



HAL
open science

Impact des pratiques agricoles sur les communautés d'oiseaux: l'exemple du Haut-Doubs

Dominique Michelat, Gérard Vionnet, Patrick Giraudoux

► **To cite this version:**

Dominique Michelat, Gérard Vionnet, Patrick Giraudoux. Impact des pratiques agricoles sur les communautés d'oiseaux: l'exemple du Haut-Doubs. *Nos Oiseaux*, 2015, 62, pp.67-90. hal-01149954

HAL Id: hal-01149954

<https://hal.science/hal-01149954v1>

Submitted on 12 Jul 2024

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.

IMPACT DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LES COMMUNAUTÉS D'OISEAUX :

L'EXEMPLE DE PRAIRIES DANS LE HAUT-DOUBS

DOMINIQUE MICHELAT, GÉRARD VIONNET & PATRICK GIRAUDOUX



G. Vionnet

Exploitation du Montrantsant, Doubs, France. Au centre : prairies éloignées des zones boisées ; en haut à droite : prairies en lisières forestières exposées à l'est. 11 mai 2010.

Les modes d'exploitation des milieux agricoles conditionnent la richesse et l'abondance des espèces. Le suivi ornithologique d'une exploitation agricole biologique dans le Haut-Doubs, qui prend spécialement soin des milieux favorables à la faune et à la flore sauvages, nous a permis de comparer son peuplement avien avec les exploitations voisines, conventionnelles.

Parmi l'avifaune d'Europe de l'Ouest, une grande partie des espèces d'oiseaux nicheurs dépend des milieux agricoles. Ces habitats concentrent donc de très forts enjeux pour leur conservation (LE ROUX *et al.* 2008). Or, c'est parmi ce groupe que l'on trouve les espèces qui connaissent les plus forts déclinés (DONALD *et al.* 2006 ; FILIPPI-CODACCIONI *et al.* 2010) et la proportion la plus importante d'espèces menacées (environ 125). L'intensification des pratiques

agricoles est la principale cause de ces raréfactions (BROYER & CURTET 2005). Sensibles dès le milieu du XX^e siècle, ces déclinés très importants ont amené certaines espèces à des niveaux de population qui les rendent particulièrement vulnérables aux autres facteurs d'extinction, notamment les changements globaux, la pollution... (MACLAUGHLIN & MINEAU 1995 ; CHAMBERLAIN *et al.* 2000 ; DONALD *et al.* 2001).

Grâce au programme PAN EUROPEAN COMMON



Figure 1 – Situation de la zone d'étude. Le trait bleu montre la limite de l'exploitation agricole du Montrainsant ; les points jaunes sont les IPA placés dans l'exploitation du Montrainsant et les rouges les IPA placés dans les exploitations en périphérie.

BIRD MONITORING SCHEME (2010), décliné sous la forme du programme STOC-EPS en France (JULLIARD & JIGUET 2002) et Swiss Bird Index en Suisse (ZBINDEN *et al.* 2005), nous disposons d'indices permettant de connaître l'évolution des populations des différentes espèces d'oiseaux nicheurs communs dans le contexte biogéographique de notre zone d'étude, mais également des groupes d'espèces selon les milieux qu'elles fréquentent (espèces forestières, espèces caractéristiques des milieux agricoles...) ou encore selon leur statut (sédentaires, migratrices partielles, migratrices transsahariennes...). Ainsi, on sait qu'au sein de l'Union Européenne, les effectifs de 36 espèces d'oiseaux caractéristiques des milieux agricoles ont chuté de 21 % entre 1990 et 2005, et même de 48 % sur la période 1980-2011 (PAN EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING SCHEME 2011).

La France et la Suisse n'échappent pas à ce constat. Entre 1989 et 2009, la France a perdu 25 % de ses effectifs d'oiseaux nicheurs en milieu agricole et, après une relative stabilisation au milieu des années 2000, une nouvelle baisse est enregistrée en 2009. A titre d'exemple, les effectifs d'Alouette des champs

Alauda arvensis ont chuté de 30 % en 20 ans et la Linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* a vu ses populations fondre de 72 % durant la même période (JULLIARD & JIGUET 2005; JIGUET & MOUSSUS 2010; VIGIE-NATURE 2011). En Suisse, entre 1988 et 2006, les espèces caractéristiques du paysage agricole ont vu leurs effectifs chuter d'environ deux tiers dans la vallée du Rhône (SIERRO *et al.* 2009).

En 2000, la France s'était engagée aux côtés d'autres Etats européens à mettre fin au recul de la biodiversité. En 2010, les bilans montrent qu'à petite échelle (et donc sur de grandes surfaces), l'objectif fixé n'est pas atteint, notamment en ce qui concerne les oiseaux nicheurs les plus menacés. Les populations de nombreuses espèces continuent de régresser ou stagnent à un niveau très bas. En Suisse, également signataire de cet engagement, le suivi à long terme de l'évolution des populations de 38 espèces d'oiseaux caractéristiques des zones agricoles permet de calculer un indice d'évolution des populations de ce groupe d'oiseaux. Sur la période 1990-2009, cet indice montre une tendance au déclin jusque dans les années 2000, suivie d'une

évolution positive, qui ramène cet indice pratiquement aux valeurs enregistrées au début du suivi (KELLER *et al.* 2010). Une analyse plus fine révèle qu'en fait cette relative stabilité tient, en partie, à l'augmentation de six espèces particulièrement opportunistes, parmi lesquelles la Corneille noire *Corvus corone*, le Corbeau freux *C. frugilegus*, la Pie bavarde *Pica pica* et le Moineau friquet *Passer montanus*. A l'opposé, 12 espèces présentent une évolution négative, dont l'Alouette des champs, le Tarier des prés *Saxicola rubetra* et la Grive litorne *Turdus pilaris*. Un autre indice calculé sur la base de 27 espèces liées aux milieux agricoles, et dont les populations doivent être conservées et favorisées, indique une nette tendance à la baisse. Ces diminutions sont cependant d'une ampleur nettement trop grande pour trouver leur cause dans le recul de la surface des terres agricoles sous l'effet de l'urbanisation croissante (BIRREY *et al.* 2011).

