



HAL
open science

Gestion de la biodiversité en milieu céréalier intensif : importance des prairies aux échelles locales et régionales

Vincent Bretagnolle, Gerard Balent, Claudine Thenail, Elsa Berthet

► To cite this version:

Vincent Bretagnolle, Gerard Balent, Claudine Thenail, Elsa Berthet. Gestion de la biodiversité en milieu céréalier intensif : importance des prairies aux échelles locales et régionales. *Innovations Agronomiques*, 2012, 22, pp.31-43. 10.17180/w096-a081 . hal-01455182

HAL Id: hal-01455182

<https://hal.science/hal-01455182v1>

Submitted on 3 Feb 2017

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License



Open Archive TOULOUSE Archive Ouverte (OATAO)

OATAO is an open access repository that collects the work of Toulouse researchers and makes it freely available over the web where possible.

This is an author-deposited version published in : <http://oatao.univ-toulouse.fr/>
Eprints ID : 16379

To link to this article :

URL : <http://www6.inra.fr/ciag/Revue/Volumes-publies-en-2012/Volume-22-October-2012>

To cite this version : Bretagnolle, Vincent and Balent, Gérard and Thenail, Claudine and Berthet, Elsa *Gestion de la biodiversité en milieu céréalier intensif : importance des prairies aux échelles locales et régionales*. (2012) Innovations agronomiques, vol. 22. pp. 31-43. ISSN 1958-5853

Any correspondence concerning this service should be sent to the repository administrator: staff-oatao@listes-diff.inp-toulouse.fr

Gestion de la biodiversité en milieu céréalier intensif : importance des prairies aux échelles locales et régionales

Bretagnolle V.¹, Balent G., Thenail C., Berthet E.

¹ CEBC-CNRS, 79360, Beauvoir sur Niort, France

Correspondance : breta@cebc.cnrs.fr

Résumé

Des solutions efficaces pour intégrer le développement agricole et la conservation de la biodiversité à l'échelle du paysage restent à identifier. Nous présentons une étude de cas dans une plaine céréalière française exploitée de façon intensive, où la réintroduction des prairies a été proposée d'abord pour des fins de conservation afin de protéger l'outarde canepetière, une espèce d'oiseau très menacée. Les prairies ont été mises en place grâce à l'outil « Mesures Agri-environnementales (MAE) », à titre expérimental. L'efficacité des MAE sur les outardes a été totale. Leur mise en œuvre a révélé d'autres effets bénéfiques sur pratiquement toutes les composantes du réseau trophique dans ces agro-écosystèmes, en particulier au niveau du paysage. En effet, dans les systèmes céréaliers intensifs, les habitats pérennes telles que les prairies sont radicalement différentes de cultures annuelles en termes de niveau et de fréquence des perturbations (labour, semis, pulvérisation, etc.). Nos résultats montrent que les prairies, en particulier la luzerne, sont le support de nombreux services écosystémiques. Cependant, actuellement, les prairies sont peu utilisées par les agriculteurs qui privilégient les cultures de céréales pour des raisons économiques (y compris les subventions de la PAC). Nous soulevons la question de savoir si la répartition des cultures à l'échelle du paysage (par exemple l'introduction de prairies) peut être modifiée sans financement public, afin d'en augmenter la proportion. En d'autres termes, comment surmonter la réticence des producteurs de céréales pour produire des cultures fourragères.

Mots-clés : agro-écosystème, services écosystémiques, prairies, céréales, biodiversité

Abstract: Management of biodiversity in intensive cereal cropping systems: role of grasslands at local and regional scales

Effective solutions for integrating agricultural development and conservation of biodiversity at the landscape scale remain to be identified. We present a case study in an intensively farmed French cereal plain, where the reintroduction of grasslands has been proposed first for conservation purposes in order to protect the Little Bustard, a highly threatened bird species. Monitoring the effects of grassland "experimental" implementation revealed other beneficial effects on virtually all components of the trophic web in these agro-ecosystems, particularly at the landscape level. Indeed, in intensive cereal systems, perennial habitats such as grasslands are radically different from annual crops in terms of level and frequency of disturbance (plowing, planting, spraying etc.). We provide evidence that grasslands, particularly alfalfa, are the support of many ecosystem services. However, currently, grasslands are severely depleted by farmers who privilege cereal crops for economic reasons (including CAP subsidies). We therefore raise the issue of whether crop allocation at the landscape scale can be changed without public funding, in order to increase the proportion of grasslands. In other words, how to overcome the reluctance of cereal farmers to produce forage crop?

Keywords: Agro-ecosystem, ecosystem services, grasslands, cereal crops, biodiversity

Introduction

Changement d'usage des sols, agriculture et développement durable

Les activités humaines, et en particulier l'agriculture, ont bouleversé l'environnement global en altérant profondément l'utilisation des terres et des eaux, les cycles biogéochimiques, la chimie atmosphérique et la dynamique de la biodiversité à l'échelle planétaire (Fresco, 1993 ; Vitousek et al., 1997 ; Chapin et al., 2000 ; Lambin et al., 2003). Les changements d'usage des terres qui entraînent la destruction, la transformation et la fragmentation des habitats naturels, apparaissent clairement comme le facteur déterminant de la « crise de biodiversité » actuelle (Groombridge, 1992 ; Vitousek et al., 1997 ; Sala et al., 2000). Le sommet de la Terre à Rio (1992) puis le sommet mondial pour le Développement Durable tenu à Johannesburg en 2002 ont consacré la gestion viable des ressources naturelles comme condition préalable au développement économique et social. Poursuivant cette dynamique, et respectant ses engagements pris lors de ces deux sommets, la France a adopté une Stratégie Nationale du Développement Durable (2003-2004) puis a organisé le « Grenelle de l'environnement » en 2007 à Paris après cinq mois de rencontres et de débats préparatoires. Progrès économique et social d'un côté, et maintien de la qualité de l'environnement de l'autre (incluant la biodiversité) forment la clé de voûte de ces stratégies. Toutefois, d'importants défis demeurent pour stopper la pression importante qu'exercent les activités humaines sur la biodiversité.

