



**HAL**  
open science

## **Premiers résultats de la restauration écologique des coussouls**

Thierry Dutoit, Elise Buisson, Clémentine Coiffait Coiffait-Gombault, Renaud Jaunatre

### ► **To cite this version:**

Thierry Dutoit, Elise Buisson, Clémentine Coiffait Coiffait-Gombault, Renaud Jaunatre. Premiers résultats de la restauration écologique des coussouls. Laurent Tatin; Axel Wolff; Jean Boutin; Etienne Colliot; Thierry Dutoit. *Ecologie et conservation d'une steppe méditerranéenne*, Quae, pp.37-56, 2013, 978-2-7592-2082-3. <hal-05591584>

**HAL Id: hal-05591584**

**<https://hal.science/hal-05591584v1>**

Submitted on 14 Apr 2026

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

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



Copyright - All rights reserved

# Premiers résultats de la restauration écologique des coussouls

*T. Dutoit, E. Buisson, C. Coiffait-Gombault et R. Jaunatre*

## Les coussouls, palimpsestes du pastoralisme méditerranéen depuis le Néolithique

Pour les chercheurs en écologie des communautés végétales, les coussouls de Crau constituent un formidable modèle biologique permettant d'accroître les connaissances scientifiques fondamentales sur les processus de coexistence des plantes. La conjonction du climat méditerranéen, d'un sol sec peu profond et de pratiques pastorales multimillénaires ont permis non seulement la création et le maintien du paysage de type « steppique » des coussouls de Crau mais ont été aussi à l'origine d'une communauté végétale unique au monde. Elle se caractérise par l'absence d'arbres et d'arbustes mais aussi par la coexistence sur de petites surfaces d'une formidable richesse en plantes à fleurs (jusqu'à 70 espèces par m<sup>2</sup> au maximum), comprenant, pour plus de la moitié, des espèces annuelles dont l'association a d'ailleurs été considérée par certains auteurs comme la plus riche de basse Provence (Molinier et Talon, 1950). Cet habitat unique abrite une faune également riche et diversifiée dont certaines espèces sont très rares ou endémiques des coussouls.

D'un point de vue scientifique, les processus à l'origine de cette richesse sont encore largement méconnus. Il est ainsi totalement impossible de modéliser, même sur le court terme, la composition et la dynamique des coussouls de Crau en faisant varier seulement la gamme d'une des variables qui les définissent (le régime de pâturage, par exemple). De considérables avancées ont cependant été réalisées depuis la fin du XIX<sup>e</sup> siècle grâce à l'étude systématique, en Amérique du Nord et en Europe, des « vieilles prairies », un modèle biologique d'autant plus intéressant qu'il est facilement accessible et présent dans la plupart des pays de l'hémisphère nord. La richesse en espèces végétales des formations à dominante herbacée serait notamment liée à la récurrence de perturbations dites « intermédiaires », comme les régimes de pâturage, de fauchage ou encore de brûlis, qui ne sont ni trop fortes pour éradiquer la plupart des espèces, ni trop faibles pour limiter les plantes à celles qui sont les plus compétitives pour

capter des ressources comme la lumière, l'eau et les éléments minéraux. La répétition régulière de ce type de perturbation, conjuguée avec des stress liés à des ressources limitées (prairies pauvres) ou au contraire à leur excès (prairies humides) permet la création d'une hétérogénéité spatiale (présence d'espaces de sol nu) et temporelles (turn-over). Celle-ci autorise la coexistence de nombreuses espèces possédant des stratégies très diverses de tolérance aux stress (symbioses mycorhiziennes, etc.) ou d'opportunisme vis-à-vis des perturbations (pluie et banque de graines). Enfin, c'est dans ce type de communauté végétale qu'ont été identifiés des mécanismes de facilitation où certaines espèces favoriseraient l'implantation d'autres espèces directement (par modification de l'habitat) ou indirectement (par protection contre le pâturage par exemple), augmentant d'autant plus les possibilités de coexistence.

Afin d'expliquer cette richesse en espèces, les recherches menées tentent d'identifier les processus à l'œuvre (entre espèces) et de comprendre les dynamiques spatiales et temporelles des communautés végétales, entre autres la/les successions sur le très long terme ayant conduit à l'existence de ce type de formation végétale si particulière. Les communautés végétales des coussouls de Crau apparaissent comme de véritables palimpsestes des relations entre le climat, le sol, la vie et le monde pastoral depuis plusieurs milliers d'années. Les clés de lecture sont hélas encore largement inaccessibles aujourd'hui aux scientifiques, tant ces communautés conservent mal localement leurs archives, qu'il s'agisse des graines, des pollens ou d'autres marqueurs des configurations passées (encadré 3.1).

Les impacts de certaines destructions qui ont conduit à la disparition de plus de 80 % des surfaces de coussoul depuis le xvi<sup>e</sup> siècle (construction du canal de Craonne et utilisation de ses eaux pour le colmatage) peuvent être étudiés pour mieux comprendre les processus de résilience, et notamment pour savoir si la régénération de ces communautés végétales peut être espérée sur le court, moyen ou long terme... voire jamais, pour des pas de temps historiques, tant les conditions écologiques et socio-économiques à l'origine de leur persistance sont différentes aujourd'hui (crise de l'élevage, changements macroécologiques paysagers, changements climatiques, etc.).

Ainsi, depuis une dizaine d'années (Dutoit *et al.*, 2011), ont été particulièrement étudiées les destructions liées, au cours du xx<sup>e</sup> siècle, à l'existence de phases culturelles maraîchères ou fruitières et celles liées à la pose de canalisations enterrées (oléoducs, gazoducs, saumoducs). Ces perturbations ont été choisies pour leur emprise spatiale au détriment des coussouls de Crau, mais également parce qu'elles ont constitué les lieux des premières expérimentations de restauration écologique mises en place pour tenter d'atténuer les effets destructeurs de ces aménagements.

Après avoir défini ce qu'est la restauration écologique, seront présentés ici, dans un premier temps, les impacts de l'enterrement de ces canalisations et des cultures maraîchères sur la flore et la végétation des coussouls de Crau et sur leur entomofaune associée (coléoptères). Dans un deuxième temps, seront présentés les premiers résultats d'opérations expérimentales de restauration écologique, notamment sur le site de l'ancien verger de Cossure, où elles ont été faites à une grande échelle spatiale (357 ha).

**Encadré 3.1.** À la recherche de la mémoire des coussouls de Crau

Les coussouls de Crau, espaces que l'on « foule du pied », sont considérés comme la seule steppe d'Europe occidentale. S'il est aujourd'hui acquis que leur végétation résulte de l'action du climat méditerranéen, d'un sol peu profond et de la pratique multiséculaire du pâturage des brebis, les graines produites par les petites plantes de la steppe ne survivent cependant pas suffisamment longtemps dans le sol pour que les chercheurs puissent reconstituer l'histoire des espèces qui s'y sont succédé. En effet, après leur fécondation, les fleurs produisent des graines qui finissent toujours par atteindre le sol, pour y rester viables de quelques jours à plusieurs centaines d'années. Leur stock dans le sol constitue alors une véritable « mémoire » de la végétation.

Des destructions fortes et ponctuelles, comme la mise en culture des forêts et des prairies, ont pour conséquence une modification des propriétés du sol et de la composition de son stock de graines. Ce changement peut être perceptible plusieurs millénaires après l'abandon de ces pratiques. Au contraire, les végétations soumises à une exploitation régulière, comme le pâturage ou la fauche, voient la création de zones d'espaces de sol nu où les graines produites peuvent germer régulièrement. Ces végétations n'ont pas besoin de stocks de graines viables pour persister sur le long terme, et n'ont donc pas de « mémoire » puisque les opportunités de germination sont quotidiennes ! Ce type de végétation, à l'image des coussouls de Crau, est donc particulièrement fragile car toute destruction ne pourra être compensée par une régénération à partir des graines contenues dans le sol.

