silvopastoral systems*, ÉTIENNE M. (ed.), INRA, Paris, p. 93-102.

LAMBERT B., (Coord.), 1999, *Le retour d'expérience sur les coupures soumises à l'incendie*, Réseau coupures de combustible, 80 p.

RIGOLOTT E. & ÉTIENNE M., 1996, Impact of fuel control techniques on *Cistus monspeliensis* dynamics, *Proceedings of the 13th Conference on fire and meteorology : International perspectives on landscape fire, 27-31 October 1996, Lorne, Australia*, p. 72-79.

RIGOLOTT E., ÉTIENNE M. & LAMBERT B., 1998, Different fire regime effects on *Cytisus purgans* community, in *Fire management and landscape ecology*, TRABAUD L. (ed), IAWF, p. 137-145.

## GLOSSAIRE DES SIGLES

---

**CERPAM** : Centre d'études et de réalisations pastorales Alpes-Méditerranée

**CRPF** : Centre régional de la propriété forestière

**DDAF** : Direction départementale de l'agriculture et de la forêt

**DFCI** : Défense des forêts contre les incendies

**GIS** : Groupement d'intérêt scientifique

**IMEP** : Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie

**INRA** : Institut national de la recherche agronomique

**ONF** : Office national des forêts

**PIDAF** : Plan intercommunal de débroussaillage et d'aménagement forestier

**RTM** : Restauration des terrains en montagne

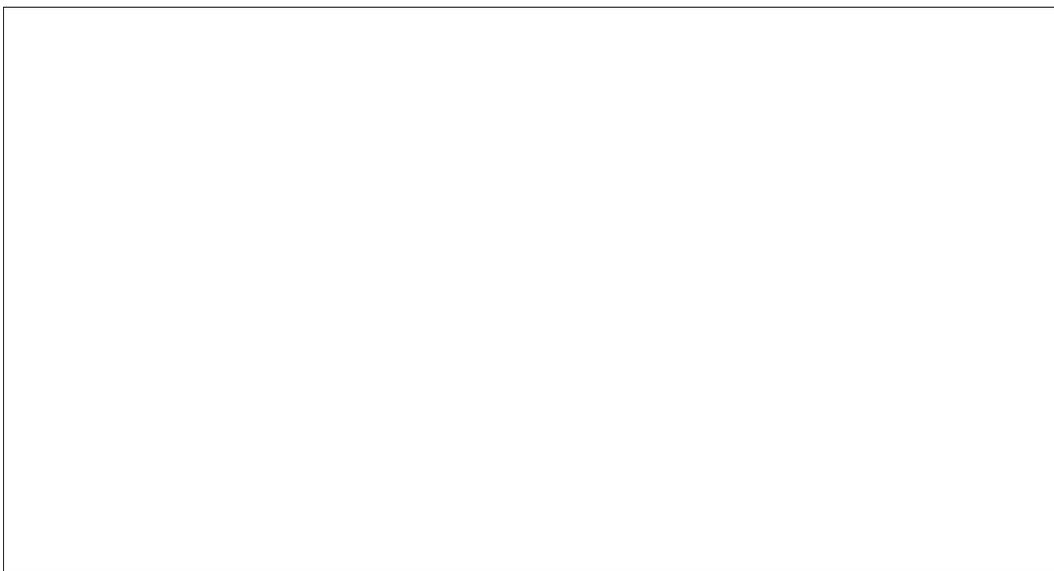
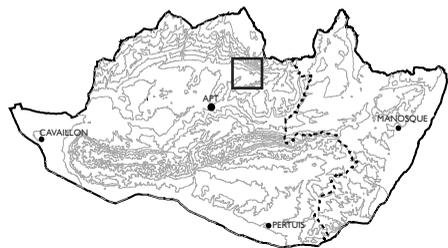
**SDAFI** : Schéma départemental d'aménagement des forêts contre les incendies

**SDIS** : Service départemental d'incendie et de secours

**SERFOB** : Service forêt-bois

**UMR** : Unité mixte de recherche





*Le site d'étude, lieu-dit... commune de Rustrel (Vaucluse).*

*Photos : Éric Gerbaud.*

# ÉTUDE DE LA RÉPARTITION DES PLANTES MESSICOLES DANS UN CHAMP EN LIAISON AVEC UNE MESURE AGRI-ENVIRONNEMENTALE

Éric GERBAUD, Thierry DUTOIT & Bernard HILL \*

## INTRODUCTION

Tout d'abord précisons la terminologie. Qu'est-ce qu'une adventice, une plante ségétale ou une messicole? Une plante adventice (du latin *adventicius*, supplémentaire) ou « mauvaise herbe » est une plante qui s'ajoute à un groupement végétal auquel elle est initialement étrangère ou non souhaitée. Le terme de messicole (du latin *messis*, moisson) et son synonyme ségétale, est plus précis et nous prendrons comme référence la définition de Olivereau (1996), qui considère les messicoles comme « *des plantes annuelles ou plus rarement vivaces, ayant un cycle biologique similaire à celui des céréales et vivant de façon exclusive ou préférentielle dans des milieux soumis à la moisson* ».

La flore adventice est depuis l'origine de l'activité agricole (Dekker, 1997), combattue pour les méfaits qu'elle engendre sur l'espèce domestiquée (concurrence pour l'eau, la lumière et les sels minéraux). Cependant, les pratiques agricoles traditionnelles, ont longtemps permis le maintien de cette flore. Or, depuis l'avènement et la généralisation, il y a une cinquantaine d'années, des techniques intensives (intrants chimiques, mécanisation) de nombreuses études montrent un changement de cette flore au niveau qualitatif et quantitatif. Son déclin est indiscutable et un très grand nombre de publications en témoigne : en France (Aymonin, 1962, 1965, 1975 ; Barbero *et al.*, 1984 ; Filosa 1985 ; Montegut, 1997), en Angleterre (Wilson, 1997), en Allemagne (Albrecht, 1995), au Danemark

(Andraesen *et al.*, 1996) ou encore en Belgique (Fabri, 1997 ; Meerts, 1997).

Le territoire du Parc naturel régional du Luberon (PNRL) est un secteur géographique propice à l'étude des adventices car deux atouts ont favorisé le maintien de nombre de ces espèces :

- Cette région est peu sujette à l'agriculture intensive et possède encore une composante pratiquant l'agriculture traditionnelle (Mahieu, 1997 ; Verlaque & Filosa, 1997).
- Les messicoles sont des espèces importées du croissant fertile oriental et plutôt méditerranéennes (Verlaque & Filosa, 1997), elles se situent donc dans le nord de la France et de l'Europe, en limite d'aire de répartition et y régressent donc beaucoup plus (Holzner, 1978 ; Wilson, 1994 ; Meerts, 1997 ; Dutoit, 1997) que dans les régions méridionales.

Notre travail mené sur la commune de Rustrel, s'intègre aux recherches menées par l'Institut méditerranéen d'écologie et de paléocologie (IMEP) sur la répartition des messicoles pour l'ensemble du territoire du PNRL en fonction des pratiques agricoles, de l'histoire des parcelles et de leurs conditions géographiques. À l'inverse, nous avons choisi d'étudier un des facteurs agissant potentiellement sur la répartition des populations de messicoles dans les champs. Nous allons ainsi essayer de caractériser l'effet de la lisière sur les populations d'adventices tant au niveau qualitatif (richesse

\* Université de Provence, UPRESA/CNRS 6116 - Institut méditerranéen d'écologie et de paléocologie F.S.T. Saint-Jérôme, case 421 bis - 13397 Marseille CEDEX 20, France.

spécifique 1) que quantitatif (densité 2, diversité spécifique 3, équitabilité 4). En effet, dans le cadre d'une mesure agri-environnementale (Mahieu, 1997), il est spécifié aux agriculteurs de semer moins dense en lisière afin de permettre aux populations d'adventices de s'implanter. De nombreuses études (Marshall, 1985; 1989; Rew *et al.*, 1992; Wilson & Aebischer, 1995) montrent en effet une augmentation de la richesse en adventices (messicoles et espèces des lisières) dans une bande de un à quatre mètres le long du champ (cette zone est également appelée fourrière).

Nous essayerons de hiérarchiser les facteurs traduisant un quelconque effet de la lisière afin de valider ou d'invalider la proposition de moindre densité de semis sur les bordures. Les espèces de bordure de champ sont-elles des messicoles *sensu stricto*, c'est-à-dire au sens d'Olivereau (1996), ou majoritairement des espèces prairiales compétitrices s'accoutumant aux conditions du champ?

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

### Site d'étude

Les massifs et contreforts du territoire du PNRL sont caractérisés par des exploitations à deux composantes, l'une de type élevage et une autre de type polyculture (fourrage, céréales). La parcelle étudiée se situe dans cet environnement où l'exploitant pratique la polyculture-élevage (céréales, luzerne et élevage ovin). Aucun traitement phytosanitaire n'est appliqué car les chaumes sont pâturés par un troupeau de moutons (environ 150 têtes) du mois d'août au mois d'octobre.

La parcelle étudiée (0,3 hectare) est située sur la commune de Rustrel au nord de la ville d'Apt (5°26' E; 43°55' N), dans le département de Vaucluse à une altitude moyenne de 330 mètres (fig. 1).