Les changements d'usage des terres ont opéré à très grande échelle ; ainsi les agro-écosystèmes constituent de loin le mode d'usage des terres majoritaire en Europe mais aussi en France : bien que la superficie agricole ait diminué de presque 3 % entre 1990-92 et 2002-04 (au profit de l'urbanisation), l'agriculture occupe 55% du territoire français. Les espaces agricoles sont au carrefour de différents enjeux cependant, et apparaissent comme une priorité sociétale mais aussi un défi politico-économique. En effet, l'agriculture mondiale, et plus particulièrement l'agriculture européenne et française, doivent faire face dès aujourd'hui à un triple défi : (i) continuer à produire des ressources alimentaires en quantité et qualité suffisantes pour nourrir une population mondiale croissante et manifestant des besoins nouveaux et diversifiés, (ii) limiter voire résorber les atteintes que les systèmes de production agricole font subir à l'environnement local (pollution de l'air et des eaux, dégradation de la qualité des sols, érosion de la biodiversité), et (iii) contribuer à limiter l'élévation du CO₂ atmosphérique en favorisant la séquestration du carbone dans la matière organique des sols, tout en s'adaptant aux changements climatiques en cours. Ces trois objectifs ne sont pas toujours et partout compatibles entre eux et des compromis sont à trouver localement et régionalement pour permettre un développement durable.

Conséquences de l'agriculture intensive sur la biodiversité

Contrairement à une idée reçue, les espaces cultivés ne sont pas « pauvres » en termes de biodiversité, bien au contraire. Les terres agricoles accueillent une grande partie de la biodiversité mondiale (Pimental et al., 1992). En Allemagne, environ 25% des espèces menacées se trouvent dans les 2% d'espaces protégés, tandis que les 75% restants dépendent des surfaces gérées par l'agriculture (50% du pays) et de la sylviculture (30%) (Tscharntke, 2005). Les paysages agricoles européens abritent la communauté la plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux (près de 50 % des espèces d'Europe habitent les espaces cultivés, soit plus de 250 espèces (Potts, 1997a ; Tucker 1997). Or, l'intensification et la spécialisation des modes de d'exploitation agricole ont entraîné à grande échelle des changements d'usage des terres dont les conséquences sur la biodiversité ne sont plus discutés : d'innombrables études montrent la raréfaction de nombreuses espèces de plantes, insectes, oiseaux et mammifères à l'échelle européenne (Krebs et al., 1999 ; Donald et al., 2002 ; Kleijn et Sutherland, 2003 ; Fox, 2004 ; Green et al., 2005) ou nationale (Inchausti et Bretagnolle, 2005 ; Julliard et al., 2004 ; Bretagnolle et al., 2011 & 2012). Les processus d'intensification de l'agriculture couplés

aux processus de fragmentation des habitats naturels ont en effet été identifiés comme les causes majeures des extinctions de ces populations (Robinson et Sutherland, 2002 ; Tilman et al., 2002 ; Benton et al., 2003). C'est ainsi que certaines espèces, autrefois pourtant considérées comme banales (voire nuisibles), ont fortement régressé à travers les plaines agricoles de toute l'Europe (Gibbons et al., 1993 ; Potts, 1997a). En Europe, l'augmentation des rendements de céréales entre 1960 et 2000 s'est accompagnée de la diminution des populations d'oiseaux de plaine (Donald et al., 2001). Dans une autre étude à grande échelle et à long terme en Ecosse, Benton et al. (2002) font le lien entre la régression des oiseaux des terres cultivées et le nombre d'invertébrés et les pratiques agricoles. De plus, c'est dans cette communauté que l'on trouve la proportion d'espèces menacées la plus importante : la moitié de ces espèces d'oiseaux sont en fort déclin (30 % des espèces menacées en Europe sont inféodées au milieu agricole (Tucker et Heath, 1994 ; Pain et Pienkowski, 1997). En France, entre 1989 et 2003, les populations d'oiseaux ont diminué de 3 % au niveau national, contre 25 % pour les oiseaux utilisant les habitats agricoles (Julliard et al., 2004). Mais paradoxalement, les agro-écosystèmes, qui sont majoritaires en surface, ont fait l'objet de peu d'études écologiques jusqu'à une époque récente. De même, aucun effort de conservation, ou presque, n'a encore été entrepris sur ces milieux du fait de la propriété individuelle qui interdit les politiques de mises en réserve naturelle. D'autres stratégies de conservation ont ainsi dû être mises en place. Ainsi, pour conserver la biodiversité, doit-on ségréger espace agricole et espace de conservation dans le paysage, ou maintenir leur intégration mais selon de nouvelles modalités ? Ces voies sont-elles complémentaires ? Quelles seraient ces modalités d'intégration et comment les promouvoir ? Ce sont autant de questions qui sont posées aux échelles locales mais également internationales (Fisher *et al.*, 2008).

Conservation de la biodiversité en céréaliculture intensive

NATURA 2000 et les Mesures Agro-environnementales

Devant l'ampleur de la crise de la biodiversité dans les agro-écosystèmes, la gestion durable des ressources naturelles au sein des espaces ruraux est en effet désormais un objectif de la politique nationale et européenne. Maintenir, voire restaurer la biodiversité tout en utilisant les espaces agricoles de manière durable est une nécessité sociale comme une volonté politique, même si en pratique, les moyens d'y parvenir restent à développer. Incités par les réformes successives de la PAC (1992, 2000, 2008), des itinéraires techniques et des modes de gestion alternatifs (e.g. mesures agro-environnementales-MAE-, éco-conditionnalité des aides PAC, découplage de l'aide et de la production) ont été mis en place.

Pour ce qui concerne l'Europe, la stratégie de conservation et de gestion de la Biodiversité est portée par la politique Natura 2000.

Les questions de conservation de la Biodiversité sont d'ailleurs particulièrement importantes car les Etats membres ont une obligation de résultats vis-à-vis de la Commission Européenne, et doivent faire des évaluations tous les six ans : maintenir ou restaurer dans un état de conservation favorable les habitats naturels et semi-naturels et les espèces d'intérêt communautaire. Concernant l'efficacité des 25 000 aires protégées en elles-mêmes que compte aujourd'hui le réseau Natura 2000, il est clair que l'Union Européenne a échoué dans son objectif de mettre un terme au déclin de la biodiversité à l'horizon 2010 (Waliczky, 2010). Bien que ce soit le programme de conservation le plus important au monde, les évaluations concernant Natura 2000 sont encore fort peu nombreuses dans la littérature (Araujo et al, 2007) et pour celles qui existent, leurs effets conservatoires sont encore mal quantifiés (Herzog, 2005) et les surfaces engagées semblent trop fragmentées (Maiorano et al., 2007 ; Gaston et al, 2008).