Les chercheurs ont alors eu l'idée d'étudier la végétation des enclos qui bordent les bergeries. En effet, les graines des plantes qui y vivent sont connues pour rester viables dans le sol jusqu'à plus d'un millier d'années ! Mille cinq cent ans après la fin de l'utilisation des bergeries romaines, il est encore possible d'identifier la trace de la concentration des troupeaux grâce à la richesse de la végétation mais aussi à la composition du sol et des graines qu'il contient. Quinze siècles n'auront donc pas été suffisants pour que la steppe reprenne ses droits sur ces enclos antiques !

Cela confirme que la formation des coussouls de Crau est un processus extrêmement lent. Ces résultats montrent combien il sera difficile de restaurer les coussouls détruits par des aménagements industriels ou des cultures intensives. Comme pour les restaurateurs de tableaux qui réutilisent des pigments anciens, il est aujourd'hui envisageable de restaurer une partie de sa flore. Il est cependant toujours impossible d'en refaire le dessin ou même de mimer la patine qui a fait du coussoul une véritable œuvre d'art vivante.

**Qu'est-ce que la restauration écologique ?**

La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère la réparation d'un écosystème endommagé, transformé ou entièrement détruit, directement ou indirectement par une activité humaine (SER, 2004). Pour orienter les objectifs d'un projet de restauration, un écosystème de référence doit être défini. Le choix de l'écosystème de référence doit être basé sur la gamme de ce qui est possible, illustrée par les variations spatiales et temporelles de l'écosystème naturel ainsi que par des informations écologiques, culturelles et historiques (Clewel et Aronson, 2010).

Ce choix est inévitablement subjectif et déterminé par l'acceptation locale et l'intégration dans le tissu social ; il est alors souvent un écosystème culturel, c'est-à-dire un écosystème qui s'est développé sous l'influence conjointe de processus naturels et humains, mais qui n'est pas affecté par une surexploitation ou une utilisation abusive (Clewell et Aronson, 2010). Dans le cas de la plaine de la Crau, l'écosystème de référence est constitué par les formations végétales pseudo-steppiques et leur faune associée, encore appelées localement « coussouls de Crau ».

Lorsqu'un projet de restauration écologique est planifié, l'écosystème de référence doit être décrit. Les données de base essentielles comprennent la description de l'habitat et les aspects importants de la biodiversité, tels que la composition en espèces et la structure de la communauté. Pour le coussoul, une partie de ces données a été compilée dans des numéros spéciaux de la revue *Biologie-Écologie méditerranéenne* en 1983 et *Ecologia mediterranea* en 2004. Les événements récurrents de stress périodiques et les régimes de perturbations liés aux pratiques traditionnelles doivent notamment être identifiés. Dans le coussoul, il s'agit du climat méditerranéen, de ses variations interannuelles et du pâturage ovin itinérant. Il est également essentiel, avant de concevoir la restauration, d'identifier la ou les perturbation(s) qui dégradent le site à restaurer et la résilience potentielle intrinsèque de l'écosystème de référence (SER, 2004). L'impact d'une perturbation sur un écosystème est entre autres mesuré par la résilience (Mitchell *et al.*, 2000), qui est définie comme le processus ou la période de temps pour que l'écosystème (ou la communauté) revienne à sa trajectoire de référence après une perturbation exogène. En plaine de Crau, 1 500 hectares ont ainsi été cultivés puis abandonnés (Dutoit *et al.*, 2011) et 300 hectares ont été perturbés par la pose de canalisations enterrées (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012a). Ces deux types de perturbation font l'objet d'études sur la résilience du coussoul depuis plus de dix ans (Dutoit *et al.*, 2011).

## Changements d'usages et résilience des coussouls de Crau

### Le cas des canalisations enterrées

Deux tracés de canalisations ayant impacté le coussoul à des dates différentes ont offert la possibilité d'effectuer des études diachroniques (quadrats permanents entre 2007 et 2009) et synchroniques (comparaison de quadrats réalisés sur des canalisations mises en place en 1971 et 2006) sur la résilience des sols et des communautés végétales. La mise en place de canalisations enterrées détruit la végétation et déstructure les différents horizons du sol (figure 3.1 planche 5). L'excavation des terres ne change pas significativement les propriétés physiques du sol mais transforme certaines propriétés chimiques. La perturbation engendre ainsi une diminution significative de la teneur en matières organiques et du rapport C/N par oxydation liée au foisonnement des terres, mais aussi une augmentation du pH et des teneurs en carbonates de calcium

causée par la destruction de la matrice calcaire liant les galets dans le poudingue de Crau, présent en général à 40 cm de profondeur. Hormis le rapport C/N, ces différences persistent encore trente ans après la pose des canalisations par rapport au sol du coussoul (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012a). La diminution du stock de matières organiques et la disponibilité de certains éléments chimiques sont donc des facteurs explicatifs de la déviation de la trajectoire successione des communautés végétales colonisant les canalisations. Ce qui se traduit par des changements significatifs de la couverture végétale, de la richesse (à court terme) et de la composition floristique (à court et long termes).

Ainsi, même si de nombreuses espèces du coussoul colonisent rapidement (en trois ans) les canalisations, en particulier les espèces de type plus ou moins opportunistes (*e.g. Hordeum murinum, Polygonum aviculare, Torilis nodosa, Arenaria leptoclados, Polycarpon tetraphyllum, Diplotaxis tenuifolia, Cerastium pumilum*), l'ensemble des espèces caractéristiques du coussoul (*e.g. Brachypodium retusum, Euphorbia segueriana, Euphorbia falcata, Teucrium polium*) ne se réétablit cependant pas, même après que plus de trente années se sont écoulées après la perturbation, et cela malgré la remise en place de la gestion de l'écosystème par le pâturage ovin dès le régalage des terres (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012a). Les espèces opportunistes pourraient être responsables de la faible résilience de la végétation des coussouls en empêchant, de par leur présence en forte densité, l'installation des espèces caractéristiques plutôt tolérantes aux stress.

## Le cas des anciennes cultures maraîchères

La résilience a également été étudiée sur une cinquantaine de parcelles agricoles abandonnées entre 1965 et 1985 (Buisson et Dutoit, 2004 ; Buisson *et al.*, 2004 ; Fadda *et al.*, 2004 ; Römermann *et al.*, 2010 ; Römermann *et al.*, 2005 ; Buisson *et al.* 2006 ; Fadda *et al.*, 2007 ; Jaunatre *et al.*, 2010). Les changements induits par les cultures sur les sols et les changements de la composition en espèces de la végétation et des assemblages de coléoptères sont encore observables une vingtaine d'années au minimum après l'abandon des cultures (figure 3.2 planche 5).

Le labour profond et l'application d'engrais et de traitements changent significativement les propriétés physiques et chimiques du sol : les éléments fins tels que l'argile sont présents en moindre quantité sur les friches alors que le pH et les concentrations en phosphore et potassium y sont plus élevées (Römermann *et al.*, 2004 ; Römermann *et al.*, 2005). Comme sur les canalisations récemment mises en place, la végétation des friches, même âgées, est composée en majorité d'espèces de type plus ou moins opportuniste (*e.g. Aegilops ovata, Bromus rubens, Lobularia maritima, Calamintha nepeta, Conyza sp., Cynoglossum sp.*), et les espèces caractéristiques du coussoul y sont absentes (*e.g. Brachypodium retusum, Thymus vulgaris, Linum strictum*) (Römermann *et al.*, 2004 ; Römermann *et al.*, 2005). La richesse en espèces de coléoptères sur les friches est supérieure à celle du coussoul (Fadda *et al.*, 2004 ; Fadda *et al.*, 2007). En

effet, la végétation des friches composée principalement de plantes de type rudéral produit une plus grande quantité de fleurs et de graines, qui sont une source de nourriture pour les coléoptères (Fadda *et al.*, 2007 ; Fadda *et al.*, 2008). Les friches perdent cependant les espèces typiques des pelouses sèches et les espèces inféodées aux plantes du coussoul (e.g. *Coniocleonus nigrosuturatus*, *Longitarsus oblitteratoides*, *Harpalus sulphuripes*, *Asida sericea*, *Bioplanes meridionalis*, *Pseudocleonus cinereus*) (Fadda *et al.*, 2004 ; Fadda *et al.*, 2007).