D'une manière générale, les systèmes prairiaux les plus riches en espèces sont ceux qui sont peu productifs. Ces milieux sont en décroissance importante en Europe, soit par intensification, soit, à l'inverse, par abandon (BAKKER & BERENDSE 1999; STRUKER 2005). Désormais, ils sont localisés dans des régions où l'intensification agricole est peu marquée (BAKKER & BERENDSE 1999; HODGSON *et al.* 2005; POSCHOLD *et al.* 2005). Selon BROYER & CURTET (2005), les peuplements d'oiseaux prairiaux ne subsistent en France que dans deux paysages particuliers: les prairies d'altitude et les plaines alluviales inondables. Pour plusieurs espèces aujourd'hui menacées de disparition, les régions de montagne, et notamment de moyenne montagne, jouent le rôle de zones refuges et accueillent désormais les populations numériquement importantes. Le Milan royal *Milvus milvus*, le Tarier des prés, toutes deux classées en liste rouge en Franche-Comté et en France (LIGUE POUR LA PROTECTION DES OISEAUX DE FRANCHE-COMTÉ 2008; UICN *et al.* 2011), sont des exemples de ces situations. Ces deux espèces ont pratiquement disparu de plaine en Franche-Comté en tant que nicheuses et les populations importantes subsistent au-dessus de 600 m pour le Milan royal et de 800 m pour le Tarier des prés. Bien que la situation soit moins dramatique que dans les grandes

régions céréalières et que la biodiversité y soit encore élevée, on note néanmoins un recul des espèces caractéristiques des milieux agricoles les plus menacés dans les régions d'élevage dans le Jura suisse (OFAG 2009) ou dans le Jura français. C'est le cas par exemple du Rôle des genêts *Crex crex*, de la Pie-grièche grise *Lanius excubitor*, du Tarier des prés (LEFRANC & PAUL 2011; MICHELAT *et al.* 2012).

Dans le contexte d'agriculture de moyenne montagne tournée vers l'élevage, l'intensification s'accompagne d'une augmentation de la taille des parcelles, d'une fertilisation généralement plus importante à base d'engrais organiques ou chimiques, de fauches plus précoces, plus nombreuses, plus rapides et réalisées sur une durée nettement moindre et parfois d'un drainage profond. Jusqu'au début des années 2000, les prairies d'altitude ont été relativement épargnées. Cependant, l'intensification s'y fait désormais également sentir avec l'utilisation d'engrais jusque sur les pelouses d'alpage jurassien.

Cette évolution se traduit indéniablement par une diminution de l'hétérogénéité à toutes les échelles:

- à celle des parcelles, qui sont de plus en plus grandes et homogènes, par disparition des habitats de lisières (chemins, murets, arbres isolés, haies, talus, fossés...),
- mais également à celle des régions, qui sont tournées vers une agriculture spécialisée,
- et à celle du paysage, qui devient quasiment identique sur de vastes surfaces (BENTON *et al.* 2003).

Cette évolution conduit à une baisse de la diversité à l'échelle de ce dernier. Le morcellement du paysage (réduction de la taille des parcelles, présence de haies) semble indispensable à un maintien d'une forte diversité biologique (VAN ELSSEN 2000), même si certaines espèces (outardes, courlis par exemple) ont besoin de grandes étendues homogènes. L'abandon des terres agricoles s'accompagne quant à lui de la fermeture du milieu, qui évolue vers un stade forestier et se traduit également par la disparition des espèces liées aux milieux ouverts.

Jusqu'à présent, les ornithologues ont bien documenté la baisse des effectifs des populations d'oiseaux des paysages agricoles. Sur

Tabl. 1 – Comparaison des caractéristiques de l'exploitation agricole du Montrantsant et des limitrophes. En *italique* apparaissent les mesures qui relèvent de la charte personnelle de l'exploitant; en **gras**, celles du cahier des charges de l'agriculture biologique.¹

	Exploitation du Montrantsant	Exploitations limitrophes
Type d'agriculture	Biologique: AB certification Ecocert , avec <i>charte personnelle originale pour protection de la biodiversité et de la naturalité maximale des surfaces.</i>	Conventionnelle du Haut-Doubs, respectant la charte de qualité de l'AOP Comté.
Utilisation des surfaces	Système pâturé en intégralité; faible nombre de parcelles <i>fauchées tardivement</i> (moins de 15 % de la SAU). Aucun regain. Les effets bénéfiques du grand herbivore sur le fonctionnement de l'écosystème (MARELL <i>et al.</i> 2012) sont optimisés.	Environ 60 % pâtures et 40 % prairies de fauche, dont certaines jamais pâturées. Ecologiquement: limitation de « l'effet facilitant » lié à la présence de grands herbivores (DANELL <i>et al.</i> 2006).
Troupeau	Estivage de 45 vaches allaitantes (mai-oct.) et de 25 génisses laitières; pension de 10 chevaux à l'année et 25 en hiver; atelier de bovins <i>rustiques</i> pour pâturage estival en sites protégés (Réserve naturelle du lac de Remoray et site Natura 2000), élevage et dressage de chevaux, basse-cour, ovins, potager.	Pour chaque ferme, en moyenne 70 bovins montbéliards (50 vaches laitières et une vingtaine de génisses et veaux). Cependant, les parcelles échantillonnées dans cette étude, éloignées de la ferme, sont utilisées uniquement par des génisses et pour la fauche.
Type de production	Viande, chevaux de travail et loisirs, <i>services écologiques</i>	Lait à Comté, génétique laitière.
Pression de pâturage	<i>Autour de 1 UGB/ha.</i>	Environ 1,2 à 1,4 UGB/ha.
Productivité par animal	Moyenne	Moyenne à très élevée selon les cas (Vaches Laitières Haute Production).
Traitements antiparasitaires	Traitements collectifs et prophylactiques bannis (sauf une année exceptionnelle en 10 ans), mais instaurés au cas par cas lorsque le diagnostic est posé.	Traitement préventif contre les parasites de façon systématique avant la mise à l'herbe, souvent avec de l'ivermectine.
Éléments fixes du paysage	<i>Murets de pierres sèches, bosquets, tas de branches ou bois pourrissants conservés, zones humides et mares maintenues.</i>	Pas systématiquement conservés; la suppression des haies et buissons est avérée.
Pâturage	Animaux présents en très faible charge (0,2 UGB/ha) du 20 oct. au 20 mai. <i>Chargement utile tardif, après le 20 mai, sous forme de pâturage tournant: dernières parcelles en réserve tardive pâturées après le 20 juil. (ou fauchées après le 14 juil.)</i>	Voisin le plus intensif: déprimage début mai, 1 ^{re} fauche début juin, 2 ^e fauche 35 à 45 jours plus tard, puis un ou deux pâturages selon l'année.
Intrants chimiques sur les prairies	Aucun.	250 kg/ha d'un mélange phosphate-potasse au printemps, de 100 kg/ha d'ammo-nitrates après les foins; très variable selon les voisins et les années.
Fumure et effluents	Système fumier/compost en fumière extérieure (non couverte) en site choisi et surveillé avec <i>très peu de jus. Ni lisier ni purin.</i> 150 tonnes annuelles réparties de manière tournante sur une douzaine d'hectares.	Production de lisier pour trois des six exploitations limitrophes, les trois autres produisant du fumier. Apport en lisier, fumier ou compost en automne, le cas échéant sur la totalité des surfaces.
Produits phytosanitaires	Aucun.	Selon les cas, herbicide type Roundup (ND), débroussaillant type Chardol (ND).
Composition floristique	<i>Très équilibrée en dicotylédones par rapport aux graminées.</i>	Graminées dominantes à très dominantes.
Maturité foin	<i>Tardive.</i>	Précoce.
Conduite des surfaces/ quantité de matière sèche produite / ha / an	<i>Extensive/très moyenne.</i>	Intensive à très intensive/élevée à très élevée.
Productivité fourragère	<i>Peu élevée, mais prolongée au fil de l'été; prairies « plates »</i> (DACCORD 1991; BROYER 1997), <i>très extensives, autour de 35 quintaux/ha.</i>	Productivité totale importante, jusqu'à 50 quintaux/ha.
Biodiversité floristique	<i>Forte: « prairies fleuries ». 180 espèces de plantes répertoriées.</i>	Faible: richesse environ 40 % inférieure aux prairies du Montrantsant.
Associations végétales présentes	Cinq associations de trois habitats Natura 2000: prairies de fauche de montagne (<i>Alchemillo-Brometum</i> et <i>Euphorbio-Trisetetum</i>), pelouses calcicoles (<i>Gentiano-Brometum</i>) et prés humides oligotrophes montagnards (<i>Trollio-Molinietum</i>). Présence historique de l'association fleurie de l' <i>Euphorbio-Trisetetum</i> . Absence des taxons eutrophes, majoritaires aujourd'hui en prairies de montagne (type <i>Lolio-Cynosuretum</i> , etc.)	<i>Lolio-Cynosuretum</i> ou de l' <i>Heracleo-Brometum</i> , groupements eutrophes fortement impactés par les activités agricoles, à côté de petites surfaces d' <i>Alchemillo-Brometum</i> et de <i>Gentiano-Cynosuretum</i> .