Des études à l'échelle européenne et publiées récemment ont par ailleurs jeté le doute sur l'efficacité des MAE pour la conservation de la biodiversité. En 2003, Kleijn et Sutherland ont réalisé une méta-

analyse sur l'efficacité des MAE à partir de 62 études menées dans 6 pays d'Europe. Ils en ont conclu que 54% des MAE avaient un effet positif sur un taxon au moins, pour seulement 6% d'effets négatifs. Ils soulignent la difficulté de réaliser ces évaluations car trop peu d'études s'appuient sur des analyses statistiques et beaucoup d'entre elles sont menées sans répliques statistiques. Ainsi, la moitié des études montre un effet positif des MAE sur la diversité ou l'abondance de groupes comme les plantes, oiseaux ou arthropodes. Mais les autres études ne montrent pas d'effet voire un effet négatif (Kleijn et al., 2006). Des études plus récentes en Irlande (Feehan et al., 2005), Angleterre (Wilson et al., 2007) et Suède montrent aussi des effets mitigés. Une des raisons évoquées est la simplification des paysages qui entraîne l'élimination des habitats non cultivés (Kleijn et al., 2001, Duelli et Obrist, 2003), habitats permettant le maintien des populations dans les agro-écosystèmes (refuge, nourriture, dispersion, colonisation ...). La perte de ces habitats réduirait donc fortement l'efficacité potentielle des mesures agri-environnementales qui sont appliquées essentiellement en zones très intensives (Kleijn et Sutherland, 2003). De plus, l'efficacité des MAE pourrait être aussi contrainte par la complexité du paysage (Concepcion et al., 2008), avec pas ou peu d'effet dans les paysages simplifiés (Kleijn et al., 2001 ; Dueilli et Obrist, 2003). Il en serait de même dans les paysages très complexes (Tscharntke et al., 2005). Cependant, il existe un certain nombre de cas pour lesquels les MAE (ou NATURA 2000) ont eu un effet particulièrement bénéfique, comme dans le cas détaillé ci-après de l'Outarde canepetière. Certaines études ont également montré un déficit d'efficacité des MAE liés aux difficultés des programmes au niveau de la contractualisation, mais également aux difficultés d'intégration des pratiques dans les logiques de fonctionnements des exploitations agricoles (Thenail et al., 2009).

Un exemple de mesure de conservation sur la biodiversité remarquable : le cas de l'Outarde canepetière

L'Outarde canepetière, *Tetrax tetrax*, est l'unique représentant en France de la famille des Otididae (depuis la disparition au début du siècle de la Grande Outarde *Otis tarda*) composée de 25 espèces. Il s'agit du plus gros oiseau nicheur des plaines françaises - 750g à 1 kg pour une envergure de 80 à 90 cm. C'est une espèce patrimoniale et emblématique qui est protégée en France depuis 1972, ainsi qu'au niveau européen en étant inscrite à l'Annexe I de la Directive Oiseaux et à l'Annexe II de la Convention de Berne. C'est une espèce à forts enjeux de conservation (Rocamora et Yeatman-Berthelot, 1999). Elle est classée comme « vulnérable » au niveau européen (Heath et al., 2000) et en « danger » au niveau national (Rocamora et Yeatman-Berthelot, 1999 ; Jolivet et Bretagnolle, 2002). L'outarde canepetière a ainsi disparu de plus de 20 pays d'Europe depuis 50 ans (Cramp et Simmons, 1980).

En France, de 8 500 mâles en 1978-79 (enquête LPO), il n'en reste que 1400 en 1995 (Jolivet, 1996) et 1300 en 2000 (Jolivet et Bretagnolle, 2002). Autrefois présente sur la majeure partie des plaines françaises, sa répartition se restreint aujourd'hui au pourtour méditerranéen (plaine de la Crau, Gard, Hérault) et à quelques départements du Grand Ouest (essentiellement Deux-Sèvres, Vienne, Charente, Charente-Maritime et Maine-et-Loire). La population de Crau, qui n'est pas migratrice, est stable voire en légère augmentation (Jolivet, 1997 ; Wolff, 2010) et représente 36 % de l'effectif national (Jolivet et al. 2007). Par contre, la population de l'Ouest de la France inféodée aux zones cultivées et qui hiverne essentiellement en Espagne et au Portugal (Villers et al., 2010), a subi l'un des plus forts déclinés jamais documenté à ce jour pour une espèce d'oiseau en Europe : de 7 800 mâles en 1978 à 390 en 1995 (soit une baisse de 95% en 18 ans (Bretagnolle et Inchausti, 2005 ; Bretagnolle et al., 2010), et à 300 en 2008. Le risque d'extinction a été estimé, par simulation, à 21% dans les 25 prochaines années pour la population des plaines céréalières françaises, et les risques d'extinctions locales atteignent 85% (Inchausti et Bretagnolle, 2005).

Il a été possible d'identifier les causes de régression de cette espèce : il s'agit d'un déficit de productivité des femelles, qui a été presque nulle pendant cette période (Bretagnolle et al., 2011). En

effet, 36% des pontes n'arrivent pas à l'éclosion, suite principalement à une destruction engendrée par les travaux agricoles (essentiellement la fauche des luzernes), et près de trois quarts des poussins éclos meurent de faim, par manque d'insectes, nourriture des poussins (Jiguet, 2002). En effet, dans les agro-écosystèmes cultivés, les milieux pérennes (prairies, jachères, bandes enherbées) sont des milieux clés pour de nombreuses espèces animales et végétales, soit directement car ces espèces s'y reproduisent (cf nidification des outardes), soit indirectement car elles se nourrissent de proies (cf criquets pour les poussins d'outarde) dont l'abondance et la distribution sont conditionnées par les milieux pérennes (plantes, insectes, micromammifères et oiseaux). Ainsi, les données issues de 141 nids ou familles trouvés entre 1998 et 2008 sur la Zone Atelier *Plaine et Val de Sèvre*, ont permis de connaître la biologie de reproduction de cette espèce (Bretagnolle et al., 2010). Les femelles pondent 3 à 4 œufs dans un nid sommaire à même le sol (dépression) dans les luzernes ou jachères, riches en insectes (Jiguet et al., 2000). Les femelles assurent ensuite l'élevage des jeunes qui peuvent voler dès l'âge de 25 jours. Les poussins se nourrissent essentiellement d'insectes notamment de criquets, éléments essentiels de la disponibilité alimentaire pour beaucoup d'oiseaux (Rands, 1986 ; Baines et al., 1998 ; Panek, 1997). Une étude anglaise menée par Potts depuis 30 ans sur la Perdrix grise montre ainsi que la diminution des populations de perdrix est corrélée avec le déclin des populations d'insectes (Potts, 1997b ; Ewald et al., 2002). Parmi les insectes, les orthoptères représentent la biomasse la plus importante des systèmes prairiaux (Curry, 1994). Depuis 1999, des piégeages annuels permettent d'estimer l'abondance des orthoptères en été sur les prairies de la Zone Atelier (Badenhausser et al., 2009). Il existe une relation numérique très forte entre la densité de criquets une année donnée, et la productivité des femelles d'outarde (mesurée par le nombre cumulé de poussins à l'envol : Bretagnolle et al., 2010).