Les facteurs influençant la dynamique de la végétation sur ces friches sont déterminés par :

- la situation des parcelles sur un gradient sol/climat dans la plaine de la Crau,
- le temps de culture,
- l'environnement immédiat autour de la friche,
- dans une moindre mesure, la date d'abandon (Jaunatre *et al.*, 2010).

Cette dernière étude nous a permis de conclure que les parcelles avec le plus grand potentiel de résilience et donc devant être prioritaires pour la restauration sont celles qui ont été, à l'échelle de la plaine de Crau, cultivées pendant un an seulement et ayant un pourcentage élevé de coussoul dans la matrice paysagère environnante (figure 3.3 planche 5).

**Tableau 3.1.** Potentialités de résilience (retour à l'état initial après une perturbation) des coussouls de Crau après deux types de perturbations.

Types de dégradation	Disponibilité des espèces cibles du coussoul dans le paysage	Intensité de la dégradation	Durée de la perturbation	Temps écoulé depuis la dégradation	Type de résilience
Canalisations enterrées	Sources de graines situées à quelques mètres des canalisations enterrées, parfois d'un côté, parfois des deux côtés	Destruction de la végétation et déstructuration des différents horizons du sol	Quelques mois	Jusqu'à 30 ans	La composition des communautés végétales sur les canalisations 30 ans après la mise en place approche celle du coussoul, mais les espèces pérennes cibles sont toujours absentes ou peu représentées
Cultures	Variable en fonction de la matrice paysagère autour de chaque parcelle, mais inférieure aux canalisations	Destruction de la végétation et déstructuration des différents horizons du sol, application d'engrais et de traitements (herbicides, insecticides)	Un an à plusieurs années	Jusqu'à 20 ans	Les communautés végétales sur les friches sont composées d'espèces de type rudéral ainsi que de certaines espèces cibles dans des proportions différentes de celles du coussoul ; la dispersion des espèces végétales est limitée. Les assemblages de coléoptères sont plus riches sur les friches, mais sont composés d'espèces moins typiques que celles des coussouls

La résilience après culture a également été évaluée à une échelle plus fine, en bordure de friches. La composition, la richesse, et la structure des communautés végétales, les banques de graines du sol, la pluie de graines (Buisson et Dutoit, 2004 ; Buisson *et al.*, 2004 ; Buisson *et al.*, 2006, figure 3.4 planche 6) et, enfin, les assemblages de coléoptères (Fadda *et al.*, 2008) ont été étudiés sur trois bordures de parcelles abandonnées. Les coléoptères colonisent facilement les bordures de friches (Fadda *et al.*, 2007). La colonisation des espèces végétales se fait principalement par la pluie de graines, sur de courtes distances, et pour seulement 60 % des espèces du coussoul, conduisant ainsi à une résilience incomplète et extrêmement faible en vingt ans (Buisson et Dutoit, 2004 ; Buisson *et al.*, 2004 ; Buisson *et al.*, 2006). Le tableau 3.1 synthétise les potentialités de résilience des deux types de dégradation que sont les canalisations enterrées et les cultures maraîchères.

## La restauration écologique des coussouls de Crau

### Le cas des canalisations enterrées

Depuis une dizaine d'années, la communauté végétale des coussouls de Crau fait l'objet de recherches en écologie de la restauration. Différents protocoles ont été mis en place visant à restaurer cette communauté, mais aussi à comprendre son fonctionnement et sa régénération. Les études effectuées sur la résilience ont démontré que, comme pour de nombreux écosystèmes herbacés méditerranéens perturbés, la faible disponibilité et/ou le faible potentiel de colonisation des propagules (graines et clones) empêchaient ou ralentissaient la restauration spontanée de la communauté végétale (Buisson et Dutoit, 2004 ; Buisson *et al.*, 2004 ; Buisson *et al.*, 2006 ; Coiffait-Gombault *et al.*, 2011). De plus, les espèces de type opportuniste qui s'installent après une perturbation semblent bloquer la dynamique végétale (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012a). Ainsi, pour accélérer les processus de colonisation dans les premières phases de la succession végétale, on a choisi d'apporter les graines des espèces du coussoul qui spontanément ne réapparaissent pas ou ne se rétablissent que très lentement. Cet apport de graines a été effectué tout d'abord sous la forme d'un « transfert de foin » et par la suite d'un semis d'espèces structurantes dans deux expérimentations distinctes.

La technique de « transfert de foin » a été expérimentée sur un site récemment perturbé par la mise en place de canalisations enterrées. Cette technique, utilisée en agriculture depuis plusieurs siècles pour enrichir en espèces végétales les prairies de fauche, a déjà été testée en restauration écologique en milieu tempéré (Poschlod et Biewer, 2005 ; Kiehl et Wagner, 2006 ; Rasran *et al.*, 2006 ; Edwards *et al.*, 2007 ; Donath *et al.*, 2007 ; Graf et Rochefort, 2008). Elle consiste à prélever des graines sur une parcelle de coussoul intacte par l'intermédiaire d'une fauche des parties supérieures de la végétation et d'une aspiration des résidus de la fauche. Les graines accompagnées de débris de végétaux constituent donc les foins, qui sont ensuite

transférés dès les premières pluies automnales sur des surfaces expérimentales des sites à restaurer (3 répliques). Sur chaque site, 8 quadrats de coussoul perturbé et 8 quadrats de coussoul intact ont reçu un épandage de 112 grammes de foin sur une surface de 0,16 cm<sup>2</sup>, soit 700 g/m<sup>2</sup> ; 1 quadrat sur 2 a été mis en exclus (parcelle exclue du pâturage). Des relevés de végétation ont ensuite été effectués sur ces quadrats pendant trois ans (2007, 2008, 2009) afin 1°) d'évaluer la réussite de ce protocole expérimental basé sur la mesure de la composition et la richesse spécifique végétale ; 2°) de tester l'influence du pâturage sur le rétablissement des communautés végétales.

L'utilisation de la technique de transfert de foin sur les zones impactées a permis d'augmenter significativement la richesse en espèces végétales dès six mois après l'épandage des foin pour atteindre une richesse comparable à celle du coussoul à l'issue du suivi (trois ans après l'épandage). Les résultats obtenus montrent que l'utilisation de cette technique permet une accélération de la succession végétale vers la communauté végétale typique des coussouls de référence, sans déviation notable à court terme, grâce à la réintroduction d'espèces caractéristiques et notamment des espèces annuelles. Néanmoins, il est important de continuer à suivre la régénération de ces sites perturbés et restaurés puisque certaines espèces du coussoul restent toujours sous-représentées ou absentes de ces sites. Parmi celles-ci, *Brachypodium retusum* ne semblerait pas pouvoir recoloniser le milieu impacté, à cause de ses faibles capacités de reproduction sexuée et de la faible viabilité de ses graines dans le sol. Cette expérience démontre par ailleurs que la gestion actuelle des coussouls par le pâturage doit être réintroduite après mise en place de la restauration. En effet, le pâturage ovin permet de réduire la dominance des espèces de type opportuniste (espèces non ciblées), qui se révèlent les principales espèces colonisatrices des sites perturbés en son absence. De plus, il favorise la reproduction clonale des espèces graminéennes et crée ainsi une structuration de la communauté plus proche de celle du coussoul.