¹ Le cahier des charges de l'agriculture biologique et la charte personnelle de l'exploitant peuvent être envoyés sur simple demande adressée à : gerard.vionnet@espaces-naturels.fr

	Exploitation du Montrantsant	Exploitations limitrophes
Lutte contre les campagnols	Piégeage occasionnel des campagnols en début de pullulation; pas de passage de rabots.	Usage ponctuel d'un rodenticide (bromadiolone) et usage printanier systématique du rabot herse à taupinières.
Sol	<i>Passages mécanisés très limités; parfois zéro par an en plein pour éviter le tassement des sols.</i>	Un à plusieurs passages en plein par année.
Technique de fauche	<i>Centrifuge.</i>	Centripète.
Mise en défens	<i>Mise en défens des secteurs de nidification à Caille des blés, Alouette des champs, Pipit farlouse, Pipit des arbres, Tarier des prés.</i>	Aucune mise en défens constatée.

cette base, ils ont fait des propositions de gestion pour maintenir la biodiversité dans ces paysages (DOCUMENTATION FRANÇAISE 2012; HENNIQUE et al. 2013, etc.), et également par le biais des mesures agro-environnementales territorialisées (dispositif MAETER et DOCOB des sites Natura 2000).

Le rapport réalisé par ORÉADE-BRÈCHE (2005) sur l'évaluation des mesures agro-environnementales cite de nombreuses études qui démontrent les effets positifs de la mise en œuvre de ces mesures sur la biodiversité, mais les auteurs concluent sur le manque d'études confirmant l'effet bénéfique des mesures de réduction des transferts d'engrais et de pesticides et de conservation d'habitats pour les espèces remarquables menacées. Ce même rapport ajoute que même si la mise en pratique des mesures agro-environnementales se traduit généralement par des effets positifs sur les milieux, la faune et la flore, il n'est pas toujours possible d'extrapoler ces résultats pour d'autres sites et d'autres espèces. Les auteurs conseillent donc d'accumuler les études locales permettant de répondre à la question de la relation entre les conduites agricoles plus respectueuses de l'environnement et leurs effets attendus sur la biodiversité et les niveaux de populations des espèces présentes. KLEIJN & SUTHERLAND (2003) font également le constat du manque de recherches ayant pour objectif d'évaluer l'efficacité des programmes agro-environnementaux.

Le présent travail répond à ces demandes. Il a pour objet de comparer l'avifaune d'une exploitation agricole qui applique des propositions de gestion favorables à la flore et la faune avec celles des exploitations situées immédiatement en périphérie et qui appliquent une gestion

désormais classique dans une région d'élevage comme le Haut-Doubs. Il a pour originalité de porter sur des exploitations herbagères, constituées exclusivement de prairies naturelles situées en zone de moyenne montagne.

Matériel et méthodes

Présentation de la zone d'étude

La zone d'étude se trouve sur le deuxième plateau du Jura, à environ 850 m d'altitude, dans le département du Doubs. Elle s'étend sur les communes de Malpas, La Planée, Labergement-Sainte-Marie et Vaux-et-Chantegrue (fig. 1).

Le paysage est un petit synclinal de 750 m à 1 km de large, orienté nord-est/sud-ouest et exploité en prairies pâturées et prairies de fauche. Ce val est encadré de deux reliefs boisés culminant à un peu plus de 900 m d'altitude.

Les exploitations agricoles sont tournées vers l'élevage bovin, majoritairement pour la production de lait en vue de la fabrication du fromage de Comté et dans une moindre mesure la production de viande, et l'élevage équin. Le fond de ce val est parcouru par un petit cours d'eau qui circule au sein d'une dépression humide. Les forêts sont constituées en grande partie de résineux (hêtraie sapinière de montagne, pessière) et les lisières exposées au soleil levant contiennent de nombreuses essences à feuilles caduques. Le peuplement forestier est relativement jeune en bordure des exploitations agricoles. L'habitat humain est presque absent, puisque seules deux grosses



G. Vionnet

Exploitation du Montrainsant, Doubs, France. Prairies éloignées des zones boisées; ferme d'habitation; prairies entourées de forêts. 12 juin 2010.

fermes et trois bâtiments servant de refuges pour le bétail («loges») sont présents. Les villages les plus proches sont éloignés de 2 et 2,5 km.