La mise en place de mesures agro-environnementales

Pour limiter les effets négatifs de l'agriculture sur l'outarde, une voie classique de conservation aurait été d'exclure cette activité économique en favorisant les jachères (au sens de l'exclusion des cultures) ou en mettant en place une réserve naturelle. Cependant, la production céréalière intensive et les intérêts économiques étaient tels qu'en exclure l'activité agricole était difficilement réalisable. De plus, les surfaces à mettre en réserve auraient été très étendues étant donné les aires de répartition des populations d'outardes dans la région. Cette première voie n'a donc pas été retenue. Il a fallu imaginer des solutions plus innovantes, permettant de concilier l'activité agricole avec la conservation de l'outarde (Berthet et al., 2012). Par simulation, la sensibilité de certains paramètres démographiques de l'espèce a été testée sur la survie des populations d'outardes, mesurée par le taux de croissance des populations (un taux de croissance négatif amène à l'extinction de l'espèce ; Inchausti et Bretagnolle 2005 ; Bretagnolle et Inchausti, 2005).

Le premier paramètre analysé était la survie adulte. Qui ne s'est pas avérée comme un paramètre décisif, car « en dehors du fait qu'il est très difficile de l'augmenter, la modification du taux de survie adulte affecte assez peu la dynamique des populations » (Bretagnolle et Jolivet, 2001). Deux autres paramètres ont été identifiés comme plus pertinents en termes de stratégie de conservation : la productivité des femelles et la capacité d'accueil du milieu. C'est donc sur ces facteurs que les mesures de conservation ont été principalement ciblées, dès 1998.

Afin de limiter les impacts négatifs de l'agriculture, la première voie explorée a ainsi été de limiter la destruction des nids par les travaux agricoles, tenant compte des milieux dans lesquels étaient situés les nids, ainsi que les dates de ponte. Les femelles d'outardes sélectionnent très fortement les couverts pérennes (de plus d'un an). Les pontes s'étalent sur 4 mois ; ce qui permet de définir une période de vulnérabilité de l'espèce comprise entre le 15 mai et la fin juillet. Les travaux de fauche ayant traditionnellement lieu entre mai et juillet, et le broyage des jachères en juin, les principales mesures mises en œuvre sont le retard de fauche en luzerne ou de broyage des jachères. Par ailleurs, pour

limiter l'impact des pratiques agricoles sur le déclin des insectes, une voie a été de restaurer les ressources en insectes en se basant entre autres sur des principes d'écologie spatiale. La dynamique des populations d'un écosystème est régie par des phénomènes d'extinction, de dispersion et de colonisation. Lorsqu'il y a extinction locale d'une population, celle-ci peut être compensée par un mécanisme de recolonisation, à condition qu'une réserve suffisante de cette population existe, et que celle-ci puisse se disperser et coloniser à nouveau le milieu dans lequel elle s'est éteinte. Cette approche s'applique parfaitement en milieu agricole, qui en constitue d'ailleurs un cas extrême. En effet du point de vue écologique, un agro-écosystème est un habitat discontinu dans l'espace, du fait de la répartition des parcelles agricoles, et dans le temps, en raison de la rotation des cultures. Or, pour les organismes qui vivent dans ces écosystèmes, cette discontinuité est stochastique, au moins pour les espèces de petite taille (insectes, micromammifères...), c'est-à-dire imprévisible pour ces organismes puisque régie par les activités humaines. Par ailleurs dans ces milieux, les perturbations écologiques liées aux travaux agricoles résultent le plus souvent en l'extinction des populations locales. Plus précisément, dans les agro-écosystèmes céréaliers intensifs, les surfaces à végétation pluriannuelle, comme les prairies ou les linéaires de bord de champ, se distinguent radicalement des cultures annuelles sur le plan du niveau et de la fréquence de perturbations occasionnées (labour, épandages etc.) (Bretagnolle et Lemaire, 2008). Si, dans les cultures annuelles, labours, semis et récolte occasionnent l'extinction des populations de plantes et d'animaux, au contraire les prairies sont moins perturbées. Elles sont ainsi le siège de la reproduction d'une majeure partie des insectes, notamment ceux appartenant au réseau trophique de l'outarde canepetière, en particulier les criquets (Badenhausser et al., 2009). Un maillage suffisamment étroit de prairies et de cultures annuelles permet de compenser les extinctions par des phénomènes de recolonisation. Cette hypothèse rejoint l'idée de matrice paysagère (Perfecto et al., 2009), dans laquelle sont juxtaposés des espaces naturels ou semi-naturels et des espaces cultivés. La gestion et l'utilisation de ces prairies (pâturage, fauche etc.) reste néanmoins posée.