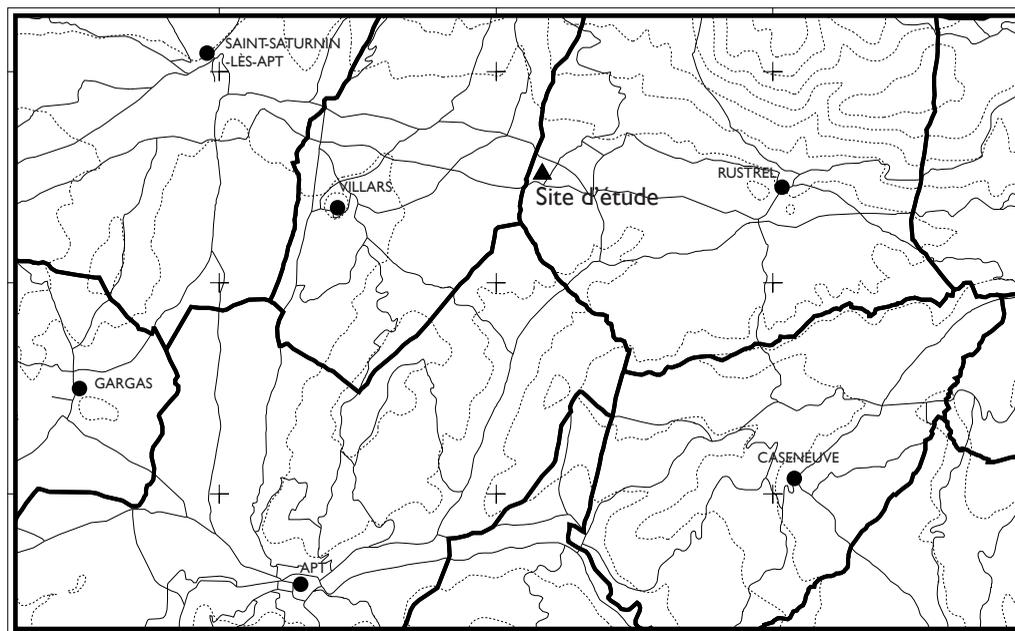


Fig. 1 : localisation du site d'étude.

1. Nombre d'espèces par m<sup>2</sup>.
2. Nombre de germination par m<sup>2</sup>.
3. Complète l'information de richesse en considérant l'importance numérique des espèces.
4. Indice permettant de comparer la diversité de deux peuplements ayant une richesse spécifique différente.  $H = 1$  lorsque toutes les espèces ont la même abondance et tend vers 0 lorsqu'une espèce domine largement.

Le labour est effectué à la fin du mois d'octobre 1997. Sa profondeur est d'environ 30 centimètres. Le semis est réalisé début novembre à raison de 170 kg de semences de blé d'hiver (*Triticum aestivum* var. Grazia) par hectare. Comme la majorité des semences, celles-ci sont traitées et triées. Aucun roulage du blé n'est effectué. La parcelle n'est pas irriguée.

Aucun désherbage chimique ou mécanique n'est pratiqué. En revanche, un amendement organique est apporté durant le mois d'octobre à raison de 10 tonnes de fumier à l'hectare (l'apport de graines par le fumier n'a pas été quantifié). La moisson est réalisée vers la fin du mois de juillet pour un rendement de 35, 40 et 60 quintaux/hectare respectivement pour les années 1996 à 1998.

Les pratiques culturales réalisées sur cette parcelle sont représentatives des conditions d'exploitation de la majorité des parcelles dans le PNRL (Dutoit *et al.*, sous presse; Mahieu, 1997).

### Établissement des transects (Fig. 2)

Cinq transects perpendiculaires à la lisière ont été réalisés jusqu'au milieu du champ (25 mètres). Les transects 1 et 5 se trouvent à 15 mètres des lisières latérales. Ces distances par rapport aux lisières est et ouest se justifient car seul l'effet de la lisière nord doit être testé. En effet, la plupart des espèces herbacées des prairies ne

disséminent leurs graines qu'à un mètre ou deux de la plante mère (Werner, 1975). La distance qui sépare les 5 transects est de 7,5 mètres.

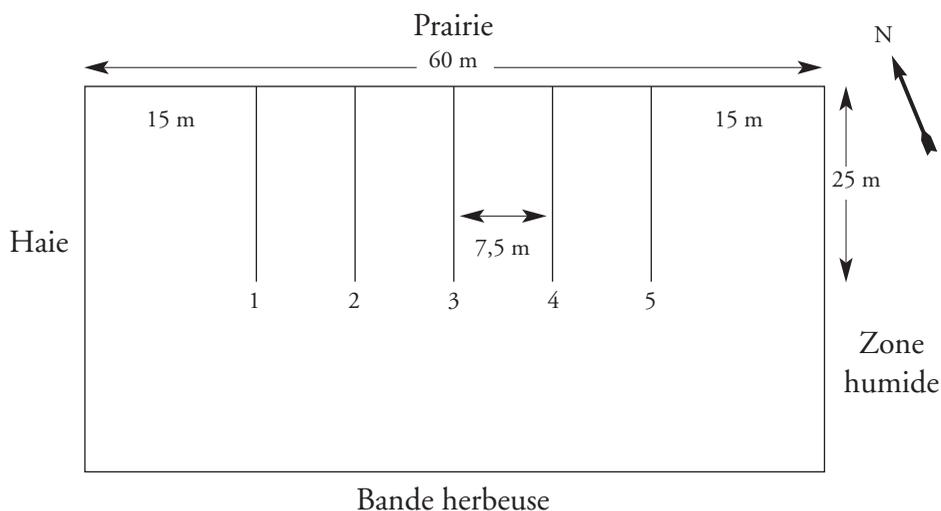
### Analyses de sol :

Durant la troisième semaine de mars 1998, des carottes de sol d'environ 340 cm<sup>3</sup> ont été prélevées aux points 1 m, 13 m et 25 m de chaque transect (respectivement a, b et c), pour analyser les propriétés physiques et chimiques des sols. L'azote a été dosé selon la méthode Kjeldahl (Aubert, 1970) ainsi que les teneurs en phosphore (méthode Olsen). Le pH et les ions échangeables (Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> et Mg<sup>2+</sup>) ont été mesurés par la méthode Shollenberger et Dreibelbis (Aubert, 1970). Des cylindres de 300 cm<sup>3</sup> environ ont été prélevés aux mêmes points (1<sup>ère</sup> semaine du mois d'avril 1998) pour calculer la porosité selon le protocole de Soltner (1982).

### Mesure de la PAR (Photosynthetically active radiation)

Les valeurs PAR (traduisant l'insolation) ont été mesurées en mai 1998 à travers les chaumes de blé au niveau du sol. Les mesures ont été réalisées le même jour de 11 h 00 à 13 h 00 avec une baguette sensitive mesurant 95 x 1 cm (EMS 7A, Université de Provence, Marseille). Le témoin (18 x 1 cm) d'insolation maxi-

Fig. 2 : Dispositif expérimental



male se trouvait en lisière à une hauteur équivalente à la cime du blé. Les valeurs obtenues avec la baguette sensitive sont calculées en pourcentages de la valeur maximale, et constituent une mesure indirecte du recouvrement de la végétation.

### **Échantillonnage du stock semencier**

Les prélèvements ont été réalisés le 15 janvier 1998 après le labour automnal et le semis de blé d'hiver. Des carottes d'un volume équivalente aux précédentes ont été prélevées à chaque mètre depuis la lisière (0 mètre, prélèvement 1) jusqu'au milieu du champ (24 mètres, prélèvement 25).

Les échantillons sont tamisés sous colonne d'eau, entre des tamis de maille de 4 mm, pour élimination des cailloux et maille de 0,2 mm pour élimination des argiles (protocole standard de Barralis & Chadœuf, 1980). La fraction restante est mise dans des terrines de semis (45 x 30 cm) sur des compresses stériles (20 x 20 cm) posées sur un lit de vermiculite de 2 cm d'épaisseur (substrat inerte).

Les 63 terrines (2 prélèvements par terrine) sont placées dans une serre et les germinations sont identifiées au fur et à mesure de leur apparition pendant 1 à 2 mois. Ces terrines sont déplacées régulièrement afin de palier aux conditions hétérogènes de la serre. Les plantules sont identifiées à partir de deux ouvrages : Muller (1978) et Mamarot *et al.* (1997). Les plantules non identifiées sont replantées en chambre de culture pour reconnaissance ultérieure. Au stade adulte, ces plantes sont déterminées à partir de la flore de Jauzein (1995) et de la flore de Coste (1906) avec ses suppléments (1972, 1974, 1975, 1977 et 1979).

### **Échantillonnage de la pluie de graines**

Les pièges à graines sont des plaques de Plexiglas (20 x 30 cm), fixées sur des armatures métalliques à environ 5 cm du sol. Les plaques sont enduites de vaseline, qui résiste aux écarts de températures et à la pluviosité (Boulet, 1996). Les pièges sont placés aux points 1, 13 et 25 (soit 15 au total), et tournés en direction de la lisière (45°).

Les relevés sont effectués mensuellement du mois d'avril 1998 au mois de septembre 1998 ce qui correspond à la saison de végétation pour la zone étudiée.

Les graines piégées sont extraites à la loupe binoculaire (x 10) et placées dans des boîtes de Pétri en

chambre de culture après application d'acide gibbérique (1 g/l). Les germinations sont comptées et référencées pour reconnaissance ultérieure.

### **Échantillonnage de la végétation**

Deux campagnes de lecture ont été nécessaires (annexe 2). Une première campagne au cours de laquelle les relevés de végétation ont été effectués dans des quadrats de 1 m<sup>2</sup> (première semaine de mai 1998). Durant cette phase, les lectures ont été réalisées en présence/absence, à raison d'un relevé par point de prélèvement (stock semencier). Ces relevés ont été effectués du côté opposé aux prélèvements de sol afin d'éviter le biais que représente l'échantillonnage du stock semencier.

Lors d'une seconde campagne d'échantillonnage (troisième semaine de mai 1998), des comptages dans des quadrats de 400 cm<sup>2</sup> (20x20 cm) ont été effectués.

La végétation de la prairie adjacente a été échantillonnée en mai 1998 par la réalisation d'un inventaire exhaustif sur une surface homogène définie par un relevé phytosociologique (aire minimale 100 m<sup>2</sup>). Des visites complémentaires ont été effectuées en septembre 1998 pour identifier les espèces à floraison estivale.

### **Analyses statistiques**

Des analyses de variances ont été effectuées sur la composition chimique des sols (3 distances, 5 répétitions), sur la richesse spécifique (R), la densité (D), la diversité spécifique (indice de Shannon = H) et enfin l'équitabilité (H'), rendant compte de la répartition des individus) des germinations *ex situ* (stock semencier, 25 distances et 5 répétitions) et *in situ* (végétation, 25 distances et 5 répétitions). Les mêmes indices ont été calculés pour la pluie de graines (3 distances, 5 répétitions).