L'exploitation du Montrainsant s'étend sur une superficie de 60 ha. Cette surface est occupée par des prairies permanentes naturelles (pâturage et fauche), quelques bosquets, haies et arbres isolés, de petites zones humides avec un petit plan d'eau et un cours d'eau. Le système d'exploitation des surfaces est essentiellement pâturé: 95 % contre 5 % de prairies de fauche.

La ferme est subdivisée en quatre ateliers: 1) estivage de 45 vaches allaitantes de mai à octobre et de 25 génisses laitières; 2) pensions de chevaux: 10 individus à l'année et 25 en hiver; 3) atelier de bovins rustiques pour pâturage estival en sites protégés (Réserve naturelle du lac de Remoray et site Natura 2000); 4) élevage et dressage de chevaux. S'y ajoutent des petits ateliers divers pour autoconsommation et/ou vente de proximité: basse-cour, ovins, potager...

L'exploitation se caractérise par une forte orientation en faveur de la biodiversité, avec

un plan de gestion écologique et la mise en place de suivis de la flore et de la faune en relation avec des programmes scientifiques (COLLAUD 2008; DIETRE 2010; MAUCHAMP 2012; MAUCHAMP *et al.* 2013).

Le tableau 1 compare les caractéristiques de l'exploitation agricole du Montrainsant et des exploitations agricoles limitrophes.

Plan d'échantillonnage

Le peuplement d'oiseaux a été évalué par la méthode des Indices ponctuels d'abondance (IPA) (BLONDEL *et al.* 1970; WILLIAMSON & TOMIALOJC 1977; BLONDEL *et al.* 1981). Selon le protocole, deux passages avec récolte de données de vingt minutes par point d'écoute ont été réalisés (début et fin du printemps), en matinée, par beau temps et absence de vent. La récolte des données a été réalisée entre 6h30 et 9h00 lors du premier passage, entre 6h00 et 9h00 lors du second. Pour chaque point d'écoute, le meilleur indice des deux passages a été retenu pour l'analyse.

Au maximum, six IPA ont été effectués au cours d'une même matinée. Les premiers

passages ont été réalisés entre le 27 et le 29 avril 2011 et les deuxièmes entre le 11 et 13 juin 2011.

La valeur 1 est attribuée à une espèce pour tout contact visuel ou auditif avec un couple, un nid occupé, une famille, un adulte transportant de la nourriture, un mâle chanteur et la valeur 0,5 à un oiseau seul ne chantant pas. Les valeurs par espèce et par passage sont additionnées jusqu'à un indice maximum de 5.

Afin de s'affranchir des variables « paysage » et « météorologie », nous avons comparé les résultats des points d'écoute proches géographiquement, situés dans des milieux et des expositions géographiques comparables, mais exploitées de manières différentes d'un point de vue agricole. Ainsi, pour chaque IPA placé sur l'exploitation du Montrainsant, nous avons placé un IPA dans un paysage et une exposition géographique comparables sur une exploitation agricole limitrophe. Cette situation fut facilitée par le fait que l'exploitation du Montrainsant se trouve dans une combe et qu'il était aisé de choisir des points en amont ou en aval ayant une même exposition. Les différents milieux ont été échantillonnés en fonction de leur abondance. Comme il n'y a qu'une habitation sur l'exploitation agricole du Montrainsant, nous avons choisi une habitation (hors agglomération) à proximité. La situation était identique pour l'enclave forestière (une seule au Montrainsant). Par contre, les prairies en lisières forestières et les prairies éloignées des zones boisées sont plus étendues au Montrainsant et en périphérie et, par conséquent, nous avons pu effectuer plusieurs IPA dans chacun de ces types de milieux.

Les points ont été placés de manière à éviter les doubles comptages. En raison de la superficie de l'exploitation du Montrainsant, il n'a pas été possible de placer plus de huit IPA sur cette exploitation. Huit points d'écoute ont donc été répartis dans les exploitations périphériques, à raison de deux IPA (un sur chaque type d'exploitation agricole) dans des prairies entourées de forêts, quatre IPA (deux fois deux) en prairies pâturées situées en lisières forestières exposées à l'est, quatre IPA (deux fois deux) dans des prairies humides en limite de marais, quatre IPA (deux fois deux) en prairies éloignées des zones boisées, deux IPA (une sur chaque type

d'exploitation agricole) à proximité des fermes d'habitation.

Pour limiter l'impact de la météorologie le jour du recensement, les IPA ont été réalisés par paires : les mêmes milieux ont été prospectés le même matin et nous avons alterné un IPA sur l'exploitation du Montrainsant avec un IPA sur les exploitations limitrophes. Par exemple, le premier matin, ont été réalisés un IPA en lisière forestière sur une exploitation limitrophe du Montrainsant, puis les deux IPA en lisière forestière sur l'exploitation du Montrainsant et enfin l'autre IPA en lisière forestière sur une exploitation limitrophe. Les alternances ont été maintenues durant les autres matinées de réalisation des IPA.

Analyse des données

Dans le but de cerner l'impact des pratiques agricoles sur le peuplement d'oiseaux, nous avons comparé, pour chaque espèce, le total des scores IPA obtenus sur les huit IPA de chaque échantillon (tabl. 2).

Dans un deuxième temps, les espèces ont été groupées selon le milieu dont elles sont caractéristiques. Cette répartition a été réalisée d'une part selon le classement proposé par FERRY (1973) pour les oiseaux nicheurs de Côte d'Or et d'autre part selon le classement établi sur la base de l'analyse des données STOC-EPS en France (VIGIE-NATURE 2011).

Afin de mesurer l'impact des pratiques agricoles sur le peuplement d'oiseaux, nous avons comparé les indicateurs suivants sur les deux groupes d'IPA :

- ^(1 & 2) richesse totale et richesse moyenne par IPA pour chaque type d'exploitation agricole ;
- ⁽³⁾ indice de l'abondance du peuplement d'oiseaux sur chaque type d'exploitation agricole (obtenu en effectuant la somme des scores des différentes espèces pour les huit IPA de chaque type d'exploitation) ;
- ^(4 & 5) richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des milieux agricoles, selon le classement basé sur le programme STOC-EPS en France (VIGIE-NATURE 2011) et pour chaque type d'exploitation agricole ;

Tabl. 2 – Comparaison des sommes des scores IPA sur l'exploitation agricole du Montrainsant et des IPA effectués dans les zones agricoles en périphérie immédiate. En **gras**, les espèces dont la différence est significative au seuil alpha <0,05; en *italique*, au seuil alpha <0,08.