Une opération de restauration écologique est un succès total lorsque l'opération permet de rétablir la composition, la structure et les fonctions des écosystèmes de référence. La technique de « transfert de foin » a donc permis seulement une restauration partielle de la communauté des coussouls en agissant principalement sur sa composition par le rétablissement des espèces annuelles. Même si le pâturage ovin contribue à retrouver une partie de la structure de la communauté à court terme, il semblerait cependant impossible d'aboutir à la communauté originelle (même à long terme), en l'absence des espèces pérennes, notamment *Brachypodium retusum*. En effet, l'absence de cette espèce dans la restauration des coussouls est problématique pour la régénération totale de la diversité de cette formation végétale puisque cette espèce influence la structure et le fonctionnement de la communauté *via* sa dominance en biomasse et recouvrement. De plus, les écosystèmes herbacés méditerranéens perturbés ont une dynamique successionale ralentie par la présence de nombreuses espèces rudérales dans les premières phases de successions (Hobbs et Huenneke, 1992).

## Le cas des anciennes cultures maraîchères

La seconde expérimentation a visé à réintroduire des espèces structurantes afin d'accélérer la dynamique végétale vers le coussoul en limitant l'installation des espèces rudérales pendant les premières phases de succession. Cette opération est basée sur un semis réalisé en 2007 sur un ancien fragment de coussoul transformé en parcelle culturale dans les années 1960, puis abandonnée en 2006. Le semis utilisé a pour composition un mélange de graines d'espèces structurantes indigènes : *Brachypodium retusum* (74 % du poids de graines), *Thymus vulgaris* (20 %) et *Trifolium subterraneum* (6 %). À la suite de ce semis, des relevés de végétation ont été effectués pendant deux ans afin d'évaluer l'établissement de ces espèces et les changements de composition et de richesse de la communauté végétale selon la présence ou non du pâturage (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012b).

Les résultats montrent que l'établissement des espèces structurantes est un succès car les trois espèces semées ont pu s'implanter sur ce site perturbé. Dès la première année, *Brachypodium retusum* recouvre 10 % de la surface des sites restaurés et pâturés (2 % seulement pour les sites restaurés non pâturés), ce qui représente déjà la moitié du recouvrement observé sur le coussoul adjacent intact. Il est donc possible, par semis, de réinstaller cette espèce ne réapparaissant ni spontanément sur les sites perturbés, ni même lorsque des opérations de transfert de foin sont réalisées. Ce résultat est d'autant plus important que *Brachypodium retusum* et *Thymus vulgaris* paraissent déterminants dans la structuration de la communauté du coussoul lors de sa maturation. Ces deux plantes sembleraient en effet créer des microsites favorables à l'établissement et au développement d'autres espèces caractéristiques. Les analyses chimiques des sols de friche révèlent qu'ils ont subi des appauvrissements en certains macronutriments, notamment en azote, suite à la minéralisation de la matière organique stockée dans le sol du coussoul et à son exportation lors de la phase culturale (Coiffait-Gombault *et al.*, 2012b). L'établissement et la persistance de *Trifolium subterraneum*, plante fixatrice d'azote atmosphérique, contribuera alors à faciliter la colonisation des espèces du coussoul puisque cette dernière espèce semble augmenter le recouvrement et/ou la fréquence des autres espèces structurantes semées.

Deux ans après le semis de ces espèces, il existe des changements dans la composition des communautés végétales en fonction de leur présence, du pâturage, mais aussi en fonction de l'année de suivi (2008 ou 2009). La communauté végétale change, en particulier des espèces herbacées caractéristiques du coussoul, telles qu'*Aira cupaniana*, *Euphorbia exigua* ou *Dactylis glomerata*, qui apparaissent uniquement sur les parcelles restaurées. L'interprétation de ces résultats reste cependant difficile sur le très court terme. En effet, la réponse des communautés végétales se produit généralement sur un pas de temps très long (dix à deux cents ans), et engendre parfois des problèmes décisionnels pour les gestionnaires d'espaces naturels. Afin de tenter de s'affranchir du délai de réponse de la communauté végétale, un dispositif permettant de prédire plus rapidement l'effet du protocole de restauration sur l'établissement de certaines espèces

caractéristiques du coussoul a été testé sur cette étude. Ainsi, quatre espèces cibles du coussoul : *Linum strictum*, *Evax pygmaea*, *Taeniatherum caput-medusae* et *Asphodelus ayardii* ont été semées en 2008 sur ce dispositif de restauration. La germination et la survie des graines semées ont été suivies pendant plusieurs mois. Cette deuxième partie de l'expérimentation a ainsi permis de démontrer plus rapidement les effets bénéfiques de l'utilisation du semis d'espèces structurantes combiné au pâturage sur l'établissement des quatre espèces testées. *Linum strictum* et *Asphodelus ayardii* présentent notamment une meilleure survie sur les parcelles semées et pâturées. Ces espèces semblent s'installer plus aisément grâce à un effet « nurse » de facilitation directe (amélioration des conditions pédoclimatiques) ou indirecte (protection contre la prédation) créée par les espèces structurantes et par l'apparition de nouveaux microsites favorables engendrés par l'abrouissement et le piétinement du troupeau ovin. Même si le pâturage semble bénéfique pour les espèces du coussoul refusées ou inaccessibles aux ovins, les résultats ont démontré que cette pratique peut néanmoins défavoriser le développement de certaines espèces telle que *T. caput-medusae*, qui présente une plus faible survie sur les sites pâturés du fait de sa forte palatabilité.

Ces deux méthodes de restauration présentées se révèlent complémentaires. L'une permet la réintroduction d'un large panel d'espèces, majoritairement annuelles, et l'autre permet de réintroduire des espèces pérennes dominantes ou des espèces clés (fixatrices d'azote atmosphérique). Il a donc été envisagé de combiner ces deux techniques sur un même site en intégrant une gestion par le pâturage ovin. L'utilisation de ce type de technique nécessite néanmoins de lourds investissements en termes de coûts énergétiques et financiers.

## La restauration écologique du verger de Cossure

Après avoir montré la très faible résilience du milieu et la possibilité de restaurer seulement une partie de la communauté végétale du coussoul, une opportunité pour l'expérimentation grandeur nature de la restauration de cet écosystème s'est présentée. Cette expérimentation s'est déroulée sur l'ancien verger de Cossure, cultivé à partir de 1992 sur 357 ha et abandonné en 2006, avant d'être racheté par la Caisse des dépôts et consignations Biodiversité pour un projet de réhabilitation dans le cadre des mesures de compensation par l'offre. L'objectif du projet est de réhabiliter un habitat de type steppique visant le retour de l'avifaune et l'accueil de deux places de pâturage.

Il s'agit d'une restauration au sens large du terme. En effet, la SER (2004) distingue la réhabilitation, qui a pour objectif la restauration d'une ou de plusieurs fonctions de la communauté, de la restauration au sens strict, c'est-à-dire celle de l'intégralité des attributs d'un écosystème (biodiversité, fonctionnalité). Au sein de ce projet de réhabilitation, des expérimentations de restauration ont également été menées. Les objectifs à court terme (deux à quatre ans) sont de maximiser les taxons caractéristiques de la référence et de minimiser les taxons non caractéristiques. Les objectifs à moyen

terme (quatre à dix ans) sont d'amener la trajectoire de la communauté végétale vers l'écosystème de référence : le coussoul. Les objectifs à long terme (cinquante à deux cents ans) sont de restaurer au sens strict la communauté végétale de référence, c'est-à-dire en termes de richesse, composition, structure et fonctions.