Pour chaque indice, des différences entre transects ont été recherchées. Dans ce cas, les variables ont été regroupées par transects (5 transects et 3 répétitions pour les analyses de sols et la pluie de graines, 5 transects et 25 répétitions pour la végétation et le stock semencier).

Deux Analyses factorielles des correspondances (AFC)<sup>5</sup> ont été réalisées, une sur le tableau stock semencier (25 quadrats x 42 espèces) et une sur le tableau végétation (25 quadrats x 64 espèces). Une Analyse en

composante principale (ACP)<sup>6</sup>, a été réalisée sur les variables sol (15 échantillons x 8 variables).

Des régressions linéaires simples<sup>7</sup> ont été calculées pour tester les corrélations existant entre les différents paramètres mesurés (H, H', D et R) dans chaque élément (stock semencier, végétation et pluie de graines). Les variables édaphiques et PAR ont également été corrélées aux indices mesurés pour les différents éléments. Les corrélations entre la végétation et les densités de blé ont été testées.

## RÉSULTATS

### Analyses de variances

Pour l'élément sol, des différences entre transects n'existent que pour deux variables. La première est le pH avec le transect 1 dont la valeur est plus faible (pH = 8,1) par rapport aux 4 autres. La deuxième variable sensible est la porosité avec le transect 5 (0,49) qui est plus faible que les transects 1 (0,55), 3 (0,58) et 4 (0,56). En ce qui concerne l'effet de la distance à la lisière, seule la variable phosphore est plus faible (0,004 mg/g de terre) en lisière que sur les autres points.

Pour les valeurs d'insolation, seul le transect 1 est inférieur au 3 et au 5. Par rapport à la lisière, les points 1, 2 et 3 (respectivement 74,2, 73 et 61,4 %) sont supérieurs à tous les autres points. Cependant, aucune corrélation entre insolation, distance à la lisière ou densité de blé n'a pu être mise en évidence par la réalisation de régressions linéaires simples.

Pour l'élément stock semencier, seule la richesse spécifique (R) et la densité (D) varient entre les transects. La richesse en espèce est plus importante sur le transect 5 (4,28 individus/m<sup>2</sup>) que sur le transect 1 (3,2 individus/m<sup>2</sup>) et la densité de germination inférieure sur le transect 1 (657 individus/m<sup>2</sup>) par rapport aux autres.

Des différences entre transects pour l'élément pluie de graines isole le transect 2 du transect 1 et 3, où l'équitabilité est plus élevée sur le 2. Par rapport à la distance à la lisière, la richesse et la diversité spécifique sont supérieures en lisière (point 1) par rapport aux points 2 et 3 situés respectivement en milieu et fin de transect. Les semences piégées appartiennent à des espèces anémochores (dispersées par le vent) dont les graines présentent un papus (*Picris hieracoïdes*, *Crepis foetida*).

Pour l'élément végétation, les transects 1 et 5 (respectivement 19,52 et 20,72 espèces/m<sup>2</sup>) ont une richesse spécifique inférieure, le transect 3 (23,08 espèces/m<sup>2</sup>) étant le plus riche. Concernant l'indice de diversité spécifique, il est plus important sur le transect 3 (H = 3,55) par rapport aux autres. L'analyse de variance, montre une richesse en espèce plus importante en lisière notamment pour les points 1, 2 et 4. Concernant la diversité spécifique, le point 1 (3,797) se démarque par sa forte valeur ainsi que les points 16 (3,561) et 17 (3,74). Pour la densité, le point 1 (56 individus/m<sup>2</sup>) est inférieur aux autres points tout comme le point 2 (71 individus/m<sup>2</sup>) par rapport aux points 9 et 10.

### Analyses multivariées<sup>8</sup>

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur les analyses de sol expliquent 60 % du nuage de points, respectivement 41,70 %, 18,96 % pour les axes 1 et 2.

L'axe 1 sépare la variable pH de la variable K<sup>+</sup> et carbone. On remarque que les points 5a, 5b et 5c (transect 5) se regroupent nettement vers la variable pH dont les valeurs sont plus importantes sur ce transect (8,3).

Concernant l'axe 2, il sépare la variable phosphore associée aux points de prélèvement 2c et 1c, des variables Ca<sup>2+</sup> et porosité auxquelles est associé le point de prélèvement 4a.

5. Traitement statistique des variables de type quantitatif (faunistique ou floristique) selon deux axes de répartition.

6. Traitement statistique des variables de type qualitatif (variables climatiques, insolation...) selon deux axes.

7. Recherche d'une droite ( $y = ax + b$ ) passant par l'ensemble des points de deux variables  $x$  et  $y$ . L'indice  $r^2$  traduit la qualité de la relation (plus  $r^2$  augmente plus la corrélation est forte).

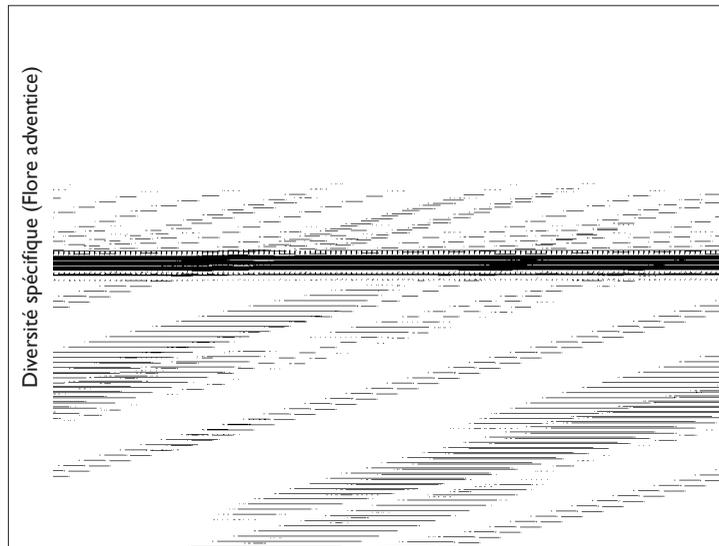
8. Elles permettent de hiérarchiser et de discriminer les variables ayant le plus d'influence sur une variance observée.

L'AFC réalisée sur l'élément végétation (annexe 1-A), a une inertie totale de 0,94<sup>9</sup>. L'axe 1 explique 23 % de cette inertie et individualise très nettement les relevés 1, 2 et 3 par rapport à l'ensemble des autres. Les espèces fortement dépendantes de cet axe sont : *Agrimonia eupatoria*, *Geranium columbinum*, *Lolium rigidum*, *Medicago lupulina*, *Prunus spinosa*, *Lathyrus hirsutus*, *Picris echioides* et *Eryngium campestre*.

Pour le stock semencier (annexe 1-B), l'inertie totale de l'AFC est de 2,50. L'axe 1 explique 13,63 % de l'inertie totale. Cet axe isole les points de lisière 1 et 2 de l'ensemble des autres. Les espèces qui se groupent autour de ces points sont *Pbleum pratense*, *Dipsacus fullonum*, *Carex flacca* et *Hypericum perforatum*.

Les densités de blé sont corrélées à la diversité spécifique (fig. 3) et l'équitabilité de la végétation. Aucune autre corrélation, notamment avec les distances à la lisière, les variables mésologiques répondant à l'effet de la distance à la lisière, n'a pu être mise en évidence.

Fig. 3 : régression linéaire simple entre diversité spécifique de la flore adventice (individus/m<sup>2</sup>) et densité des chaumes de blé (t/m<sup>2</sup>), au seuil  $p < 0,0001$ .



9. L'inertie traduit la variabilité à l'intérieur d'un tableau de données. Plus l'inertie est grande, plus les données présentent de grandes amplitudes de variation.

## DISCUSSION - CONCLUSION

La lisière a une action sur la richesse en espèces de la végétation. Celle-ci est en effet plus riche en bordure du champ sur une distance de 3 mètres. La singularité de la lisière est confirmée par les résultats de l'AFC. La distance à la lisière agit sur la composition de la végétation, le cortège floristique des communautés de lisière, étant enrichie par des espèces des friches (*Agrimonia eupatoria*, *Geranium columbinum*, *Lolium rigidum*, *Medicago lupulina*, *Prunus spinosa*, *Lathyrus hirsutus*, *Eryngium campestre*, *Coronilla scorpioides* et *Picris echioides*). De même pour le stock semencier avec la présence en bordure du champ des graines de *Carex flacca*, *Dipsacus fullonum*, *Hypericum perforatum* et *Pbleum pratense*, sur une bande de 2 mètres. Au-delà de cette bande, les populations d'adventices se distribuent de façon aléatoire jusqu'au milieu du champ et aucun gradient n'a pu être identifié.

L'augmentation de la richesse spécifique en lisière constatée au niveau de la végétation est due à la présence d'espèces prairiales. Cette pénétration des espèces prairiales s'explique par les conditions d'insolation plus forte en lisière (Kleijn & Van Der Voort, 1997) identifiées par l'analyse de variance sur les valeurs PAR.

Le calcul du rapport, de la densité de la flore toutes espèces confondues (14 387 germinations/m<sup>2</sup>) sur la densité du stock semencier (248 600 germinations/m<sup>2</sup>) permet d'obtenir un pourcentage de levées de 5,79 %. De nombreux travaux confirment cette faible part des germinations par rapport au potentiel grainier du sol (Debaeke, 1988 ; Wilson & Aebischer, 1995 ; Barralis *et al.*, 1996). La végétation ne représente donc qu'une faible portion du potentiel présent dans le stock semencier. Ce pourcentage de germination laisse une large variabilité pour l'expression des levées, les conditions

abiotiques (notamment le microclimat) et les pratiques culturales opérant une sélection importante dans l'expression de la flore adventice <sup>10</sup>.

Au niveau du sol, malgré l'identification d'un gradient de fertilité, les résultats montrent le faible pourcentage d'explication des variables édaphiques sur la distribution de la végétation (Albrecht & Pilgram, 1997). Le gradient de fertilité décroissant du transect 1 au transect 5, peut s'expliquer par une rupture de la pente du champ vers le transect 5, où le sol est plus superficiel. Beaucoup d'analyses isolent ce transect. L'augmentation de la quantité de graines dans le stock semencier au niveau du transect 5 peut alors s'expliquer par un taux de germination plus faible, en liaison avec des conditions abiotiques moins favorables (porosité plus faible, fertilité moindre).