	Milieu caractéristique (FERRY 1973)	Milieu caractéristique (VIGIE-NATURE 2011)	Scores totaux des 8 IPA Montrainsant	Scores totaux des 8 IPA en périphérie
Héron cendré	aquatique		3.0	1.5
Canard colvert	aquatique		0.0	0.5
Milan noir	forêt dégradée		0.5	2.5
Milan royal	forêt dégradée		1.5	1.0
Epervier d'Europe	forêt pure		0.5	0.0
Buse variable	forêt pure		1.5	5.0
Caille des blés	habitat découvert		1.0	2.0
Pigeon ramier	forêt pure	autre	4.0	5.5
Coucou gris	forêt dégradée	autre	4.0	4.0
Martinet noir	rupestre & bâtiment	urbain	0.5	2.5
Pic vert	forêt pure	autre	0.0	2.0
Pic noir	forêt pure	forestier	0.5	0.0
Pic épeiche	forêt pure	autre	2.5	3.5
<i>Alouette des champs</i>	<i>habitat découvert</i>	<i>agricole</i>	<i>10.5</i>	<i>5.5</i>
Hirondelle rustique	rupestre & bâtiment	agricole	4.5	6.0
Hirondelle de fenêtre	rupestre & bâtiment	urbain	0.5	6.0
Pipit rousseline	habitat découvert		1.0	0.0
Pipit des arbres	forêt dégradée	forestier	13.0	10.0
Pipit farlouse	habitat découvert	agricole	5.5	6.5
Bergeronnette printanière	habitat découvert	agricole	0.0	0.5
Bergeronnette grise	habitat découvert	urbain	7.0	4.5
Troglodyte mignon	forêt pure	autre	4.5	5.0
Accenteur mouchet	forêt dégradée	autre	6.0	7.0
Rougegorge familier	forêt pure	autre	7.0	7.0
Rougequeue noir	rupestre & bâtiment	urbain	6.0	6.0
Rougequeue à front blanc	forêt pure	forestier	0.0	0.5
Tarier des prés	habitat découvert	agricole	13.5	3.5
Tarier pâtre	forêt dégradée	agricole	3.0	5.0
Merle noir	forêt pure	autre	12.5	10.0
Grive litorne	forêt dégradée	autre	5.0	4.0
Grive musicienne	forêt pure	autre	11.0	11.0
Grive draine	forêt pure	forestier	9.0	5.5
Locustelle tachetée	aquatique	humide	1.0	0.0
Rousserolle verderolle	aquatique	humide	2.0	2.5
Fauvette grisette	forêt dégradée	agricole	3.0	2.0
Fauvette des jardins	forêt dégradée	autre	1.0	3.0
Fauvette à tête noire	forêt dégradée	autre	17.0	21.0
Pouillot véloce	forêt dégradée	forestier	7.0	7.0
Pouillot fitis	forêt dégradée	autre	11.0	14.0
Roitelet huppé	forêt pure	forestier	2.0	3.0
Roitelet à triple bandeau	forêt pure	forestier	3.0	3.0
Gobemouche gris	forêt pure	autre	2.5	0.0
Gobemouche noir	forêt pure	forestier	0.5	0.0
Mésange à longue queue	forêt pure	autre	0.0	1.0
Mésange nonnette	forêt pure	forestier	4.5	5.0
Mésange boréale	forêt dégradée	agricole et forestier	0.0	0.5
Mésange huppée	forêt pure	forestier	0.5	1.5
Mésange noire	forêt pure	forestier	14.0	12.0
Mésange bleue	forêt pure	autre	1.0	1.5
<i>Mésange charbonnière</i>	<i>forêt pure</i>	<i>autre</i>	<i>4.0</i>	<i>7.0</i>
Sittelle torchepot	forêt pure	forestier	4.0	1.0
Grimpereau des bois	forêt pure	forestier	1.0	2.0
Pie-grièche écorcheur	forêt dégradée	agricole	1.0	1.5
Geai des chênes	forêt pure	forestier	1.5	0.5
Pie bavarde	forêt dégradée	autre	1.0	0.0
Cassenoix moucheté	forêt pure	forestier	1.0	1.5
Corneille noire	forêt dégradée	autre	6.5	9.5
Grand Corbeau	forêt pure	autre	1.5	1.5
Etourneau sansonnet	forêt dégradée	agricole	5.0	1.0
Pinson des arbres	forêt pure	autre	23.0	19.0
Serin cini	forêt dégradée	agricole	3.0	1.0
Verdier d'Europe	forêt dégradée	urbain	4.0	2.0
<i>Chardonneret élégant</i>	<i>forêt dégradée</i>	<i>urbain</i>	<i>9.5</i>	<i>3.0</i>
Linotte mélodieuse	forêt dégradée	agricole	6.5	4.0
Bec-croisé des sapins	forêt pure		0.5	0.0
Bouvreuil pivoine	forêt dégradée	forestier	2.0	2.0
<i>Bruant jaune</i>	<i>forêt dégradée</i>	<i>agricole</i>	<i>5.0</i>	<i>2.0</i>
Bruant des roseaux	aquatique	humide	1.0	0.0

Tabl. 3 – Résultats des indices calculés sur la base des guildes d'espèces caractéristiques des différents types de milieux. En gras, les espèces dont la différence est significative au seuil alpha <0,05; en italique, au seuil alpha <0,08.