## La réhabilitation du verger

Suite à l'arrêt de l'arrosage en 2006, la majorité des arbres, fruitiers ou brise-vent, n'a pas survécu. La totalité des arbres a été arrachée puis broyée sur place et exportée (150 000 arbres fruitiers, 56 km de haies brise-vent). Les buttes linéaires créées lors de la mise en place du verger pour délivrer un plus grand volume de sol aux arbres, ont été nivelées. La justification de ce nivellement n'a pour origine ni les caractéristiques pédologiques, ni la composition de la végétation, ces deux éléments n'ayant pas montré de différences significatives entre le haut et le bas des buttes (Dutoit *et al.*, 2009). En revanche, l'obstacle paysager que constituent ces buttes est susceptible d'empêcher le retour de certains oiseaux steppiques. De plus, les trous occasionnés par l'arrachage des arbres dans ces buttes auraient pu se révéler dangereux pour les moutons. Le sol nivelé constitue la zone réhabilitée. Les traitements de restauration ont ainsi été mis en place sur cette zone (figure 3.5 planche 6).

## Les traitements expérimentaux de restauration du verger

Comme nous avons pu le montrer précédemment, la résilience de la communauté végétale des coussouls est très faible. Cela est dû en particulier à la faible dispersion des espèces caractéristiques du coussoul (espèces cibles) et à la compétition, par leur forte densité, des espèces non caractéristiques (non cibles). Les techniques de restauration doivent donc se focaliser sur ces deux buts : réduire la densité des espèces non cibles et forcer la dispersion des espèces cibles. Sur la zone réhabilitée, quatre techniques de restauration ont été testées pour répondre à ces objectifs : le semis d'espèces nurses (figure 3.5 planche 6), l'étrépage, le transfert de foin et le transfert de sol.

Le semis d'espèces nurses vise à changer la balance facilitation/compétition *via* l'introduction de nouvelles espèces dans la communauté (Gómez-Aparicio, 2009). Par exemple, le semis d'une espèce hémiparasite du genre *Rhinanthus* a permis de réduire la densité des espèces dominantes et d'augmenter l'abondance des espèces subordonnées dans des communautés de pelouses sèches de Grande-Bretagne (Davies *et al.*, 1997 ; Pywell *et al.*, 2007). Dans notre cas, nous avons semé trois espèces (*Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* et *Onobrychis sativa*). L'objectif est dans un premier temps que celles-ci prennent la place d'espèces plus compétitrices (bromes, avoines, etc.) et limitent ainsi leur densité. Dans un deuxième temps, le pâturage devrait libérer des sites favorables à l'installation des espèces cibles du coussoul, moins compétitrices. Le choix des espèces semées est un compromis entre les besoins pour le pâturage ovin, l'aptitude des espèces à couvrir le sol rapidement dans un premier

temps, et leur incapacité de se maintenir en forte densité pour laisser la place aux espèces cibles. De plus, *Lolium perenne* est présent dans la communauté de référence et les deux autres espèces sont semées dans les prairies temporaires de la plaine de Crau. Le semis, de 12 kg/ha pour *Festuca arundinacea* et 9 kg/ha pour *Lolium perenne* et *Onobrychis sativa*, a été réalisé en octobre 2009 sur deux zones de 30 ha chacune.

Les intrants apportés lors des phases culturales ainsi que la banque de graines d'espèces rudérales restent majoritairement en surface (Marrs, 1985 ; Davy, 2002). L'étrépage consiste à retirer cette couche superficielle du sol afin de supprimer la banque de graines et de diminuer la fertilité du substrat. Ce traitement a déjà fait ses preuves dans les pays anglo-saxons pour favoriser des communautés végétales plus oligotrophes (Aerts *et al.*, 1995 ; Verhagen *et al.*, 2001). Sur Cossure, la couche des 20-25 premiers centimètres du sol a été étrépee sur 1 000 m<sup>2</sup>. Ce traitement et la surface sur laquelle il a été appliqué sont directement liés aux besoins en sol pour la construction d'un merlon de protection de l'ancienne carrière (Jaunatre *et al.*, 2011).

Comme nous l'avons montré plus haut, la dispersion des espèces cibles peut être améliorée par le transfert de foin. Nous avons testé cette méthode à grande échelle. Le foin a été récolté à l'aide d'aspirateurs à feuilles sur du coussoul, sur une surface d'une dizaine d'hectares, fin août 2009 (propriété privée BMW ; cf. figure 3.5 planche 6).

Le choix de cette zone est lié à la très faible pression de pâturage du site due à sa mise en défens, permettant ainsi la récolte d'une plus grande quantité de graines. Afin de préserver le renouvellement en graines du site donneur, le foin a été récolté sur des bandes de 2 m, espacées de 4 m chacune. Après un stockage au sec inférieur à une semaine, le foin a été transféré sur la zone réhabilitée à l'aide d'un semoir rotatif sur deux zones de 10 ha chacune.

Le transfert de sol est une technique qui consiste à récolter la couche superficielle du sol de l'écosystème de référence et de l'épandre sur la zone réhabilitée. Cela permet la dispersion des propagules des espèces locales sous formes de graines, germinations ou clones, le transfert des microorganismes qui leur sont associés, mais aussi la dilution des nutriments du sol en place. Cette technique a déjà montré de bons résultats en Grande-Bretagne ou dans l'est de la France (Pywell *et al.*, 1995 ; Bullock, 1998 ; Vécrin et Muller, 2003), que le transfert soit réalisé par plaques ou en vrac (Good *et al.*, 1999). Concernant Cossure, le site donneur est situé quelques kilomètres au sud-est de l'ancien verger ; il s'agit d'une carrière qui a reçu l'autorisation d'expansion de 25 ha de coussouls en 2005. Le transfert vers la zone réhabilitée permet donc de tenter de sauvegarder le potentiel de ce site donneur. Les 10-20 premiers centimètres du sol sont prélevés à l'aide d'un chargeur, transportés immédiatement par camion et épandus dans un délai inférieur à 48 h à l'aide d'un autre chargeur. Ce transfert a été réalisé au ratio 1:3 (un hectare récolté, trois hectares épandus) sur trois zones de 100 m x 50 m en septembre 2009 (figure 3.5 planche 6).

Afin de justifier l'intérêt de la réhabilitation, une zone témoin a été conservée. Les buttes n'ont pas été nivelées, néanmoins les arbres ont été exportés pour des raisons écologiques, pastorales et phytosanitaires (Jaunatre *et al.*, 2011).

L'échantillonnage de la végétation a été réalisé aux printemps 2010 et 2011 sur six répétitions de trois quadrats de 2 x 2 m dans le coussoul et dans chaque traitement (témoin, réhabilitation, semis d'espèces nurses, transfert de foin et transfert de sol) excepté l'étrépage ( $n = 3$  répliques). Nous avons relevé la liste des espèces présentes, auxquelles nous avons associé un coefficient d'abondance de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1972). Dans ce chapitre, nous avons présenté uniquement les résultats de 2011, en nous basant sur la richesse spécifique (nombre d'espèces) et la composition en espèces *via* une analyse multivariée.