Comme pour le stock semencier ou la végétation, la proximité de la lisière influence l'élément pluie de graines (richesse et diversité spécifique plus forte pour les pièges de lisière). 72 % de la flore contactée sur les pièges à graines est représentée par des espèces prairiales ou des friches (*Petrorhagia prolifera*, *Phleum pratense*, *Picris hieracioides*, *Dorycnium hirsutum*). Ces résultats montrent le faible pouvoir de colonisation des espèces prairiales par la pluie de graines et confirme les résultats de Werner (1975) pour les capacités de dispersion des espèces prairiales (1 à 2 mètres autour de la plante mère). Malgré un comportement similaire vis à vis de la lisière, des indices de Sorensen <sup>11</sup> (cet indice tend vers 1 quand les éléments comparés se ressemblent) calculés sur les éléments pluie de graines/végétation (0,20) et pluie de graines/stock semencier (0,21) montre la faible similitude de composition de la pluie de graines par rapport aux autres éléments. Ces résultats montrent la faible part des processus de dispersion anémochores pour les milieux étudiés.

Les résultats obtenus confirment ainsi l'existence d'un effet de la lisière sur les populations d'adventices à l'intérieur du champ sur une distance d'environ 3

mètres. Cet effet se manifeste notamment par une augmentation de la richesse spécifique pour la végétation et la pluie de graines, de la diversité spécifique pour la végétation, et la présence d'espèces des friches pour la végétation et le stock semencier. Des indices de Sorensen calculés entre la prairie adjacente et les divers éléments montrent que le stock semencier (0,64) est le plus semblable à la prairie, l'élément végétation (0,6) et pluie de graines (0,32) ayant des ressemblances plus faibles.

Les conséquences de ces observations sont importantes au niveau appliqué. En effet, la mesure agri-environnementale mise en place dans le PNRL, propose une réduction des densités de semis de blé sur une bande de quatre à six mètres en lisière afin de favoriser les populations de messicoles. Au regard de nos résultats, cette mesure n'est pas pertinente, et pourrait même avoir l'effet inverse, en favorisant la pénétration dans le champ des espèces prairiales à fort pouvoir de compétition vis-à-vis des messicoles et de l'espèce domestiquée.

Sur l'ensemble des éléments de l'écosystème étudiés aucun ne s'avèrent réellement explicatif de la distribution observée de la végétation par rapport à la lisière. Cette variance pourrait être liée à la dynamique des populations d'adventices en rapport avec les possibilités de transport par les animaux. Les moutons qui pâturent les chaumes après la moisson (spécificité qui ne se retrouve pas dans les systèmes d'agriculture intensive) peuvent en effet, représenter un vecteur original de dissémination des graines. Fischer *et al.* (1996) montrent bien qualitativement et quantitativement l'importance de cette épizoochorie pour la flore des pelouses sèches sur calcaire (jusqu'à 8 500 diaspores de 85 espèces de plantes vasculaires dans la laine d'un seul mouton). Le transport des graines par les micro-mammifères et les fourmis (myrmécochorie) sont également des modes de dispersion qui restent à quantifier dans les milieux de culture extensive.

10. Pour exemple, les germinations de *Cirsium arvense* seraient quantitativement plus importantes en cas de léger gel après le labour (Borel L., comm. pers.).

11. L'indice de Sorensen (Cs) permet de comparer la similarité de deux relevés par la formule suivante :  $(2 * \text{nombre d'espèces communes aux relevés A et B}) / (\text{richesse de A} + \text{richesse de B})$ .

L'endozoochorie représente aussi un mode non négligeable de transport, les graines de certaines espèces pouvant rester jusqu'à 10 jours dans le tractus digestif du mouton (Seoane *et al.*, 1998). Mahieu (1997) souligne par ailleurs l'importance de la zoochorie en ce qui concerne la position préférentielle de certaines mes-sicoles en lisière (*Caucalis platycarpus*) sur l'aire du PNR du Luberon. L'étude du transport des graines d'espèces adventices dans la laine et le tractus digestif du mouton pourrait ainsi permettre une meilleure compréhension de la distribution de ces espèces dans les cultures céréalières extensives du Sud-Est de la France.

### **REMERCIEMENTS**

*Nous sommes reconnaissants au Professeur Roux pour son aide lors des traitements statistiques ainsi que C. Rolando, J.-M. Ourcival et I. Wagnies pour leur aide technique. Nous remercions également A. Armand pour son autorisation lors des campagnes de terrain. Ce travail a été financé par un prix de la Fondation de France (n° 97008577).*

## BIBLIOGRAPHIE

ALBRECHT H., 1995, Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades, *Proceedings of the 9th EWRS Symposium*, Budapest, p. 41-48.

ALBRECHT H. & PILGRAM M., 1997, The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria. II. Relation to environmental variables and to the surface vegetation, *Plant Ecology*, n° 131, p. 31-43.

ANDRAESEN C., STRYHN H. & STREIBIG J.-C., 1996, Decline of the flora in Danish arable fields, *Journal of Applied Ecology*, n° 33, p. 619-626.

AUBERT G., 1970, *Méthodes d'analyses des sols*, CRDP Marseille (Ed.), 171 pp.

AYMONIN G., 1962, Les messicoles vont-elles disparaître? *Science et Nature*, n° 49, p. 3-9.

AYMONIN G., 1965, Origine présumée et disparition progressive des « adventices messicoles calcicoles » en France, *In II<sup>e</sup> colloque sur la biologie des mauvaises herbes*, ENSAG, 10 pp.

AYMONIN G., 1975, Observations sur le processus de régression des adventices de cultures (« mauvaises herbes ») et conséquences biocénologiques, *In IV<sup>e</sup> colloque international sur l'écologie et la biologie des mauvaises herbes*, Marseille 1973, 10 pp.

BARRALIS G. & CHADŒUF R., 1980, Étude de la dynamique d'une communauté adventice : I. Évolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture, *Weed Research*, n° 20, p. 231-237.

BARRALIS G., DESSAINT F. & CHADŒUF R., 1996, Relation flore potentielle-flore réelle de sols agricoles de Côte-d'Or, *Agronomie*, n° 16, p. 453-463.

BARBERO M., LOISEL R. & QUEZEL P., 1984, Incidence des pratiques culturales sur la flore et la végétation des agro-systèmes en région méditerranéenne, *Société biogéographique*, T. 59, n° 4, p. 463-473.

BOULET L., 1996, *Approche phytoécologique de la dynamique des végétations primaires dans les carrières de roches massives*, Thèse de Doctorat ès Science, Université de Rennes 1, 561 p.

COSTE H.J., 1900-1906, *Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes*, Klincksieck P. (Ed.), Paris, 3 vol., 1850 pp.

DEBAEKE P., 1988, Dynamique de quelques dicotylédones adventices en culture de céréale. I. Relation flore levée-stock semencier, *Weed Research*, n° 28, p. 251-263.

DEKKER J., 1997, Weed diversity and weed management, *Weed Science*, n° 45, p. 357-363.

DUTOIT T., 1997, Cultures anciennes et conservation des plantes ségétales : le cas des coteaux calcaires de Haute-Normandie (France), *Lejeunia*, n° 155, p. 1-44.

DUTOIT T., HILL B., MAHIEU P. & GERBAUD E., 1999, Restauration et conservation de communautés d'espèces *in situ* des coteaux de la basse vallée de Seine aux cultures extensives du PNRL, *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, n° 18 (sous presse).

FABRI R., 1997, Ombellifères, messicoles et adventices en Belgique : disparitions, régressions et nouvelles acquisitions depuis 1850, *In colloque « Faut-il sauver les mauvaises herbes »?*, Conservatoire botanique de Gap-Charance (Ed.), Gap-Charance, juin 1993, Louis-Jean, Gap, p. 57-66.

FILOSA D., 1985, Situation de quelques espèces végétales messicoles en Haute-Provence occidentale, *Bulletin de la Société botanique du Centre-Ouest*, n° 16, p. 61-79.

FISCHER S.F., POSCHLOD P. & BEINLICH B., 1996, Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands, *Journal of Applied Ecology*, n° 33, p. 1206-1222.

HOLZNER W., 1978, Weed species and weed communities, *Vegetatio*, n° 38, p. 13-20.

JAUZEIN P., 1995, *Flore des champs cultivés*, INRA (Ed.), 898 pp.

KLEIJN D. & VAN DER VOORT L.C.A., 1997, Conservation heathlands for rare arable weeds : the effects of fertilizer application and light penetration on plant growth, *Biological Conservation*, n° 81, p. 57-67.

MAHIEU P., 1997, *Suivi agronomique d'une opération locale agri-environnementale de protection in situ des plantes messicoles dans le Luberon*, Mémoire de DAA « agri-environnement », IMEP-ENSA Montpellier, 42 pp. + annexes.

MAMAROT J., PSARSKI P. & ROUQUIER R., 1997, *Mauvaises herbes des cultures*, ACTA (Ed.), 484 pp.

MARSHALL E.P.J., 1985, Weed distributions associated with cereal field edges – some preliminary observations, *Aspects of Applied Biology*, n° 9, p. 49-58.

MARSHALL E.P.J., 1989, Distribution patterns of plants associated with arable field edges, *Journal of Applied Ecology*, n° 26, p. 247-257.

MEERTS P., 1997, La régression des plantes messicoles en Belgique, *In colloque « Faut-il sauver les mauvaises herbes?* Conservatoire botanique de Gap-Charance (Ed.), Gap-Charance, juin 1993, Louis-Jean, Gap, p. 49-55.

MONTEGUT J., 1997, Évolution et régression des messicoles, *In colloque « Faut-il sauver les mauvaises herbes?* Conservatoire botanique de Gap-Charance (Ed.), Gap-Charance, juin 1993, Louis-Jean, Gap, p. 11-32.

MULLER E.M., 1978, *Seedlings of North-Western European Lowland*, The Hague, Junk, 650 pp.

OLIVEREAU F., 1996, Les plantes messicoles des plaines françaises, *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, n° 28, p. 5-18.