	Montrantsant	Périphérie
Nbre total d'espèces	62	59
Nbre moyen d'espèces par IPA pour chaque type d'exploitation	27,9	26,5
Somme des scores des 8 IPA de chaque type d'exploitation	290	269
Nbre d'espèces des milieux agricoles (VIGIE-NATURE 2011)	11	13
<i>Nbre moyen de ces espèces par IPA pour chaque type d'exploitation</i>	<i>5,8</i>	<i>4,4</i>
Somme des scores des 8 IPA pour ces espèces	60,5	39,0
Nbre d'espèces des habitats découverts (FERRY 1973)	6	6
Nbre moyen de ces espèces par IPA pour chaque type d'exploitation	3,2	2,5
Somme des scores des 8 IPA pour ces espèces	38,5	22,5
Nbre d'espèces des forêts dégradées (FERRY 1973)	22	22
Nbre moyen de ces espèces par IPA pour chaque type d'exploitation	11,6	10,5
Somme des scores des 8 IPA pour ces espèces	115,5	107,0
Nbre d'espèces des milieux forestiers (VIGIE-NATURE 2011)	15	14
Nbre moyen de ces espèces par IPA pour chaque type d'exploitation	6	5,9
Somme des scores des 8 IPA pour ces espèces	63,5	54,5
Nbre d'espèces des forêts pures (FERRY 1973)	26	24
Nbre moyen de ces espèces par IPA pour chaque type d'exploitation	10,8	11,8
Somme des scores des 8 IPA pour ces espèces	117,5	114,5

- (6) indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux agricoles, selon le classement des espèces sur la base du programme STOC-EPS en France (VIGIE-NATURE 2011) et pour chaque type d'exploitation agricole (obtenu en effectuant la somme des scores des espèces caractéristiques des milieux agricoles pour les huit IPA de chaque type d'exploitation);
- (7 & 8) richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des habitats découverts par type d'exploitation agricole, selon le classement de FERRY (1973);
- (9) indice de l'abondance en espèces caractéristiques des habitats découverts, selon le classement de FERRY (1973) et pour chaque type d'exploitation agricole;
- (10 & 11) richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des forêts dégradées par type d'exploitation agricole, selon le classement de FERRY (1973);
- (12) indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts dégradées, selon le classement de FERRY (1973) et pour chaque type d'exploitation agricole;
- (13 & 14) richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des milieux forestiers, selon le classement basé sur le programme STOC-EPS

- en France (VIGIE-NATURE 2011) et pour chaque type d'exploitation agricole;
- (15) indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux forestiers, selon le classement basé sur le programme STOC-EPS en France (VIGIE-NATURE 2011) et pour chaque type d'exploitation agricole;
- (16 & 17) richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des forêts pures par type d'exploitation agricole, selon le classement de FERRY (1973);
- (18) indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts pures, selon le classement de FERRY (1973) et pour chaque type d'exploitation agricole.

Un test t pour échantillons appariés a été appliqué pour comparer les scores de chaque espèce recensée, mais également la richesse spécifique totale, la richesse spécifique moyenne par IPA et les scores de chaque guildes d'espèces (espèces caractéristiques des milieux ouverts, des milieux semi-ouverts, des milieux forestiers selon les classements de FERRY (1973) et de VIGIE-NATURE (2011)), entre les deux types d'exploitations agricoles, en posant comme hypothèse que la richesse spécifique et l'abondance devaient être plus élevées sur l'exploitation du Montrantsant, puisque les oiseaux y bénéficient de mesures conservatoires.



D. Pépin

Le Bruant jaune *Emberiza citrinella* est sensiblement plus abondant sur l'exploitation du Montrainsant que sur les exploitations limitrophes. 21 avril 2007.

Résultats

Le tableau 2 présente, pour chaque espèce, la somme des scores IPA obtenus pour les huit IPA réalisés sur l'exploitation agricole du Montrainsant et pour les huit autres IPA effectués dans les zones agricoles immédiatement en périphérie.

A un risque égal ou inférieur à 0,08, quatre espèces (une au risque 0,05) sont significativement plus abondantes sur l'exploitation du Montrainsant que sur les exploitations limitrophes. Il s'agit du Tarier des prés, de l'Alouette des champs, du Chardonneret élégant et du Bruant jaune.

A l'opposé, la Mésange charbonnière *Parus major* est plus abondante sur les exploitations situées en périphérie du Montrainsant. La présence de la Buse variable *Buteo buteo* est également plus forte dans les exploitations limitrophes, mais la méthode des IPA n'est pas adaptée à son cas.

Les résultats des 18 indices, et notamment ceux calculés sur la base des guildes d'espèces caractéristiques des différents types de milieux, sont présentés dans le tableau 3.

Richesse totale et richesse moyenne par IPA pour chaque type d'exploitation agricole^(1 & 2)

Au total, 68 espèces d'oiseaux ont été recensées au cours de ce travail. Parmi elles, 62 ont été contactées lors des huit IPA effectués sur l'exploitation agricole du Montrainsant et 59 lors des huit IPA répartis sur les exploitations limitrophes. Plus des trois quarts (N=53/68) sont communes aux deux types d'exploitations. Les espèces observées au Montrainsant et non contactées en périphérie sont l'Epervier d'Europe *Accipiter nisus*, le Pic noir *Dryocopus martius*, le Pipit rousseline *Anthus campestris* (migrateur), la Locustelle tachetée *Locustella naevia*, les Gobemouches gris *Muscicapa striata* et noir *Ficedula hypoleuca*, la Pie bavarde *Pica pica*, le Bec-croisé des sapins *Loxia curvirostra* et le Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus*. A l'opposé, les oiseaux notés lors des IPA effectués en périphérie et non contactés lors des IPA réalisés sur l'exploitation du Montrainsant sont le Canard colvert *Anas platyrhynchos*, le Pic vert *Picus viridis*, la Bergeronnette printanière *Motacilla*

flava (migratrice), le Rougequeue à front blanc *Phoenicurus phoenicurus*, la Mésange à longue queue *Aegithalos caudatus* et la Mésange boréale *Parus montanus*. A l'exception du Pic vert et du Gobemouche gris, le total des scores des huit IPA réalisés sur un type d'exploitation agricole ne dépasse pas 1 pour chacune de ces espèces. Il s'agit donc toujours d'espèces rares. Le Gobemouche gris obtient un score de 2,5 sur l'ensemble des huit IPA de l'exploitation du Montrantsant et le Pic vert 2 sur l'ensemble des huit IPA des exploitations en périphérie. La comparaison du nombre moyen d'espèces contactées par IPA ne révèle pas de différence significative entre les deux types d'exploitation.

Indice de l'abondance du peuplement d'oiseaux sur chaque type d'exploitation agricole⁽³⁾

Nous n'avons pas détecté de différence significative entre la somme des scores obtenus pour chaque espèce sur l'exploitation du Montrantsant (somme des scores égale à 290) comparée à celle de la périphérie (somme des scores égale à 269).

Richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des milieux agricoles^(4 & 5)

Selon ce classement, 11 espèces caractéristiques des milieux agricoles ont été contactées lors des IPA sur l'exploitation du Montrantsant et 13 en périphérie. Les deux espèces classées dans cette catégorie et absentes du Montrantsant sont la Bergeronnette printanière, migratrice sur la zone d'étude, et la Mésange boréale, classée également dans les milieux boisés. Pour chacune, un seul individu, non chanteur, a été contacté. La comparaison des échantillons révèle que le nombre d'espèces caractéristiques des milieux agricoles est en moyenne plus important sur chaque IPA de l'exploitation du Montrantsant que sur ceux des environs.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux agricoles⁽⁶⁾

Le total des scores des espèces des milieux agricoles est nettement supérieur sur l'exploitation du Montrantsant (60,5) que sur les exploitations en périphérie (39).

Richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des habitats découverts^(7 & 8)

Des six espèces contactées sur chaque type d'exploitation, cinq sont communes aux deux échantillons. Les deux qui diffèrent sont le Pipit rousseline, apparaissant sur l'exploitation du Montrantsant et la Bergeronnette printanière sur les exploitations en périphérie. Toutes deux sont migratrices sur la zone d'étude et le score de chacune d'elle est de 0,5.

La comparaison des IPA appariés ne révèle pas de différence selon les types d'exploitation agricole.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des habitats découverts⁽⁹⁾

La somme des scores des oiseaux caractéristiques des habitats découverts est nettement plus élevée sur l'exploitation agricole du Montrantsant (38,5) que sur celles situées en périphérie (22,5).

Richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des forêts dégradées^(10 & 11)

Vingt-deux espèces ont été contactées sur chacun des deux types d'exploitation. La comparaison des points d'écoute appariés ne révèle pas de différence entre les IPA du Montrantsant et ceux de la périphérie.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts dégradées⁽¹²⁾

La somme des scores sur les IPA du Montrantsant (égale à 115,5) ne montre pas de différence significative avec celle des IPA placés en périphérie (107).

Richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des milieux forestiers^(13 & 14)

Cette richesse spécifique est semblable sur les deux échantillons : 15 espèces sur le site du Montrantsant, contre 14 sur les sites limitrophes, avec 13 espèces communes aux deux ensembles. La comparaison des échantillons ne révèle pas de différence statistique entre les IPA de l'exploitation du Montrantsant et ceux de la périphérie.



D. Michelat

La mise en place de mesures favorables à la flore et à la faune se traduit par une abondance nettement plus importante de la population de Tarier des prés *Saxicola rubetra* sur l'exploitation du Montrainsant que sur les voisines qui appliquent une gestion classique dans une région d'élevage laitier. Houtaud F25, 27 mai 2013.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux forestiers⁽¹⁵⁾

La somme des scores de ces espèces est égale à 63,5 pour les IPA du Montrantsant et 54,5 pour les périphériques. La différence n'est pas significative.

Richesse totale et richesse moyenne par IPA en espèces caractéristiques des forêts pures^(16 & 17)

Cette richesse spécifique est presque identique sur les deux échantillons: 26 espèces sur le site du Montrantsant, contre 24 sur les sites limitrophes, pour un total de 29 – dont 21 communes aux deux types d'exploitation. La comparaison des échantillons ne révèle pas de différence significative entre les IPA du Montrantsant et ceux de sa périphérie.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts pures⁽¹⁸⁾

La somme des scores est égale à 117,5 pour les IPA du Montrantsant et 114,5 pour ceux placés en périphérie. Ces résultats ne montrent pas de différence significative.

Au bilan, les résultats de notre travail montrent que :

- l'avifaune est globalement la même sur l'exploitation agricole du Montrantsant que dans les environs proches en terme de richesse spécifique ;
- le peuplement aviaire est sensiblement plus abondant sur le site du Montrantsant qu'aux alentours ;
- cette différence s'explique surtout par un nombre d'oiseaux plus important dans la guildes des espèces liées aux paysages dépendant de l'activité agricole ;
- la différence d'effectifs est très importante pour les espèces caractéristiques des habitats découverts (c'est-à-dire pour les espèces qui n'ont pas besoin d'arbres), qui nichent au sol et sont donc très dépendantes des pratiques agricoles, comme le Tarier des prés ou l'Alouette des champs ;
- la différence d'effectifs est également marquée si l'on tient compte des espèces qui ont besoin d'une couverture herbacée mais qui tolèrent ou ont besoin de quelques arbres, comme le Chardonneret élégant

Carduelis carduelis et le Bruant jaune *Emberiza citrinella* ;

- la différence est moindre pour les espèces des forêts dégradées, fréquentant les milieux ouverts, mais ayant besoin de zones de buissons, de taillis, de haies. L'impact des pratiques agricoles est toujours sensible, car ces éléments fixes du paysage permettent aux oiseaux de trouver des petites zones où s'installer ;
- la différence devient très faible si on s'intéresse aux oiseaux des milieux forestiers et elle devient inexistante lorsque la comparaison ne porte que sur les espèces strictement forestières, qui n'ont plus besoin de prairies.

Discussion

La surface limitée de l'exploitation du Montrantsant a obligé à un nombre réduit de répliquas, ce qui limite la puissance discriminante des tests employés. Les résultats obtenus valident cependant un certain nombre de différences qui corroborent l'hypothèse que ce sont les pratiques agricoles mises en place sur l'exploitation du Montrantsant qui sont à l'origine des différences observées, non seulement pour le Tarier des prés, l'Alouette des champs, le Chardonneret élégant et le Bruant jaune, mais aussi pour les guildes d'espèces liées aux milieux ouverts.

L'abondance plus importante de la Mésange charbonnière sur les exploitations périphériques du Montrantsant pourrait s'expliquer par le fait que les forêts qui bordent les exploitations alentours sont plus riches en cavités que celles qui bordent le Montrantsant.

Par rapport aux exploitations limitrophes, celle du Montrantsant intègre les mesures agro-environnementales proposées dans les régions d'élevage pour maintenir la biodiversité (ORÉADE-BRÈCHE 2005). Dans le cas de notre travail, elles montrent clairement leur impact sur le peuplement d'oiseaux caractéristiques des milieux agricoles, y compris sur des espèces rares et menacées à l'échelle régionale comme le Tarier des prés.