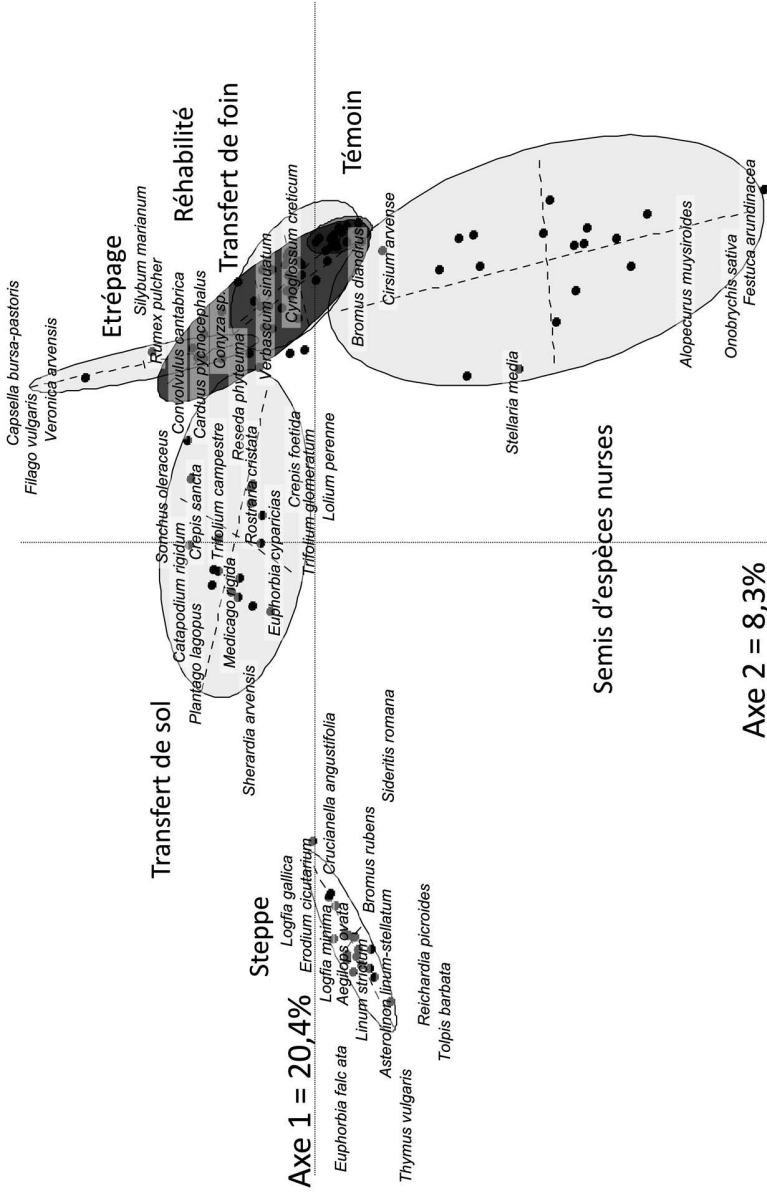
## Résultats des expérimentations de restauration sur l'ancien verger

Sur l'ensemble du site de Cossure, les relevés effectués pour évaluer les effets des différents traitements de restauration ont permis la détection de plus de 150 espèces. La zone témoin montre la plus faible richesse spécifique avec  $7,3 \pm 1,9$  espèces pour  $4 \text{ m}^2$  et la zone réhabilitée possède une richesse légèrement plus élevée de  $13,7 \pm 2,5$  espèces pour  $4 \text{ m}^2$ . L'analyse multivariée montre que la zone réhabilitée et la zone témoin sont très proches (figure 3.6) et caractérisées par des espèces telles que *Bromus diandrus* et *Carduus pycnocephalus*.

Le transfert de foin est également proche en termes de composition ; sa richesse ( $11,4 \pm 1,6$ ) n'est d'ailleurs pas plus élevée que celle de la zone réhabilitée. Nous pouvons cependant noter la présence de quelques individus d'espèces non répertoriées sur les zones n'ayant pas bénéficié d'un forçage de la dispersion, comme *Plantago lagopus* ou *Convolvulus cantabrica* (figure 3.6). Le semis d'espèces nurses a une richesse spécifique relativement faible ( $11,1 \pm 2,5$ ) et une composition qui reste dominée par les espèces semées (*Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* et *Onobrychis sativa*). L'étrépage est caractérisé par une flore de milieux perturbés, dite rudérale comme *Capsella bursa-pastoris* ou *Veronica arvensis*, mais aussi par des espèces plus oligotrophes comme *Filago vulgaris*. Sa richesse tend d'ailleurs à être plus élevée ( $19,3 \pm 4,6$ ). Le transfert de sol donne les meilleurs résultats, tant du point de vue de la richesse :  $33,7 \pm 3,5$  espèces pour  $4 \text{ m}^2$ , non significativement différente du coussoul ( $36,7 \pm 2,5$ ), que du point de vue de la composition. En effet, si le transfert de sol est caractérisé par de nombreuses espèces typiques du coussoul : *Sherardia arvensis*, *Rostraria cristata* ou *Catapodium rigidum*, il s'en distingue néanmoins par l'absence ou la faible présence des espèces dominantes : *Thymus vulgaris*, *Asphodelus ayardii* et *Brachypodium retusum*.

## Une restauration partielle de l'habitat originel

La simple réhabilitation de l'ancien verger, sans donner de très bons résultats à court terme sur la végétation, a néanmoins permis de restaurer au moins en partie l'aspect paysager ouvert de l'écosystème précédant la culture de verger. La réhabilitation de cet espace plat dominé par les espèces herbacées a également autorisé le retour d'une



**Figure 3.6.** Analyse factorielle des correspondances (AFC) basée sur 106 relevés de végétation sur des quadrats de 2 x 2 m. Les 42 espèces présentées sur le plan factoriel (sur 142 espèces identifiées et 104 présentes dans plus de 3 relevés et conservées dans l'analyse) sont celles qui sont les plus corrélées avec les axes 1 ou 2. Ce type d'analyse dite multivariée permet d'avoir une idée de la composition en espèces. En résumé, deux points proches sur le graphique sont également proches du point de vue de la composition ; ils sont d'ailleurs caractérisés par la ou les espèces dont les noms sont proches sur le graphique. Inversement, deux points éloignés sur le graphique possèdent peu d'espèces communes.

certaine faune steppique, comme les outardes canepetières (Wolff, 2011), et le retour d'une activité pastorale extensive. Concernant les techniques de restauration, les indicateurs que nous avons mesurés, bien qu'à interpréter avec précaution (encadré 3.2), nous donnent quelques tendances.

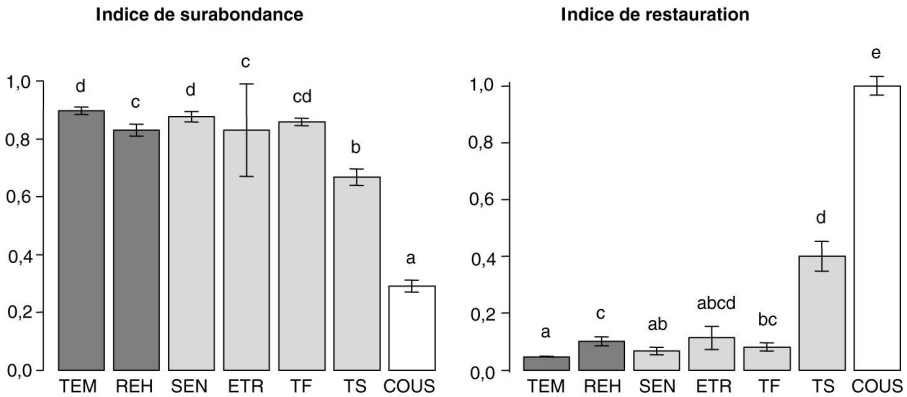
**Encadré 3.2. La mesure du succès de la restauration : prendre des précautions dans l'interprétation**

Depuis les années 1990, de nombreuses études se sont penchées sur les méthodes à utiliser pour mesurer les atteintes à la biodiversité au niveau mondial (Vitousek *et al.*, 1997 ; Balmford *et al.*, 2005), notamment dans le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment*, ou dans le cadre de l'objectif d'arrêt de l'érosion de la biodiversité en 2010. Par contre, malgré des buts ambitieux tels qu'en affiche la Conférence des parties de la convention sur la diversité biologique – restauration de 15 % des écosystèmes dégradés en 2020 (Convention sur la diversité biologique, 2011) –, peu de recherches ont été menées sur la façon d'évaluer cette restauration. Dans la plupart des études, plusieurs indicateurs sont utilisés. Certains se focalisent sur la diversité : mesure de la richesse spécifique totale, richesse en groupes fonctionnels, etc. ; d'autres, sur la structure de la végétation : indice de Shannon, équitabilité ; d'autres encore, sur la composition, soit par des analyses multivariées, soit *via* des indices de similarité.