REW L.J., WILSON P.J., FROUND-WILLIAMS R.J. & BOATMAN N.D., 1992, Changes in végétation composition and distribution within set-aside land, *Set-aside British Crop Protection Council Monograph*, n° 50, p. 79-84.

SEOANE J., HERVAS I. & SUAREZ F., 1998, Endozoochorous dispersal of *Amaranthus albus* by sheep : digestion effects on seed losses and germination patterns, *Proceedings of the 6 th EWRS Mediterranean Symposium*, Montpellier 1998, p. 53-54.

VERLAQUE R. & FILOSA D., 1997, Caryologie et biogéographie des messicoles menacées du Sud-Est de la France (comparaison avec les autres mauvaises herbes), *In colloque « Faut-il sauver les mauvaises herbes?* Conservatoire botanique de Gap-Charance (Ed.), Gap-Charance, juin 1993, Louis-Jean, Gap, p. 105-124.

WERNER P.A., 1975, A seed trap for determining patterns of seed deposition in terrestrial plants, *Canadian Journal of Botany*, n° 53, p. 810-813.

WILSON P.-J., 1994, Botanical diversity in arable field margins, *Field Margins – Integrating Agriculture and Conservation*, British Crop Protection Council Monograph N° 58, Boatman N. (Ed.), p. 53-58.

WILSON P.-J., 1997, Conserving the flora of arable field margins – How much does it cost? *Brighton Crop Conference Protection – Weeds*, Brighton 1997, p. 991-996.

WILSON P.-J. & AEBISCHER N.-J., 1995, The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge, *Journal of Applied Ecology*, n° 32, p. 295-310.

## Annexe I

(A) : AFC réalisée sur l'élément végétation

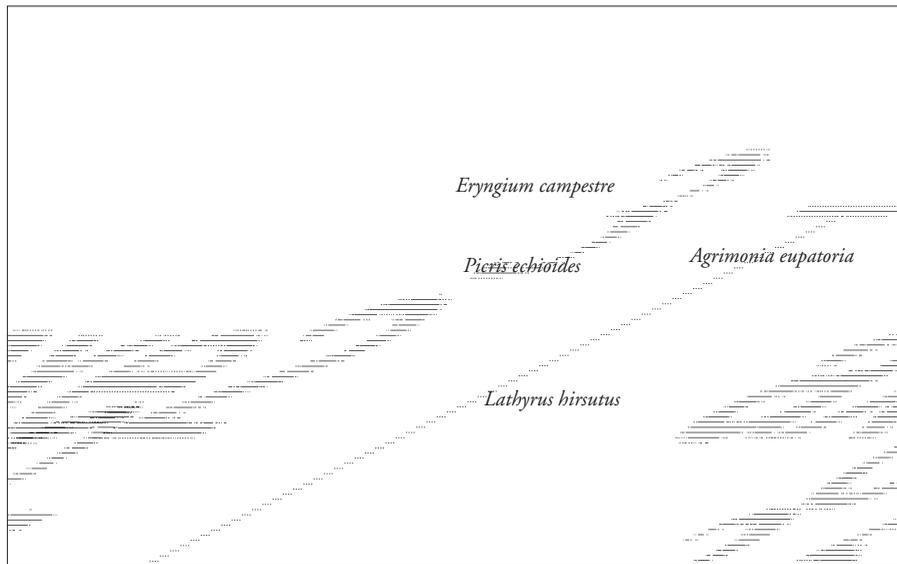
(B) : AFC réalisée sur l'élément stock semencier

$\Sigma$  = espèces                      ® = points.

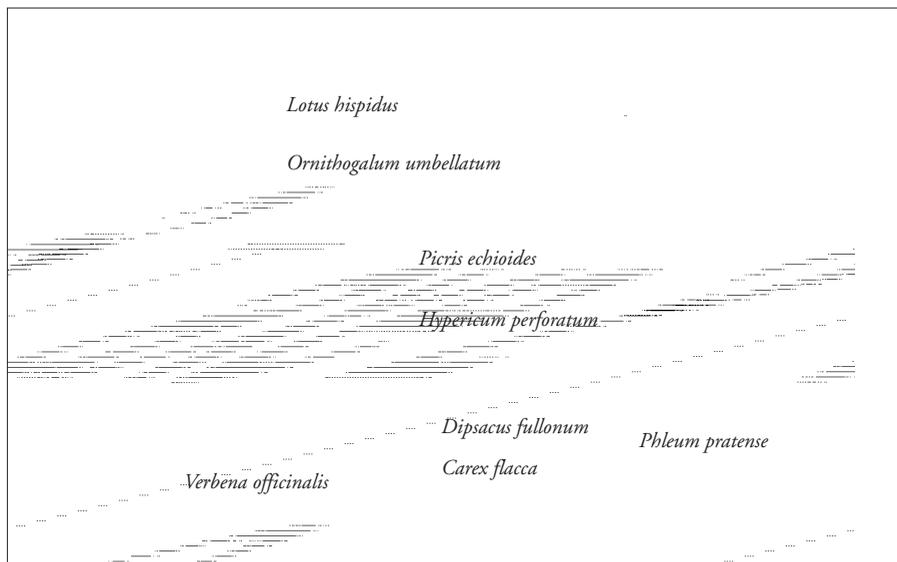
Seuls les points et espèces présentant de fortes corrélations avec l'axe 1 ont été signifiés.

Pour (A), au point illustrant *Agrimonia eupatoria* sont également confondues : *Geranium columbinum*, *Medicago lupulina* et *Prunus spinosa*.

(A)



(B)



## Annexe 2

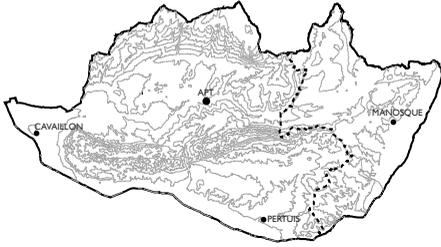
Nombre moyen d'espèces (/m<sup>2</sup>) présentes dans le stock semencier, la végétation (n = 125) et la pluie de graines (n = 15).

\*= espèces messicoles (Montegut, 1997).

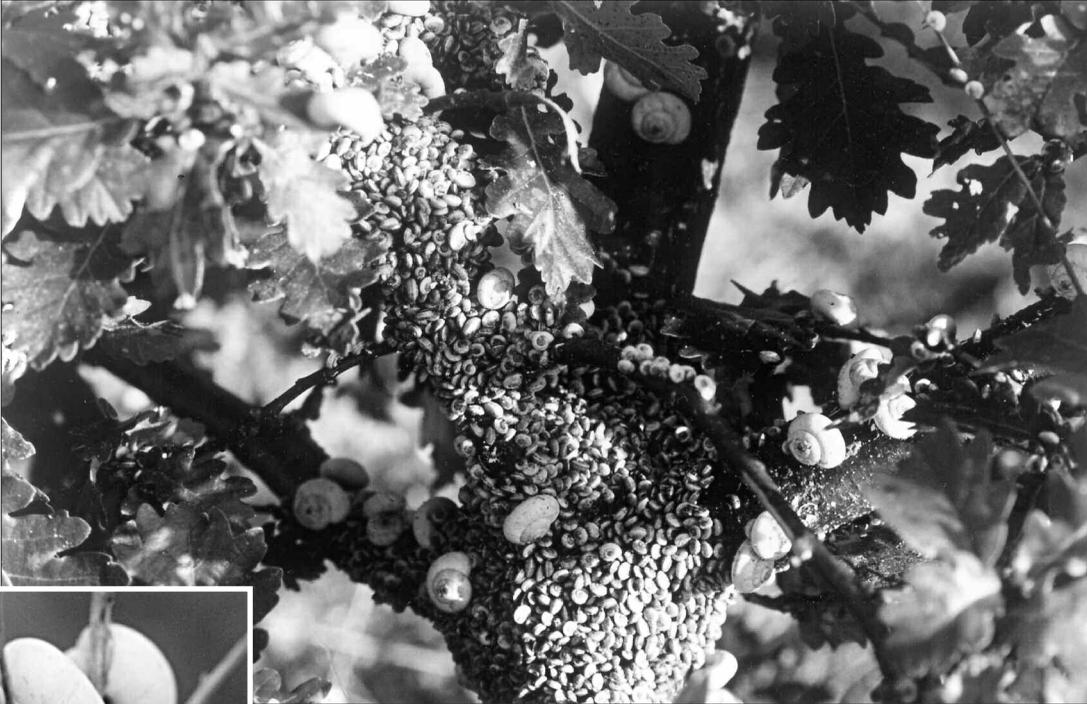
En gras, espèces contactées dans la prairie adjacente.

	Stock semencier (espèces/m <sup>2</sup> )	Pluie de graines (espèces/m <sup>2</sup> )	Végétation (espèces/m <sup>2</sup> )
<i>Acinos arvensis</i> *	55,01	-	-
<i>Adonis annua</i> *	-	-	0,24
<b><i>Agrimonia eupatoria</i></b>	-	-	0,03
<b><i>Ajuga chamaepitys</i>*</b>	15,46	-	-
<i>Ammi visnaga</i> *	126,83	-	-
<i>Anagallis arvensis</i> *	295,46	67	10,12
<b><i>Anchusa italica</i></b>	-	-	0,14
<i>Asperula arvensis</i> *	-	-	0,76
<i>Avena sativa</i> *	-	-	0,07
<i>Bifora radians</i> *	-	-	0,02
<b><i>Bromus sterilis</i></b>	-	-	0,02
<i>Bupleurum subovatum</i> *	3,30	-	0,90
<b><i>Carex flacca</i></b>	4,43	-	-
<i>Caucalis platycarpus</i> *	-	-	0,02
<b><i>Centaurea scabiosa</i>*</b>	-	-	0,03
<b><i>Centaurea solstitialis</i>*</b>	-	-	0,71
<i>Chenopodium vulvaria</i>	333,73	-	1,83
<b><i>Cirsium arvense</i>*</b>	3,30	16	2,46
<b><i>Conringia orientalis</i>*</b>	-	-	0,03
<b><i>Convolvulus arvensis</i>*</b>	3,30	-	1,69
<b><i>Coronilla scorpioides</i>*</b>	-	-	0,30
<b><i>Crepis fetida</i></b>	-	100	-
<b><i>Daucus carota</i></b>	3,30	-	-
<b><i>Dipsacus fullonum</i></b>	4,43	-	-
<b><i>Dorycnium hirsutum</i></b>	-	17	-
<b><i>Echinops ritro</i></b>	-	-	0,19
<b><i>Elytrigia repens</i></b>	-	-	0,43
<b><i>Eryngium campestre</i></b>	-	-	0,02
<b><i>Euphorbia falcata</i>*</b>	9,89	17	1,72
<i>Fallopia convolvulus</i> *	40,87	-	3,60
<i>Fumaria officinalis</i> *	-	-	0,74
<i>Galeopsis ladanum</i> *	13,18	-	7,68
<i>Galium tricornutum</i> *	1,14	-	7,21
<b><i>Geranium columbinum</i></b>	-	17	0,01
<i>Gladiolus italicus</i> *	-	-	2,40
<i>Hypericum perforatum</i>	5,57	-	-
<i>Iberis pinnata</i>	-	-	0,01
<i>Kickxia spuria</i> *	147,51	-	1,67
<b><i>Lathyrus hirsutus</i>*</b>	-	25	0,07
<b><i>Linum usitatissimum</i></b>	43,98	-	2,04
<i>Lithospermum arvense</i> *	-	-	0,06