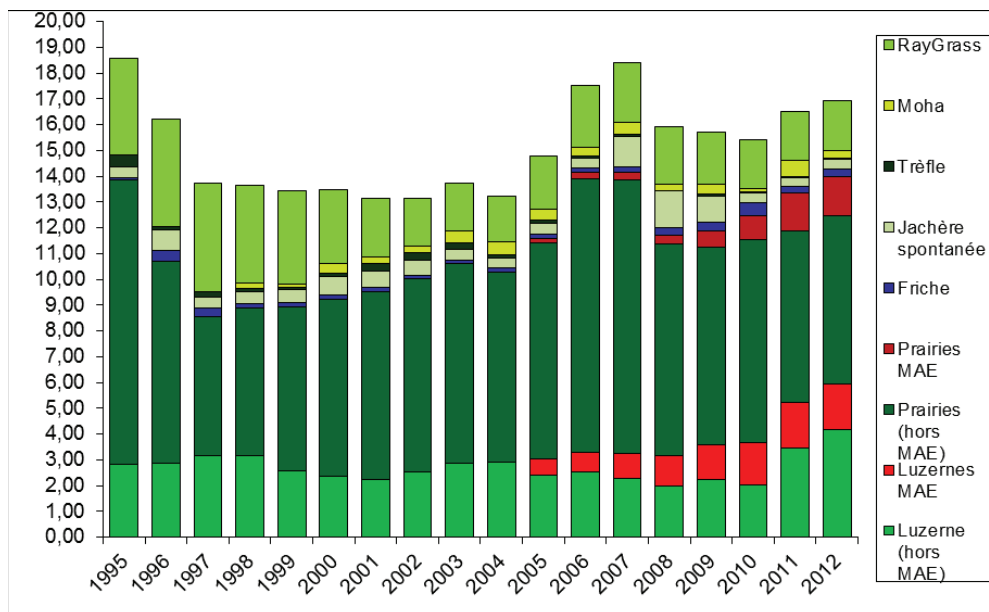


Figure 1 : Evolution des assolements en milieux prairiaux entre 1995 et 2012 sur la zone d'étude CEBC CNRS. En rouge, la part provenant des MAE.

Les effets du programme de conservation et l'avenir des populations d'outarde en céréaliculture intensive

A partir de 1995, année du début des suivis sur la Zone Atelier, la population d'outarde canepetière a d'abord montré une baisse d'un facteur cinq, en huit ans seulement, soit environ 13% par an

(Bretagnolle et al., 2010) : de 55 mâles en 1995, seulement 6 mâles sont présents lors de la saison de reproduction en 2003. Compte tenu des paramètres démographiques disponibles pour cette espèce - une survie adulte de 75-80% et une survie juvénile de 50% (voir Morales et al., 2004 ; Bretagnolle et Inchausti, 2005), le déclin de Outarde canepetière sur la Zone Atelier peut être expliqué par une quasi-absence de recrutement entre 1996 et 2003. Des contrats pionniers ont donné naissance par la suite à des contrats agri-environnementaux (CAD puis MAET depuis 2007).

La restauration des milieux dans les plaines cultivées, par la reconstitution de mosaïques de cultures, prairies, jachères et luzernes dans le cadre de programmes agro-environnementaux a été lancée en 2004 : dès 2005, près de 1600 ha étaient sous contrats. Ensuite, plus de 2 000 hectares (10% de la ZPS) sont sous contrat agri-environnemental (11 contrats au total, CAD- les derniers signés se terminent en 2011, et MAET) en 2008, et près de 6000 ha en 2010. Les surfaces contractualisées en luzerne et en prairies de graminées ont été multipliées par 5 au cours des 3 dernières années. Ce programme couplé à un ensemble d'actions de terrain, allant de la communication à l'animation, en passant par la signature des contrats, a eu un effet spectaculaire sur les effectifs d'outardes. Non seulement le nombre de mâles d'outardes a été multiplié par 5 en 5 ans depuis la mise en œuvre des Contrats d'Agriculture Durable en 2004, mais plus important encore, la productivité des femelles a doublée grâce à la protection des nids 'sous contrat' (Bretagnolle et al., 2011). La mise en œuvre de ces dispositifs agro-environnementaux ciblés a ainsi permis d'inverser les tendances démographiques dans la population étudiée en l'espace de quelques années seulement (Figure 2).

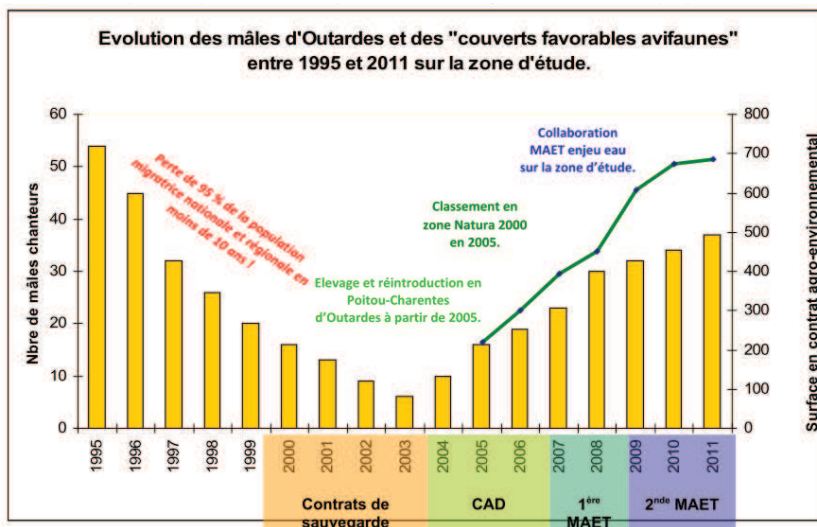


Figure 2 : Evolution des mâles d'Outardes et des « couverts favorables avifaunes » entre 1995 et 2011 sur la zone d'étude CEBC CNRS (Source : Yvon Billon)

Le rôle des prairies pour la biodiversité à l'échelle des territoires

Ainsi, l'effet positif des MAE a été clairement démontré dans le cas de l'outarde, mais de manière générale, les Mesures Agro-Environnementales ont eu un effet positif sur différents taxons représentatifs de la biodiversité de la Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvres, comme les criquets (Badenhausser et al., 2009), les passereaux (Brodier et al. in press ; Augiron et al. in review), ou les adventices (Henckel et al. in prep). Pour l'essentiel, cet effet provient de la présence des prairies dans ces MAE. Globalement, nous observons que l'implémentation des mesures « prairies » affecte favorablement différentes espèces de passereaux, avec un effet quadratique dans certains cas (comme pour l'alouette des champs) qui traduit des effets de complémentarité entre prairies et cultures. Les mesures ciblées telle que le retard de fauche d'un côté, ou la modification complète des modes de gestion comme l'agriculture biologique (à l'échelle de l'exploitation) de l'autre sont connues pour

affecter positivement la richesse et l'abondance en espèce (Hole et al., 2005 ; Bengtsson et al., 2005 ; Gabriel et al., 2010 ; Perkins et al., 2011 ; Bretagnolle et al., 2011 ; Broyer, 2011). Nos résultats sont en accord avec le constat général que les populations d'oiseaux des milieux agricoles déclinent du fait du manque de ressource en nourriture, invertébrés et graines (Wilson et al., 1999 ; Benton et al., 2002 ; Holland, 2004), qui résulte en particulier de la perte d'hétérogénéité du paysage (diminution des haies, cultures pérennes et différents modes de gestion) causée par l'intensification de l'agriculture (Benton et al. 2003). Ces différentes études menées sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvres ont permis de distinguer l'effet de la proportion d'habitat semi-naturel dans le paysage des mesures compensatoires (MAE), en particulier le ratio surface de terres arables sur surfaces pérennes, connu pour influencer les communautés d'oiseaux (Robinson et al., 2001 ; Atkinson et al., 2002). Bruant proyer et alouette des champs sont fortement dépendants de la proportion de luzerne dans le paysage et plus globalement de la surface en prairie.