Ces indicateurs peuvent être trompeurs. Indicateurs de diversité ou de structure peuvent avoir des valeurs très proches de la communauté de référence sans pour autant que les espèces qui composent cette communauté restaurée soient caractéristiques de la référence. Les analyses multivariées sont très utilisées par les scientifiques en écologie des communautés, cependant, la diversité et la complexité de ces méthodes font qu'elles restent peu utilisées par les praticiens de l'écologie des communautés (gestionnaires, bureaux d'études), d'autant plus s'ils doivent communiquer sur leurs résultats. De plus, ces méthodes, qui permettent de distinguer une différence, ne mesurent pas l'importance de cette différence. Cette importance peut être mesurée *via* les indices de similarité, qui donnent une valeur simple à interpréter : lorsque la valeur est élevée, les communautés sont proches ; sinon, elles sont éloignées. Les indices de similarité ont néanmoins deux inconvénients : 1°) ils sont bornés à de 0 à 1, mais le relevé dans la communauté de référence ne sera pas forcément égal à 1 ; leur valeur n'est donc pas relative à cette référence ; 2°) lorsque la similarité est faible, ils ne permettent pas de distinguer un manque d'espèces cibles d'un surplus d'espèces non cibles. L'utilisation de tels indicateurs doit donc se faire en connaissance de cause. Des réflexions sont en cours pour l'élaboration d'indicateurs adaptés au contexte de restauration, simples à calculer, à interpréter ou à comparer entre les écosystèmes. Ils devraient permettre à la fois de fixer des objectifs de restauration et de mesurer l'impact de l'application de techniques de restauration. Dans le cadre de ces réflexions préliminaires, nous avons élaboré deux indices : un indice de restauration, qui donne le pourcentage de ce que l'on a réussi à restaurer de la communauté de référence, et un indice de surabondance, qui donne le pourcentage de la communauté restaurée, composé soit d'espèces non cibles soit d'abondances plus élevées d'espèces cibles. Nous avons calculé ces indices pour les différents traitements de restauration (figure 3.7).

L'indice de restauration pour le transfert de sol, traitement qui montrait les résultats les plus satisfaisants, est de 50 %. Pour les autres traitements, l'indice se situe entre 5 et 10 %.

Il manque donc 90 à 95 % de l'abondance des espèces de la communauté de référence. L'indice de surabondance, quant à lui, est de l'ordre de 20 % pour le transfert de sol et de 80 % pour les autres traitements. Ces indicateurs montrent que, dans le futur, pour la restauration de la communauté de référence, un soin tout particulier devra être apporté à la limitation de l'abondance des espèces non cibles, via le pâturage par exemple.



**Figure 3.7.** Indices de restauration et de surabondance calculés pour les traitements de restauration effectués sur le site de Cossure après deux ans. L'indice de restauration correspond au pourcentage des abondances des espèces cibles qui ont été restaurées. L'indice de surabondance représente le pourcentage des abondances qui sont « en plus », c'est-à-dire soit des espèces cibles avec des abondances plus élevées que dans un coussoul moyen, soit des nouvelles espèces non cibles (TEM : témoin ; REH : réhabilité ; SEN : semis d'espèces nures ; ETR : étrépage ; TF : transfert de foin ; TS : transfert de sol ; COUS : coussoul).

Les techniques visant la limitation de la compétition par les espèces non-cibles, telles que le semis d'espèces nures ou l'étrépage, donnent des résultats prometteurs. La richesse de la végétation n'est pas plus élevée que sur les zones réhabilitées, et reste éloignée en termes de composition de la communauté de référence. Cependant, l'augmentation entre 2010 et 2011 de la présence d'espèces plus oligotrophes, ainsi que la faible densité de la végétation, laissent présager un retour possible et un établissement pérenne d'une partie des espèces cibles. Le transfert de foin, ne visant que la dispersion des espèces cibles, ne permet pas de restaurer la communauté végétale. La présence des espèces cibles sur ce traitement est très limitée en nombre et en diversité, ce qui peut être expliqué par la compétition liée à la forte densité d'espèces telles que les bromes et les avoines et par une dilution du foin plus importante que dans l'expérience sur les canalisations enterrées. À l'opposé, le traitement de transfert de sol, qui permet à la fois la dispersion des espèces et l'amélioration des conditions environnementales, a permis l'établissement d'un cortège floristique aussi diversifié et très proche de celui du coussoul. Néanmoins, ce transfert n'a pas suffi à rétablir la présence de *Brachypodium retusum*, espèce dominante de l'écosystème de référence. Cet échec peut s'expliquer par l'extrême fragilité de ses racines, qui ne lui permettrait pas de survivre lorsqu'elles sont coupées ou exposées à l'air libre. Il est alors imaginable

qu'un transfert avec un prélèvement de sol plus profond puisse montrer de meilleurs résultats, mais se posent alors des questions d'éthique quant aux moyens économiques et énergétiques à mettre en œuvre pour restaurer la présence de cette espèce.

Nos résultats montrent que nous pouvons restaurer certaines composantes de la communauté végétale des coussouls de Crau. Cependant, la restauration est loin d'être complète, les meilleurs résultats étant obtenus avec des techniques d'ingénierie très lourdes. Faute d'une vision plus claire des potentialités des techniques de restauration, pour un maintien de l'écosystème si particulier que constitue le coussoul de Crau, la conservation s'avère la meilleure des techniques.

## Implications pour la conservation

Les coussouls de Crau constituent un patrimoine biologique et culturel exceptionnel, témoin de la pratique multiséculaire du pastoralisme en région méditerranéenne. La conjonction du climat méditerranéen, d'un sol pauvre et peu profond et de l'existence, sur le très long terme, d'un régime de perturbations de type intermédiaire est à l'origine de la création et du maintien d'un modèle biologique exceptionnel pour les écologues.

Les premiers résultats de leurs recherches obtenus depuis une dizaine d'années ont ainsi indéniablement démontré la très forte vulnérabilité des coussouls de Crau aux perturbations autres que celles liées aux variations du régime de pâturage. Il peut ainsi maintenant être clairement prédit que ces impacts seront encore sensibles sur la végétation et l'entomofaune des coussouls au cours des prochains siècles, même avec des opérations de restauration écologiques. Bien que les résultats de celles-ci soient plutôt positifs en ce qui concerne la composition et la richesse des espèces caractéristiques des coussouls, notre capacité à restaurer la structure typique de cette végétation ainsi que ses dynamiques cycliques ou encore la succession sur le très long terme qui a conduit aux coussouls actuels doit encore être validée.

Dans ce contexte, en aucun cas la restauration écologique ne peut être proposée aujourd'hui comme une alternative à la nécessaire conservation et préservation des coussouls de Crau. En effet, devant notre incapacité actuelle à restaurer cet écosystème de référence, nous devons continuer à progresser dans l'acquisition de connaissances et techniques opérationnelles.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier chaleureusement le personnel de la Réserve naturelle nationale des coussouls de Crau, du CEN Paca et de la chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône qui, depuis maintenant plus de dix ans, collaborent avec nous dans le cadre des différentes expérimentations menées en Crau. Nous remercions également ces organismes pour leur soutien financier, ainsi que le CNRS (programme

Ingénierie écologique), l'Inra, le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, la Dreal, la région Paca, le conseil général des Bouches-du-Rhône et les entreprises EcoMed, Naturalia Environnement, Gagneraud Constructions, GRT Gaz, SAGESS et CDC biodiversité.