	Stock semencier (espèces/m <sup>2</sup> )	Pluie de graines (espèces/m <sup>2</sup> )	Végétation (espèces/m <sup>2</sup> )
<i>Lolium rigidum</i> *	1,14	-	0,22
<i>Lotus hispidus</i>	1,14	-	-
<i>Medicago lupulina</i>	-	-	0,01
<i>Melilotus officinalis</i> *	77,57	-	5,52
<i>Muscari comosum</i> *	-	-	0,11
<i>Myagrum perfoliatum</i> *	-	-	0,17
<i>Neslia paniculata</i> *	-	-	0,01
<b><i>Ornithogalum umbellatum</i>*</b>	1,14	-	0,42
<i>Papaver argemone</i> *	-	-	0,21
<i>Papaver rhœas</i> *	30,80	-	0,36
<b><i>Petrorhagia prolifera</i></b>	-	183	-
<b><i>Phleum pratense nodosum</i></b>	1,14	50	-
<b><i>Picris echioides</i>*</b>	19,78	-	0,02
<b><i>Picris hieracioides</i></b>	-	25	0,02
<b><i>Plantago major</i></b>	4,43	-	-
<i>Polygonum arviculare</i> *	193,05	-	9,33
<b><i>Potentilla reptans</i></b>	45,45	-	0,50
<i>Ranunculus arvensis</i> *	3,30	-	1,15
<b><i>Rapistrum rugosum</i>*</b>	202,75	-	2,32
<b><i>Rubus sp.</i></b>	-	-	0,28
<b><i>Rumex obtusifolius</i></b>	2,27	-	0,18
<b><i>Sanguisorba minor</i></b>	4,43	-	0,16
<b><i>Scorpiurus muricatus</i></b>	-	17	-
<b><i>Senecio erucifolius</i></b>	-	-	0,30
<i>Setaria viridis</i>	21,02	-	0,22
<i>Sideritis montana</i>	112,29	-	2,80
<b><i>Silene vulgaris</i>*</b>	-	-	0,01
<b><i>Sonchus asper</i>*</b>	9,89	-	0,18
<i>Torilis arvensis</i> *	90,41	-	9,66
<b><i>Trifolium campestre</i>*</b>	3,30	-	-
<b><i>Trifolium médium</i></b>	4,43	-	-
<b><i>Trifolium pratense</i>*</b>	3,30	-	-
<b><i>Trifolium repens</i>*</b>	-	-	0,02
<i>Triticum aestivum</i>	-	-	32,35
<i>Turgenia latifolia</i> *	-	-	0,06
<b><i>Tussilago farfara</i></b>	-	-	0,01
<b><i>Verbena officinalis</i></b>	9,89	-	-
<i>Veronica praecox</i> *	-	-	0,28
<b><i>Vicia sativa</i>*</b>	-	-	0,15
Dicotylédones non identifiées	11,02	34	0,11
Monocotylédones non identifiées	24,21	25	0,01



Photos : Frédéric Magnin.



*Estivation en « grappe » de X. Derbentina (jeunes et adultes) sur un chêne blanc truffier.*



*Estivation en « grappe » de X. Derbentina.*

# UN ESCARGOT NOUVEAU VENU DANS LE LUBERON ET EN PROVENCE : *XEROPICTA DERBENTINA* (KRYNICKI, 1836)

Corinne LABAUNE et Frédéric MAGNIN\*

Chaque été le phénomène semble prendre plus d'importance : les herbes sèches des friches, des pâturages et des bords de chemins se couvrent de myriades d'escargots blancs plus ou moins agglomérés. Il s'agit généralement de *Xeropicta derbentina*, escargot de taille moyenne introduit en Provence dans les années 1940. Longtemps limitée à la région d'Aix-en-Provence, l'invasion concerne aujourd'hui l'ensemble de la Provence occidentale. Aussi le Parc naturel régional du Luberon est-il largement concerné. Un programme de recherche financé par le Conseil régional Provence-Alpes-Côte-d'Azur associe le PNR du Luberon et l'Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie de Marseille. Il s'agit de faire un bilan de la distribution actuelle de *Xeropicta derbentina*, d'identifier les facteurs biologiques et écologiques qui sont à l'origine du succès de l'invasion, et d'évaluer les conséquences écologiques et agronomiques de celle-ci. Nous présentons ici quelques résultats préliminaires d'un travail de recherche qui doit s'achever en 2001.

## HISTOIRE DE *XEROPICTA DERBENTINA* EN PROVENCE

Escargot des steppes et des milieux semi-désertiques, *Xeropicta derbentina* (Krynicky, 1836) se trouve en Croatie, dans le nord de la Grèce, en Bulgarie, en Roumanie, dans le Caucase (dont Derbent, le site éponyme), sur la côte sud de la Crimée et en Turquie (fig. 1). On peut être certain qu'il ne faisait pas partie de la faune française en 1931 (Germain, 1930-1931). Les premiers individus récoltés en Provence l'ont été au Tholonet, près d'Aix, en juin 1949. Ils

ont ensuite été oubliés quelque temps au Muséum d'histoire naturelle de Leyde. Un peu plus tard, Cherbonnier (1953) signalait la présence en France de l'escargot *Helicella arenosa*. Il s'agissait en réalité de *Xeropicta derbentina* récolté par Timon-David en 1952, toujours au Tholonet. En 1958, Kuiper récoltait à nouveau cette espèce au Luc et à Rousset. Elle était si abondante dans cette dernière localité que certains prés semblaient couverts de fleurs blanches. Ce sont ces dernières récoltes qui ont permis à Regteren Altena (1960) d'identifier avec certitude *X. derbentina*, et de préciser qu'il s'agissait de la sous-espèce *homoleuca* (Brusina, 1870) originaire de Croatie et d'Istrie. A. Bonavita (1965), qui ignorait cette publication, a étudié le cycle biologique « d'*Helicella arenosa* » en Provence, tout en rejoignant Regteren Altena sur le rattachement de cette espèce au genre *Xeropicta*. Elle écrivait alors : « Elle est très commune dans le bassin d'Aix-Gardanne. Je ne l'ai jamais rencontrée en dehors de cette région ». Il semble donc que les populations de *X. derbentina* se soient multipliées dans les Bouches-du-Rhône, le Var, le Vaucluse puis les Alpes-de-Haute-Provence depuis les années 1970. À Saint-Michel-l'Observatoire, par exemple, *X. derbentina* est beaucoup plus abondante aujourd'hui qu'au début des années 1990, lorsque Bigot et Favet travaillaient à l'inventaire des invertébrés des Craux (Bigot & Favet, 1994).

Le succès de l'invasion de la Provence par *X. derbentina* est d'autant plus remarquable qu'il n'existe apparemment aucune population en Italie susceptible de faire la jonction entre le Midi de la France et l'aire d'origine de l'espèce. L'introduction de *Xeropicta*

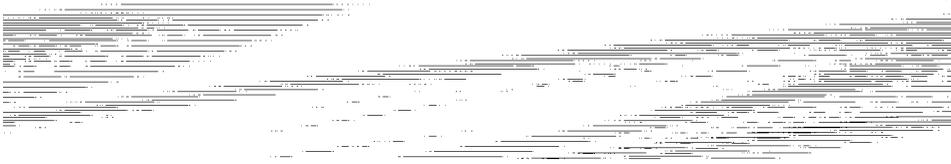
\* IMEP (Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie, ESA 6116 du CNRS, case 461, Faculté des sciences Saint-Jérôme 13397 Marseille CEDEX 20. E-mail : frederic.magnin@botmed.u-3mrs.fr



Fig. 1 :  
Répartition du genre *Xeropicta* et de  
*Xeropicta derbentina homoleuca*  
(Brusina, 1870).

dans la région d'Aix est probablement accidentelle : en période estivale, cet escargot (comme d'autres escargots xérophiles) peut en effet se fixer solidement sur tout objet posé à terre qui, transporté sur une distance plus ou moins grande, devient un redoutable vecteur de dispersion. *X. derbentina* fait ainsi partie des espèces jugées indésirables aux États-Unis : retrouvée sur des cargos en provenance de France, elle compte parmi les vingt espèces d'escargots les plus fréquentes sur les cargos militaires américains de retour d'opérations en Méditerranée (Armed forces pest management board, 1990). Mais les conditions exactes de l'introduction de *Xeropicta* en Provence resteront sans doute à jamais obscures.

Fig. 2 :  
Coquille de *Xeropicta derbentina* (x 1,8)  
(dessin M. Geniez).