Mais l'effet des MAE (synonymes, dans notre cas, de prairies) est modulé par des variables spatiales (habitat) et temporelles (âge du contrat, temps de résilience des prairies). L'âge des prairies apparaît comme un facteur prépondérant, au même titre que l'abondance de ces milieux semi-naturels. Il a par exemple été montré que les prairies gérées intensivement étaient généralement pauvres pour les oiseaux granivores et insectivores, en liaison avec les fortes perturbations, comme les fauches successives, affectant les cycles biologiques des espèces et entraîne des diminutions de la quantité de graine produite et plantes à fleurs, ainsi que la diversité d'invertébrés (Morris, 2000 ; Mc Craken et al., 2004). En outre, les travaux agricoles engendrent directement la destruction des nichées (Wilson et al., 1997 ; Brickle et al., 2000 ; Éraud et Boutin, 2002 ; Perlut et al., 2008). Dueilli et Obrist. (2003) ont montré que le nombre d'espèces sauvages décroît avec l'augmentation de la distance depuis les milieux semi-naturels.

Les différentes études menées sur la Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvres » montrent que l'implémentation de prairies et l'extensification des pratiques agricoles favorisent la richesse en plantes (Meiss et al., 2010). Deraison et al (en prep) montrent que les prairies jouent un rôle majeur comme support de la ressource trophique en agro-système, par la présence d'une très forte diversité β en carabiques, pouvant s'expliquer par une forte diversité floristique au sein des prairies (Badenhausser *et al.*, 2008), favorisant alors une multitude de micro-sites favorables. Un résultat identique apparaît également chez les plantes adventices (Henckel et al. in prep). De plus, des suivis comparant des parcelles de luzerne gérées extensivement sans aucun intrant et avec retard de fauche ont montré des densités en criquets presque 7 à 10 fois supérieures à des parcelles conventionnelles (Badenhausser *et al.*, 2008).

Vers un nouvel objet de gestion : la prairie au sein de la mosaïque paysagère

L'intensification de l'agriculture dans la plaine étudiée a entraîné une spécialisation dans les grandes cultures (céréales et oléoprotéagineux), donc une simplification des assolements et un agrandissement du parcellaire favorisé par les remembrements successifs. Ces évolutions font peu à peu disparaître la mosaïque paysagère qui existait dans la plaine jusqu'aux années 1960. L'objectif majeur poursuivi par l'implémentation des MAE sur la Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvres », dans le cadre de la conservation de l'outarde, est donc de maintenir ou de restaurer des surfaces semi-pérennes (prairies, cultures de luzerne) dans la plaine céréalière. Celles-ci ont été privilégiées par rapport aux éléments linéaires (corridors écologiques) car elles peuvent constituer un outil de production des agriculteurs.

Cette voie nouvelle ouverte par la production de connaissances en écologie fait donc apparaître un objet de gestion nouveau : la prairie. Du point de vue de l'écologie spatiale, cet objet est constitutif d'un paysage, et sa fonction ne peut être appréhendée qu'à cette échelle. Ainsi à une logique individuelle de gestion de l'assolement au sein d'une exploitation se juxtapose une logique collective, autour d'un bien

commun qu'est la prairie, source de régulation du réseau trophique de l'écosystème céréalier. Cet objet ne peut être géré que par la coordination d'actions de différents agriculteurs. Or quels mécanismes permettent une telle coordination ? Les biens communs font référence à un domaine où il est difficile de développer des moyens physiques ou institutionnels d'exclure des bénéficiaires, et où des problèmes de sur-utilisation, de pollution, de disparition potentielle apparaissent en l'absence de limitations d'usages à inventer et à appliquer. Les économistes distinguent les biens communs dont l'utilisation est non-exclusive mais peut entraîner des rivalités, des biens publics purs (par exemple l'air), dont l'utilisation est non-rivale et non-exclusive (Kaul et al., 2002). Un bien commun n'est pas divisible et son coût de production ne peut être imputé à un individu en particulier, ce qui rend difficile sa valorisation économique et sa gestion. Cette catégorie de biens réinterroge les fondements traditionnels de nombreuses disciplines, notamment le droit, l'économie, les sciences politiques et la sociologie, et soulèvent des difficultés non surmontées à ce jour. Quelles sont les conditions de mise en œuvre de nouvelles formes d'organisation entre les exploitations agricoles à l'échelle d'un territoire ? Les filières agroalimentaires peuvent-elles jouer un rôle dans la gestion collective des biens communs environnementaux ?

La question de la réinsertion de prairies dans la plaine céréalière à l'échelle du paysage a été le moteur de recherches pluridisciplinaires, réunissant écologues, agronomes, économistes et sociologues. Divers programmes de recherche ont été lancés dans les années 2000, afin d'analyser finement les causes de diminution des surfaces pérennes ou semi-pérennes, et les verrous liés à leur réintroduction. Une première voie explorée est le pilotage centralisé de la distribution des prairies dans la plaine céréalière, par un système de contractualisation subventionnée par l'Union Européenne. Il s'agit des mesures agro-environnementales mises en place dans le cadre de la politique agricole commune. Le CEBC est opérateur pour ce type de contrat dans la zone étudiée.

Toutes ces mesures ont été élaborées pour atteindre un double objectif : être à la fois efficaces par rapport à la préservation de l'avifaune de plaine et de la qualité de l'eau, et acceptables par les agriculteurs. Généralement, ces mesures permettent de garder les parcelles contractualisées en production. Mais s'il y a un manque à gagner dû à l'application de la mesure, celui-ci est compensé financièrement par un montant défini dans le contrat. Ces deux dernières années, les surfaces contractualisées en MAE ont augmenté de façon exponentielle (pour atteindre près de 10 000 hectares en 2011 sur la Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvres »). Si cette augmentation est fortement due à la mise en place de mesures prioritairement destinées à la reconquête de la qualité de l'eau, on peut observer que les surfaces contractualisées en luzerne et en prairies de graminées ont presque été multipliées par 5 en 3 ans. Depuis 2004, suite à la mise en œuvre des mesures agro-environnementales, le nombre de mâles d'outardes a été multiplié par 5 en 5 ans alors que celui-ci était en diminution depuis 1995 (Bretagnolle et al., 2011). Une seconde voie explorée par le centre de recherche est plus décentralisée. Elle repose sur la création d'une filière courte organisant des échanges locaux de luzerne entre céréaliers et éleveurs (Figure 3). Cependant, ce type d'échange est encore très limité dans la région, et les conditions de sa mise en place sont encore mal connues. Des pistes sont creusées concernant la mise en œuvre de ce type de filières par des acteurs du territoire tels que les coopératives agricoles.