## Bibliographie

- Aerts R., Huiszoon A., Oostrum J.H., Vijver A.V., CADMVD et Willems J.H., 1995 – The Potential for Heathland Restoration on Formerly Arable Land at a Site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 32: 827-835.
- Balmford A., Bennun L., Ten Brink B., Cooper D., Côté I.M., Crane P., *et al.* 2005 – The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science*, 307: 212-213.
- Braun-Blanquet J., Roussine N., Nègre R. et Emberger L. 1952 – *Les groupements végétaux de la France méditerranéenne*. CNRS, Paris, France.
- Bullock J.M., 1998 – Community translocation in Britain: Setting objectives and measuring consequences. *Biological Conservation*, 84: 199-214.
- Buisson E. et Dutoit T., 2004 – Colonisation by native species of abandoned farmland adjacent to a remnant patch of Mediterranean steppe. *Plant Ecology*, 174: 371-384.
- Buisson E., Dutoit T. et Rolando C., 2004 – Composition et structure de la végétation aux interfaces entre friches post-culturelles et végétation steppique dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône). *Ecologia Mediterranea*, 30: 71-84.
- Buisson E., Dutoit T., Torre F., Römermann C. et Poschod P., 2006 – The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 115: 6-14.
- Clewell A.F. et Aronson J., 2010 – *La restauration écologique : principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Actes Sud, 340 p.
- Coiffait-Gombault C., Buisson E. et Dutoit T., 2011 – Hay transfer promotes establishment of Mediterranean steppe vegetation on soil disturbed by pipeline construction *Restoration Ecology*, 19: 214-222.
- Coiffait-Gombault C., Buisson E. et Dutoit T., 2012a. – Are old Mediterranean grasslands resilient to human disturbances? *Acta Oecologica*, 43: 86-94.
- Coiffait-Gombault C., Buisson E. et Dutoit T., 2012b – Using a two-phase sowing approach in restoration: sowing foundation species to restore, and subordinate species to evaluate restoration success. *Applied Vegetation Science*, 15: 277-289.
- Convention sur la diversité biologique, 2011 – Modalités de soutien de la restauration des écosystèmes.
- Davies D.M., Graves J.D., Elias C.O. et Williams P.J., 1997 – The impact of *Rhinanthus* spp. on sward productivity and composition: Implications for the restoration of species-rich grasslands. *Biological Conservation*, 82: 87-93.

- Davy A.J., 2002 – Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. In Perrow M.R. et Davy A.J. (eds), *Handbook of Ecological Restoration*, Cambridge University Press, p. 223-241.
- Donath T.W., Bissels S., Hölzel N. et Otte A., 2007 – Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, 138: 224-234.
- Dutoit T., Jaunatre R., Debras J.F. et Fadda S., 2009 – Diagnostic écologique du verger de Cossure dans la plaine de La Crau (Bouches-du-Rhône) : Végétation, orthoptères et coléoptères. *Rapport intermédiaire pour la CDC Biodiversité*.
- Dutoit T., Buisson E., Fadda S., Henry F., Coiffait-Gombault C. et Jaunatre R., 2011 – Dix années de recherche dans une pseudo-steppe méditerranéenne : impacts des changements d'usage et restauration écologique. *Sécheresse*, 22: 75-85.
- Edwards A.R., Mortimer S.R., Lawson C.S., Westbury D.B., Harris S.J., Woodcock B.A. et Brown V. K., 2007 – Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological conservation* 134: 372-382.
- Fadda S., Orgeas J., Ponel P. et Dutoit T., 2004 – Organisation et distribution des communautés de coléoptères dans les interfaces steppe- friches post-culturelles en Crau. *Ecologia mediterranea*, 30: 85-104.
- Fadda S., Orgeas J., Ponel P., Buisson E. et Dutoit T., 2008 – Conservation of remnant patches of steppe failed to enhance colonization of ground-active beetles on formerly cultivated plots. *Environmental Conservation*, 35: 109-116.
- Fadda S., Orgeas J., Ponel P., Buisson E., Torre F. et Dutoit T., 2007 – Past cultivation is a factor driving organization of dry grassland ground-active beetle communities. *Environmental Conservation*, 34: 132-139.
- Gómez-Aparicio L., 2009 – The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97: 1202-1214.
- Good J.E.G., Wallace H.L., Stevens P.A. et Radford G.L., 1999 – Translocation of Herb-Rich Grassland from a Site in Wales Prior to Opencast Coal Extraction. *Restoration Ecology*, 7: 336-347.
- Graf M. D. et Rochefort L., 2008 – Techniques for restoring fen vegetation on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science* 11: 521-528.
- Hobbs R.J. et Huenneke L.F., 1992 – Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6: 324-337.
- Jaunatre R., Dolidon B., Buisson E. et Dutoit T., 2011 – Exemple de restauration de la plaine de la Crau : l'écologie de la restauration face à la restauration écologique. *Sciences, eaux et territoires*, 5: 36-39.
- Jaunatre R., Buisson E., Dutoit T., 2010 – Is plant recolonisation after cultivation abandonment in a mediterranean steppe driven by landscape context or by old arable fields history ? *53th International Association of Vegetation Science symposium*, Ensenada, Mexico, 18-23 avril 2010.
- Kiehl K. et Wagner C., 2006 – Effect of hay transfer on long term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology*, 14: 157-166.

- Marrs R.H., 1985 – Techniques for reducing soil fertility for nature conservation purposes: A review in relation to research at Roper's Heath, Suffolk, England. *Biological Conservation*, 34: 307-332.
- Mitchell R.J., Auld M.H.D., Le Duc M.G. et Marrs R.H., 2000 – Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for conservation management of lowland heaths. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3: 142-160.
- Molinier R. et Tallon G., 1950 – La végétation de la Crau (basse Provence). *Revue générale de Botanique*, 56: 1-111.
- Poschlod P. et Biewer H., 2005 – Diaspore and gap availability are limiting species richness in wet meadows. *Folia Geobotanica*, 40: 13-34.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Tallwin J.B., Walker K.J., Warman E.A. et Masters G., 2007 – Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*, 44: 81-94.
- Pywell, R.F., Webb, N.R. et Putwain, P.D., 1995 – A Comparison of Techniques for Restoring Heathland on Abandoned Farmland. *Journal of Applied Ecology*, 32: 400-411.
- Rasran L., Vogt K. et Jensen K., 2006 – Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. *Journal for Nature Conservation*, 14: 34-45.
- Römermann C., Bernhart M., Dutoit T., Poschlod P. et Rolando C., 2004 – Influence of former cultivation on the unique Mediterranean steppe of France: Relationships between land-use history, soil and present-day vegetation. *Ecologia mediterranea*, 30: 47-70.
- Römermann C., Dutoit T., Poschlod P. et Buisson E., 2005 – Influence of former cultivation on the unique Mediterranean steppe of France: Relationships between land-use history, soil and present-day vegetation. *Biological Conservation*, 121: 21-33.
- SER, 2004 – L'ABCDAire sur l'écologie de la restauration de la SER internationale. Society for Ecological Restoration International Science et Policy Working Group. [www.ser.org/docs/default-document-library/french.pdf](http://www.ser.org/docs/default-document-library/french.pdf) (consulté le 25.11.2013).
- Vécrin M.P. et Muller S., 2003 – Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science*, 6: 271-278.
- Verhagen R., Klooker J., Bakker J.P. et van Diggelen R., 2001 – Restoration Success of Low-Production Plant Communities on Former Agricultural Soils after Top-Soil Removal. *Applied Vegetation Science*, 4: 75-82.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. et Melillo J.M., 1997 – Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Wolff A., 2011 – Note sur le suivi ornithologique sur Cossure en 2011 (1 p.).