## COMMENT RECONNAÎTRE *XEROPICTA DERBENTINA*?

*Xeropicta derbentina* est une Hélicelle, c'est-à-dire une Hélice de petite taille, « Hélice » (ou *Helix* en latin) étant le nom attribué autrefois à de très nombreux escargots terrestres dont la coquille est plus ou moins globuleuse. Dans la nomenclature actuelle, elle appartient à la sous-famille des *Hygromiinae*. Plusieurs *Hygromiinae* ont des coquilles très semblables; par ailleurs, certaines espèces sont extrêmement polymorphes. *Xeropicta derbentina*, enfin, n'est pas le seul élément de cette famille à estiver en grappes sur les herbes sèches. Il est donc nécessaire de donner quelques éléments de diagnose permettant de l'identifier avec certitude.

La coquille de *X. derbentina* est subconique (fig. 2), avec une spire peu élevée comprenant 5 à 5 1/2 tours; elle est généralement blanche, mais certains individus portent des bandes brunes, souvent discontinues, parfois presque effacées. On observe des stries d'accroissement transverses, fines, irrégulières, et des stries spirales onduleuses microscopiques. L'ouverture, obliquement subcirculaire, est renforcée par un bourrelet interne blanc. Le sommet de la coquille est peu saillant et d'aspect brillant, corné marron clair. L'ombilic est profond; sa largeur représente 1/5 du diamètre de la coquille. Le diamètre de la coquille varie de 12 à 20 mm.

L'animal est de couleur claire. Le pied est beige, en particulier la sole sur laquelle rampe l'escargot. Les tentacules et la zone dorsale du pied sont couverts de tubercules grisâtres qui donnent un aspect plus foncé à cette partie.

L'anatomie de l'appareil génital est un des critères les plus importants pour la classification des mollusques terrestres. Celui de *Xeropicta* est caractérisé par la présence de quatre sacs du dard dont deux seulement renferment un dard<sup>1</sup>. Le dard est un stylet calcaire très dur qui est piqué dans le corps du partenaire lors de l'accouplement, mais dont la fonction reste imparfaitement connue.

### CYCLE DE VIE

Bonavita (1965) avait étudié le cycle de vie de *X. derbentina* (= « *Helicella arenosa* ») en Provence. Elle indique qu'il s'agit d'une espèce bisannuelle qui se reproduit à la fin de l'automne et dont la durée de vie n'excède pas 30 mois dans les conditions naturelles. Elle décrit trois stades de croissance :

- le stade infantile qui dure 15 mois, de la naissance au début du printemps de la deuxième année;
- le stade juvénile qui dure 7 mois et qui correspond au développement de l'appareil génital;
- le stade adulte, qui dure de 1 à 7 mois, et pendant lequel les individus se reproduisent une seule fois en novembre-décembre.

Nos observations, faites mensuellement, pendant un an, sur 6 placettes de 25 m<sup>2</sup> ne confirment pas totalement cette analyse (fig. 3). Il y a deux périodes d'éclosion, une à l'automne, l'autre au printemps. Les individus nés au printemps sont juvéniles trois mois plus tard, et adultes (donc aptes à se reproduire) dès août ou septembre. Par ailleurs, toutes les classes d'âge sont affectées par une très forte mortalité pendant l'hiver (jusqu'à 90 %).

1. Contrairement aux indications de Kerney, Cameron & Bertrand, 1999, p. 276.

Les principaux prédateurs sont les lampyres (« vers-luisants »), en juin-juillet surtout puis en septembre, et le coléoptère silphidé *Abblataria laevigata* (en septembre). Dans une friche les effectifs de *Xeropicta* ont été considérablement réduits, sans doute par des sauterelles prédatrices (*Decticus albifrons*) qui pullulaient dans la station d'étude en été : les escargots étaient grignotés sur place, les coquilles restant fixées aux herbes sèches par leur épiphragme. Il semble que la prédation par les oiseaux soit faible. Le seul cas spectaculaire que nous ayons observé est celui d'une très petite population isolée à 1 030 m d'altitude sur les pelouses du Grand Luberon, donc dans un contexte très différent de l'habitat habituel de *Xeropicta*, et qui a été décimée en 1997 par des oiseaux dont les coups de bec étaient nettement visibles sur les coquilles.

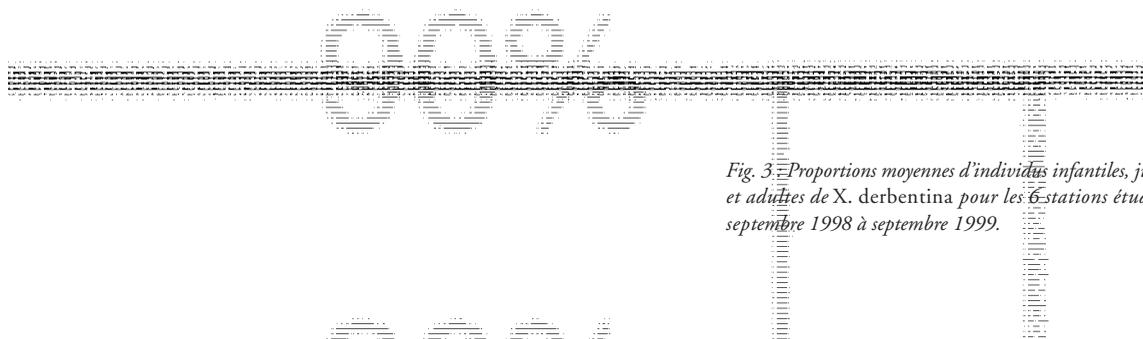


Fig. 3. Proportions moyennes d'individus infantiles, juvéniles et adultes de *X. derbentina* pour les 6 stations étudiées de septembre 1998 à septembre 1999.

## COMPORTEMENT

Deux aspects du comportement de *X. derbentina* méritent d'être évoqués compte tenu de leur importance pour expliquer le succès de l'invasion en Provence. Il s'agit de la dispersion active et de la constitution des grappes pendant la période d'estivation.

Une de nos hypothèses de travail était que la dispersion active de *X. derbentina* était négligeable et que les activités humaines (parcours des troupeaux, déplacement de véhicules, transports de marchandises ou de matériaux etc.) étaient le principal vecteur d'une dispersion essentiellement passive. En effet, pour des

escargots de plus grande taille, comme *Arianta arbustorum*, la distance moyenne parcourue pendant une période d'activité de trois mois varie entre 2 et 5 m, la distance maximum atteinte étant de 14 m (Baur & Baur, 1990). Pour *Trochoidea geyeri*, hélicelle de taille inférieure à *X. derbentina*, la distance parcourue pendant un cycle de vie complet est en moyenne de 3 m (Pfenninger *et al.*, 1997). Pour évaluer cette dispersion active, cent individus, jeunes et adultes, ont été mesurés, repérés par des coordonnées, puis marqués sur deux stations fixes de 25 m<sup>2</sup>. Les deux placettes expérimentales

tales ont été équipées d'enregistreurs d'humidité et de température, au ras du sol et à 40 cm au dessus du sol, destinés à relier l'activité de *X. derbentina* aux conditions microclimatiques. Chaque mois on a noté les coordonnées des individus marqués retrouvés, ainsi que leur taille. On constate que la dispersion active de *X. derbentina* est beaucoup plus importante que ce qui était envisagé. Sur une période de six mois, on observe une distance maximum parcourue de 42 m et une distance moyenne parcourue de 27, 2 m. Il y a en outre une bonne corrélation entre l'évolution des données microclimatiques et les variations mensuelles des distances parcourues. En effet la diminution des déplacements jusqu'au mois de juillet est liée à la baisse de l'humidité relative et à l'augmentation des températures avec un minimum pendant la période de sécheresse estivale, l'évolution étant inverse du mois d'août au mois d'octobre.

Si la dispersion active de *Xeropicta* s'effectue principalement pendant ses périodes d'activité, sa dispersion passive est surtout une conséquence de son comportement en période d'estivation. Un travail de terrain réalisé en été, nous avait permis d'observer que les escargots tombés de leur perchoir après le passage d'un véhicule (bord de route), d'un troupeau, ou de promeneurs, devenaient très rapidement actifs au contact du sol et se reperchaient aussitôt pour échapper aux fortes températures. Il nous a paru nécessaire d'étudier plus précisément ce comportement. Pour cela nous avons étudié la réaction d'un grand nombre d'escargots (390) pris sur leur perchoir et posé sur le sol à côté d'un perchoir artificiel, et ceci dans plusieurs conditions microclimatiques différentes. Nous avons mesuré le temps qu'il fallait à chaque escargot pour sortir de sa coquille et se percher, ainsi que la hauteur à laquelle il se reperchait. La température et l'humidité relative de l'air ont été mesurées au sol, à 2 cm, à 6 cm, à 12 cm, à 24 cm et à 48 cm au dessus du sol.

Les résultats montrent que plus la température du sol est élevée et plus la réaction de l'escargot est rapide pour sortir de sa coquille et se repercher. Le temps de perchage qui correspond en fait au temps passé par l'escargot en dehors de sa coquille ne diminue pas significativement lorsque la chaleur augmente, mais la hauteur moyenne de perchage étant plus importante, on peut en déduire que les escargots se déplacent d'autant plus rapidement que la température du sol est élevée.

En moyenne, il ne faut que 3 à 4 minutes pour qu'un escargot se perche sur l'objet ou le véhicule qui l'a fait tombé et qui le transportera peut-être des dizaines ou des centaines de kilomètres plus loin.

L. Bigot (1967) avait déjà travaillé sur la constitution des grappes chez *X. derbentina* (= « *H. arenosa* »). Il indiquait que le mécanisme qui déclenche le groupement doit être climatique (augmentation de la température surtout) mais qu'à ce facteur écologique doit se superposer un facteur d'ordre social. Nous avons conduit plusieurs expérimentations qui confirment parfaitement le rôle des températures. Mais le facteur « social » est beaucoup plus difficile à mettre en évidence, et nos observations révèlent plutôt un comportement de type opportuniste, la sélection des perchoirs, par exemple, étant parfaitement aléatoire.

## HABITAT

Une première étude concernant l'habitat de *X. derbentina* a été réalisée sur le plateau des Craux de Saint-Michel-l'Observatoire. Pour cela, 140 stations réparties sur la totalité du site, c'est-à-dire à la fois dans les milieux ouverts pâturés ou cultivés, les milieux en voie de fermeture et les forêts, ont été étudiées. Sur chaque station, un inventaire des différentes espèces d'escargots a été effectué. Cet inventaire était à chaque fois accompagné d'une description fine de l'habitat comprenant :

- la description du recouvrement de la surface du sol par les pierres, la végétation, la litière, la terre nue,
- une description de la végétation avec le pourcentage de recouvrement des différentes strates, les espèces végétales dominantes, et l'intensité du pâturage.