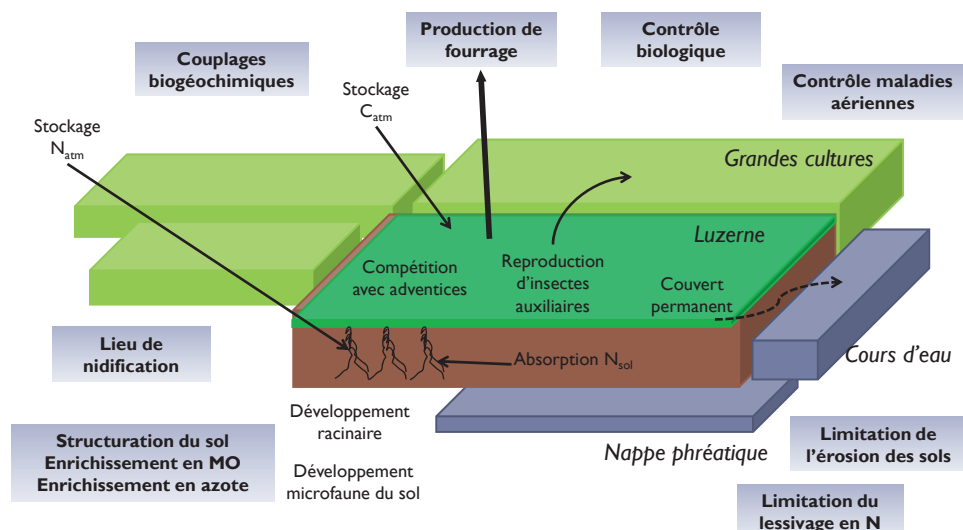


Figure 3 : Processus écologiques et agronomiques liés à la luzerne (d'après Berthet E).

Sélection de références bibliographiques

Andelman S.J., Fagan W.F., 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes ? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97, 11, 5954-5959.

Araujo M.B., Lobo J.M., Moreno J.C., 2007. The effectiveness of Iberian Protected Areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21, 1423-1432.

Arroyo B.E., Bretagnolle V. 1999. Field identification of individuals Little Bustards *Tetrax tetrax* males using plumage patterns. *Ardeola* 46, 53-60.

Badenhausser I., Amouroux P., Bretagnolle V. 2007. Estimating acridid densities in grassland habitats: a comparison between presence-absence and abundance sampling designs. *Environmental Entomology* 36, 1494-1503.

Badenhausser I., Mediene S., Paris Le Clerc N., Bretagnolle V. 2008. Effects of agri-environmental agreements on acridids and plant species richness in alfalfa crops. In Hopkins, A. *et al.* (eds). 22st International Symposium of the European Grassland Federation. pp.54-56. Uppsala: Sweden.

Berthet, E. 2010. La conception innovante à l'appui d'une gestion collective des services écosystémiques : Etude d'un cas de mise en oeuvre de Natura 2000 en plaine céréalière. M2 Recherche Sciences de gestion, Université Paris Ouest Nanterre La Défense, Mines ParisTech, ESCP.

Bifulchi A., Lode T., 2005. Efficiency of conservation shortcuts: an investigation with otters as umbrella species. *Biological Conservation* 126, 523-527.

Boutin J.-M., Métails M., 1995. L'Outarde canepetière. Éveil éditeur, Angoulême, 72 p.

Bretagnolle V., Inchausti P. 2005. Modelling population reinforcement at a large spatial scale as a conservation strategy for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in agricultural habitats. *Animal Conservation* 8(1), 59-68.

Bretagnolle V., Villers A., Denonfoux L., Cornulier T., Inchausti P., Badenhausser I., 2010 Provision of alfalfa through an agri-environment scheme causes rapid recovery in depleted populations of Little Bustards. *IBIS* in press.

Carey P.D., Manchester S.J., Firbank L.G., 2005. Performance of two agri-environment schemes in England: a comparison of ecological and multi-disciplinary evaluations. *Agr Ecosyst Envir* 1085, 178-188.

Cheyland G., 1985. Le statut de la canepetière *Tetrax tetrax* en Provence. *Alauda* 53, 90-99.

- Cramp S., Simmons K., 1980. The birds of the Western Palearctic. Vol. 2. Oxford: Oxford University Press.
- Curry J.P., 1994. Grassland invertebrates, ecology, influence in soil fertility and effect on plant growth. Chapman and Hall, London, UK.
- Dallimer M., Gaston K.J., Skinner A.M., Hanley N., Acs S., Armsworth P.R., 2010. Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agri-environment scheme uptake. *Biology letters*. Royal Society, Published online. 4p.
- De Seynes A., Deceuninck B., Micol T., Trouvillez J., Sibley J.P., Comolet-Tirman J., 2008. Le réseau des Zones de Protection Spéciale en France pour la conservation des oiseaux. Ligue pour la Protection des Oiseaux / Museum National d'Histoire Naturelle. 32p.
- Del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J. 1996. Handbook of the birds of the World. Vol 3. Hoatzin to Auks. Barcelona: Lynx Edicions.
- Duell P., Obrist M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 87-98.
- Ewald J.A., Aebischer N.J., Brickle N.W., Moreby S.J., Potts G.R., Wakeham-Dawson A., 2002. Spatial variation in densities of farmland birds in relation to pesticide use and avian food resources. In: Chamberlain, D.E. & Wilson, A. (eds) *Avian Landscape Ecology: Pure and Applied Issues in the Large-Scale Ecology of Birds*: 305-312. International Association for Landscape Ecology (UK).
- Feehan J., Gillmor D.A., Culleton N., 2005. Effects of an agri-environment scheme on farmland biodiversity in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107, 275-286.
- Fox A., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird diversity? *Journal of Applied Ecology* 41, 427-439.
- Gaston K.J., Jackson S.F., Nagy A., Cantu-Salazar L., Johnson M., 2008. Protected areas in Europe. Principle and practice. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 97-119.
- Groombridge B., 1992 *Global Biodiversity - Status of the Earth's Living Resources: A Report Compiled by the World Conservation Monitoring Centre*. Chapman and Hall, London, New York.
- Hambler C., 2004. *Conservation - Studies in Biology*. Cambridge University Press, Cambridge. 368p.
- Herzog F., 2005. Agri-environment schemes as landscape experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 175-177.
- Hunter M. L. Jr., Gibbs J.P., 2007. *Fundamentals of conservation biology*. 3rd edition. Blackwell, Malden, Massachusetts.
- Inchausti P., Bretagnolle V., 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in agricultural habitats *Biological Conservation* 122, 375-384
- Jiguet F., Ollivier D., 2002. Male phenotypic repeatability in the threatened Little Bustard *Tetrax tetrax*: a tool to estimate turnover and dispersal. *Ardea* 90, 43-50. Jiguet F., Wolff A., 2000. Déterminer l'âge et le sexe des Outardes canepetières *Tetrax tetrax* à l'automne. *Ornithos* 7, 30-35.
- Jiguet F., 2001. Défense des Ressources, Choix du Partenaire et Mécanismes de Formation des Leks chez l'Outarde Canepetière. PhD thesis. Université Paris 6, Paris.
- Jiguet F., Arroyo B., Bretagnolle V., 2000. Lek mating systems: a case study in the Little Bustard *Tetrax tetrax*. *Behavioural Processes* 51, 63-82.
- Jolivet C., Bretagnolle V., 2002. L'Outarde canepetière en France: évolution récente des populations, bilan des mesures de sauvegarde et perspectives d'avenir. *Alauda* 70, 93-96.
- Jolivet C., 1997. L'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France : le déclin s'accroît. *Ornithos* 4, 73-77.
- Jolivet C., 1996. L'Outarde canepetière, *Tetrax tetrax*, en déclin en France-situation en 1995. *Ornithos* 3, 73-77.
- Julliard R., Jiguet F., Couvet D., 2004. Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* 10, 148-154.

- Kleijn D., Sutherland W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947-969.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gillissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, letters to Nature 413, 723-725.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N., Smit J., Brak B., Groeneveld R., 2004. Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18, 775-786.
- Lambin E.F., Geist H.J., Lepers E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions, *Annual Review of Environment and Resources* 28, 205–241.
- Latraube F., Boutin J.M., 2008 L'outarde canepetière : Quelle évolution en milieux cultivés ? Exemple dans les Deux-Sèvres. *Faune Sauvage* 279, 12-19.
- Lepart J., Marty P., 2005. La mise en oeuvre du réseau Natura 2000 : questions à l'écologie scientifique. In: *Natura 2000 : de l'injonction européenne aux négociations locales* (Dubois J. & Maljean-Dubois S., Eds.), pp. 27-44. La Documentation Française, Paris.
- Maiorano L., Falcucci A., Garton E.O., Boitani L., 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to biodiversity conservation in Italy. *Biological Conservation* 21, 1433-1444.
- Merckx T., Feber R.E., Riordan P., Townsend M.C., Bourn N.A.D., Parsons M.S., Mc Donald D.W., 2009. Optimizing the biodiversity gain from agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130, 177-182.
- Morales M.B., Bretagnolle V., Arroyo B.E., 2004. Viability of the endangered Little Bustard *Tetrax tetrax* population of western France. *Biodiversity and Conservation* 14, 3135–3150.
- OECD, 2008. "Tendances par pays de l'OCDE des conditions environnementales liées aux activités agricoles depuis 1990 : France", in OECD, *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990*, OECD Publishing. doi: [10.1787/9789264040946-13-fr](https://doi.org/10.1787/9789264040946-13-fr)
- Panek M., 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology* 34, 787-792
- Pimental D., Stachow U., Takacs A., Brubaker W., Dumas A.R., Meaney J.S. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 432, 354–362.
- Potts G.R., 1997a Europe's changing farmed landscapes. In: Pain, D. & Pienkowski, M.. *Farming and birds in Europe*. Academic Press.
- Potts G.R., 1997b. Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds) *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London, pp. 150-177.
- Robinson R., Sutherland W., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, 157-176.
- Rocamora G., Yeatman-Berthelot, D., 1999. Oiseaux menacés et à surveiller en France. *Société d'Etudes Ornithologiques de France, Ligue pour la Protection des Oiseaux*.
- Salamolard M., Bretagnolle V., Boutin J.M., 1996. Habitat use by Montagu's harrier, Little Bustard and Stone Curlew in Western France: crop types and spatial heterogeneity. In: Fernandez Gutierrez J., Sanz-Zuasti J. (Eds.), "Conservacion de las Aves Esteparias y su Habitat", Junta de Castilla y Leon, Valladolid. 1996, 209-220
- Tucker G., Heath M. (eds) 1994. *Birds in Europe. Their Conservation Status*. Birdlife International, Cambridge.
- Uilhoorn H.M.G., 1996. Weidevogelinventarisatie in de Terschellingerpolder in 1995. LBL Publikatie N°92. Dienst Landinrichting en Beheer Lanbouwgronden, Utrecht.
- Van Buel H., Vergeer J.W., 1995. Weidevogels van de relatienotagebieden waterland en Zeevang in 1993. LBL Publicatie N° 78. Bureau van Buel, Wouwe Plantage / Dienst Landinrichting en Beheer Lanbouwgronden, Utrecht.
- Vickery J.A., Bradbury R.B., Henderson I.G., Eaton M.A., Grice P.V., 2005. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation* 119, 19-39.

Waliczky Z., 2010. Un tournant pour la faune et la flore sauvages en Europe ? Un rapport de BirdLife International sur les progrès de l'Union Européenne pour enrayer la perte de la biodiversité. The Royal Society for the Protection of Birds. 21p.

Wolff A., 2010. Plan de Gestion 2010-2014 Section A : Diagnostic et enjeux, Réserve des Coussouls de Crau. 212p.

Wolff, A., Dieuleveut, T., Martin, J.-L. & Bretagnolle, V. 2002. Landscape context and Little Bustard abundance in a fragmented steppe: implications for reserve management in mosaic landscapes. *Biological Conservation* 106, 211–220.

Wolff A., Paul J.P., Martin J.L., Bretagnolle V., 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of little bustard. *Journal of Applied Ecology* 38, 963-975.