L'analyse globale de ces relevés par des méthodes statistiques montre nettement que *X. derbentina* est absente des milieux forestiers et des milieux en voie de fermeture comme les fruticées. Elle est aussi absente des relevés effectués dans les champs cultivés et dans les zones humides des fonds de vallons. Au contraire, la présence de populations de *X. derbentina* correspond :

- aux milieux ouverts à forte pression de pâturage, c'est-à-dire avec un recouvrement du sol essentiellement composé d'une strate herbacée n'excédant pas 5 cm de hauteur et de pierres;
- aux friches, c'est à dire aux milieux ouverts peu ou pas pâturés avec un recouvrement herbacé impor-

tant, composé principalement par les strates d'une hauteur de 5 à 15 cm et de 15 à 25 cm.

Par ailleurs, les premières données d'une analyse de la distribution de *Xeropicta* sur les Craux montrent une corrélation significative entre la présence de cet escargot et des éléments de l'occupation humaine comme les voies de communication (route nationale 100, chemins, sentiers), les habitations et le parcours du troupeau. Les mêmes observations peuvent être faites partout en Provence : *X. derbentina* étant largement dispersée par l'homme, par les véhicules automobiles, et par les moutons, on la trouve très souvent le long des voies de communications ou dans les lieux très fréquentés. Dans les habitats les moins favorables (garrigues, pelouses d'altitude etc.) des populations pionnières sont strictement localisées dans les sites fortement anthropisés. La montagne du Luberon n'échappe pas à cette règle puisqu'on trouve de petites populations de *Xeropicta* aux deux extrémités de la route des crêtes du Petit Luberon, et dans les zones de stationnement des voitures de chasseurs, sur les pelouses du Grand Luberon, jusqu'à 940 mètres d'altitude.

### **CONSÉQUENCES ÉCOLOGIQUES ET AGRONOMIQUES DE L'INVASION**

Les conséquences proprement écologiques de l'invasion par *Xeropicta* sont en cours d'étude. L'impact sur la malacofaune indigène de Provence serait assez considérable : il semble en effet que la diversité des communautés d'escargots indigènes soit nettement affectée par la présence d'abondantes populations de *Xeropicta*. Mais cette diminution de la diversité malacologique n'est peut-être significative qu'au niveau local. Au niveau du paysage, ou au niveau régional, l'introduction de *Xeropicta* pourrait même représenter un enrichissement en terme de biodiversité. La faune malacologique provençale comporte déjà, en effet, un nombre considérable d'espèces introduites accidentellement ou volontairement depuis le Néolithique, et surtout au cours de l'époque historique, et qui contribuent à sa richesse.

Contrairement à ce qu'on pourrait imaginer, les dégâts occasionnés aux plantes et aux cultures sont faibles, en particulier parce que cet escargot consomme très peu de végétation fraîche. Les seuls dommages importants que nous avons pu observer sont liés à

l'abondance même des animaux en phase d'estivation sur la végétation. Ceux-ci bloquent alors le développement des bourgeons qui peuvent être plus ou moins nécrosés, comme d'ailleurs les feuilles. Ce phénomène touche en particulier les vergers, les truffières et les vignes bordés par des champs en friche.

Étant donné l'extrême abondance de *X. derbentina* dans les friches et les parcours utilisés par les ovins, nous nous sommes intéressés de très près au rôle de cet escargot dans la transmission de nématodes, ou vers ronds, parasites de ces animaux. Les nématodes protostrongylidés, parasites des poumons des petits ruminants, utilisent les mollusques terrestres comme hôtes intermédiaires. Les protostrongles adultes vivent dans les poumons des brebis. Lorsque celles-ci toussent, les larves passent dans la bouche, transitent dans l'appareil digestif, et sont finalement libérées avec les fèces. Les escargots peuvent alors ramper sur ces fèces, en particulier pour consommer des débris végétaux, et les larves de nématodes s'introduisent dans leur pied où elles continuent leur développement. À la mort de l'escargot, les larves sont libérées dans le pâturage, et disponibles pour infester les brebis. Toutes les « hélicelles », comme *X. derbentina*, sont particulièrement réceptives à l'infestation par les protostrongles et jouent donc un rôle important dans la transmission de la pneumonie vermineuse des petits ruminants. Lorsque l'infestation est forte, ce qui est généralement le cas en région méditerranéenne, l'impact sur la production ovine n'est pas négligeable (Berrag & Cabaret, 1997), avec particulièrement une diminution de taux de survie des agneaux, et une surmortalité des brebis (Cabaret, 1986). Ces nématodes ont en plus une incidence marquée sur la capacité respiratoire des brebis et les échanges gazeux. L'objectif de notre travail a été d'étudier l'efficacité de *X. derbentina* dans l'infestation des brebis, en particulier par rapport à une autre espèce, *Cernuella virgata*, présente dans la région depuis les débuts du pastoralisme, au Néolithique, et qui a déjà fait l'objet d'études dans ce domaine.

Nous avons étudié, chaque mois, pendant un an, l'infestation d'un troupeau sur les Craux de Saint-Michel-l'Observatoire, en relation avec l'infestation des escargots. Le degré d'infestation des moutons a été mesuré par examen coprologique (élimination des larves de nématodes), et celui des escargots par dissection (comptage des larves dans le pied).

Voici comment évolue l'infestation au cours de l'année, en fonction de l'activité du troupeau et des escargots. L'infestation reste faible pendant tout l'été, c'est-à-dire pendant la période d'estive, parce que les brebis ont été vermifugées, et parce qu'il y a moins d'escargots « hôtes intermédiaires » dans les pâturages d'altitude. À la fin du mois de septembre les moutons sont ramenés dans leur bergerie. Dès le mois d'octobre, on constate une augmentation de l'élimination larvaire qui reste stable jusqu'au mois de janvier. Ensuite, au mois de février, un pic d'élimination très important apparaît, suivi par une très forte augmentation de l'infestation des escargots. Ceci correspond avec la période de mise bas des brebis. En effet les femelles gestantes, à proximité du part et durant le début de la lactation, présentent généralement une élimination larvaire très accrue (Cabaret, 1981). Un traitement antiparasitaire au mois d'avril permet à nouveau de réduire fortement l'élimination larvaire.

Des infestations expérimentales nous ont montré que *Xeropicta derbentina* est moins sensible à l'infestation que *Ceratomyxa virgata*. Cette légère infériorité est cependant largement compensée, en conditions naturelles, par l'abondance des populations de *X. derbentina* qui est sans commune mesure avec celle de *C. virgata*.

## REMERCIEMENTS

*Nous tenons à remercier l'entreprise GIRERD (Le Thor) pour sa collaboration. Cette étude a reçu le soutien de l'Agence régionale Pour l'environnement. C. Labaune bénéficie d'une Bourse doctorale régionale attribuée par le Conseil régional PACA. Nos remerciements vont également à Louis Maurin et Bruno Salles, éleveurs, pour leur aide constante et leur accueil amical.*

## BIBLIOGRAPHIE

ARMED FORCES PEST MANAGEMENT BOARD, 1990, *Technical information memorandum N° 5, Land Snails*, Defence pest management information analysis center, Washington.

BAUR A. & BAUR B., 1990, Are road barriers to dispersal in the land snail *Arianta arbustorum*?, *Canadian journal of zoology*, n° 68, p. 613-617.

BERRAG B. & CABARET J., 1997, Assesment of the severity of natural infections of kids and adult goats by small lung-worms (*Protostrongylidae*, *Nematoda*) using macroscopic lesion scores, *Veterinary research*, N° 28, p. 143-148.

BIGOT L., 1967, Recherches sur les groupements de gastéropodes terrestres : la constitution des « grappes », *Vie et Milieu*, Série C, N° 18, p. 1-27.

BIGOT L. & FAVET C., 1994, *Craux de Saint-Michel-l'Observatoire : Inventaire des invertébrés*, Parc naturel régional du Luberon, Apt.

BONAVITA A., 1965, Révision et répartition des espèces provençales d'Helicellinés, *Annales de la Faculté des sciences de Marseille*, N° 38, p. 85-107.

CABARET J., 1981, *Réceptivité des mollusques terrestres de la région de Rabat à l'infestation par les protostrongles dans les conditions expérimentales et naturelles*, Thèse de doctorat ès-sciences, Paris, 214 p.

CABARET J., 1986, Répartition géographique des protostrongylidés des ovins - Fréquence et importance de cette parasitose pulmonaire en Europe et en Afrique du Nord, *Épidémiologie et santé animale*, N° 10, p. 61-72.

CHERBONNIER G., 1953, Sur la présence en France de l'*Helicella (Helicopsis) arenosa* (Ziegler) (Gastéropode), *Bulletin du Muséum d'histoire naturelle de Paris*, N° 25, p. 495-500.

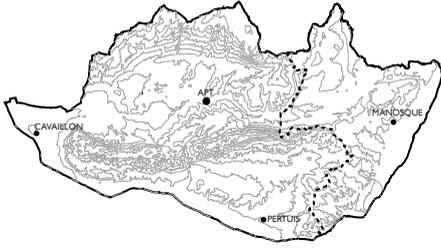
GERMAIN L., 1930-1931, *Faune de France - Mollusques terrestres fluviatiles*, 2 Volumes, Lechevalier, Paris.

KERNEY M.P., CAMERON R.A.D. & BERTRAND A., 1999, *Guide des escargots et limaces d'Europe*, Delachaux et Niestlé, Lausanne, Paris, 370 p.

PFENNINGER M., BAHL A. & STREI, B., 1996, Isolation by distance in a population of a small land snail *Trochoidea geyeri* : evidence from direct and indirect methods, *Proceedings of the Royal society of London*, Série B, N° 263, p. 1211-1217.

REGTEREN ALTENA C.O. van, 1960, On the occurrence of a species of *Xeropicta* in France, *Basteria*, n° 24, p. 21-26.





*Photo : Sylvain Uriot.*