D'autres études menées en Europe et en Amérique du Nord apportent des résultats similaires. Ainsi, la comparaison de l'avifaune



D. Michelat

Le Chardonneret élégant *Carduelis carduelis* est également favorisé par la gestion favorable à l'avifaune mise en place sur l'exploitation du Montrainsant. Sainte-Colombe F25, 23 février 2013.

nicheuse des dix exploitations agricoles biologiques et de dix conventionnelles, en 1990 en Ontario (Canada), a montré que la richesse spécifique et l'abondance totale étaient supérieures dans les premières fermes citées (FREEMARK & KIRK 2001). Les différences sont cependant parfois moins nettes. En Angleterre et au Pays-de-Galles, la comparaison de la richesse spécifique et celle de l'abondance d'oiseaux ont été suivies sur deux groupes de 22 exploitations agricoles (biologiques et traditionnelles) durant trois années en période de reproduction (avril à juillet), deux automnes (septembre à novembre) et deux hivers (décembre à février). Selon les années, la comparaison a porté respectivement sur 7, 17 et 13 paires d'exploitations agricoles. La diversité en espèces était significativement plus importante dans les champs exploités en agriculture biologique durant un printemps uniquement, mais pas les autres années ni aux autres saisons. La densité

d'Alouette des champs, la principale espèce nicheuse dans les prairies, est significativement plus importante dans les prés gérés en agriculture biologique (CHAMBERLAIN *et al.* 1999).

Cependant, la comparaison entre le peuplement d'oiseaux sur une surface d'environ 200 ha exploités en agriculture biologique et d'environ 2000 ha traités en agriculture conventionnelle en Finlande, n'a mis en évidence des différences significatives uniquement pour l'Alouette des champs et le Vanneau huppé *Vanellus vanellus*, mais aucune pour la densité d'oiseaux, la richesse en espèces, la diversité ou la biomasse. Les auteurs émettent l'hypothèse que l'impact de l'agriculture biologique est plus prononcé sur des paysages homogènes de grandes surfaces que sur des paysages en mosaïque de petites surfaces (PIHA *et al.* 2007).

D'une manière générale, la majorité des études de ce type conclut à l'effet bénéfique



de l'agriculture biologique sur la richesse spécifique et l'abondance des oiseaux, mais également d'autres groupes d'espèces (BEECHER et al. 2002 ; HOLE et al. 2005 ; BENGTTSSON et al. 2005). Une méta-analyse, basée sur 94 études réalisées au cours des 30 dernières années, montre que la richesse spécifique est d'environ 30 % supérieure dans les exploitations en agriculture biologique par rapport à celles en agriculture conventionnelle. Cette différence est d'autant plus grande que le pourcentage de terres cultivées est important et que l'intensification des pratiques est élevée (TUCK et al. 2014). Toutefois, les études portant sur la comparaison d'exploitations agricoles utilisant uniquement les prairies permanentes sont peu nombreuses (TUCK et al. 2014).

En Europe, dans la majorité des cas, les mesures agro-environnementales s'accompagnent d'un effet positif sur la richesse en espèces et/ou l'augmentation des populations d'espèces d'oiseaux cibles dans les exploitations contractantes (PEACH et al. 2001 ; AUSDEN & HIRONS 2002 ; COPE et al. 2003 ; ORÉADE-BRÈCHE 2005).

Dans le cas de notre étude, il est impossible d'évaluer l'influence de chacune des pratiques mises en place sur l'exploitation du Montrainsant sur le peuplement d'oiseaux, mais divers autres travaux permettent de se faire une idée. Des études sur l'avifaune des prairies de fauche ont montré que les oiseaux s'installent préférentiellement dans les parcelles pas ou peu fertilisées. Les engrais n'agissent pas par empoisonnement direct, mais ils modifient la structure et la composition de la végétation (diminution du nombre d'espèces végétales et croissance plus élevée), ce qui influe sur le choix du site de reproduction (BOISSENIN 2004 ; BROYER & CURTET 2005). Dans une étude réalisée dans le Limousin, DEROUAULT et al. (2009) ont mis en évidence que le Tarier des prés et le Tarier pâtre *Saxicola rubicola* ne sont pas tolérants vis-à-vis des fertilisations moyennes et fortes, puisqu'aucun nid n'est retrouvé dans les prairies ayant reçu plus de 60 kg d'azote/ha, ni dans des parcelles recevant plus de 40 kg de phosphate/ha ou plus de 50 kg de potasse/ha. En étudiant les populations d'oiseaux dans 25 paysages de 16 km² dans différents pays européens, BILLETER et al.

(2008) ont montré que la proportion d'éléments semi-naturels et la quantité d'azote par hectare de surface agricole utile étaient les deux principaux facteurs prédictifs de la richesse spécifique de l'avifaune. Concernant la fertilisation et les pesticides, dans la Meuse, les Courlis cendrés *Numenius arquata* et les Tariers des prés sont plus fréquemment observés sur des parcelles qui ne reçoivent aucune fertilisation ni traitement phytosanitaire (BRANCIFORTI & MULLER 2003). En Autriche, ZETHNER et al. (in ORÉADE-BRÈCHE 2005) ont démontré les effets positifs de la réduction d'intrants sur la biodiversité végétale et un impact positif sur la densité d'oiseaux. Dans l'est de l'Autriche, la mise en place d'une lutte intégrée dans certaines parcelles du vignoble dans l'est du pays s'est traduite par une augmentation du nombre d'insectes et l'accroissement de la population d'Alouette lulu *Lullula arborea* (FRÜHAUF 2002). En Espagne, l'évaluation du deuxième programme agro-environnemental (MAPA 2003) met en évidence l'effet très bénéfique pour la biodiversité de la mise en place de la mesure « Réduction des intrants » sur des surfaces importantes. En Suède, l'absence d'utilisation d'herbicide sur une bande de 6 mètres de large en bordure des champs de céréales s'est traduite d'une part par une augmentation des densités d'insectes et d'autre part par l'augmentation de la taille des nichées et du taux de survie des poussins de Perdrix grise *Perdix perdix* et de Faisan de Colchide *Phasianus colchicus* (CHIVERTON 1999). Le rapport réalisé par ORÉADE-BRÈCHE (2005) sur l'évaluation des mesures agro-environnementales cite d'autres études qui vont dans le même sens, à savoir une augmentation du nombre d'insectes en l'absence de traitements et, par voie de conséquence, une augmentation de la taille des nichées d'oiseaux. Toutes ces études démontrent que la quantité d'intrants appliqués est corrélée négativement à la diversité biologique et que la réduction de l'utilisation des pesticides se traduit par des effets directs sur la biodiversité végétale et animale. De plus, FRIEBEN (1997), IBAÑEZ (1999), FOX (2004) et HOLE et al. (2005) démontrent que l'agriculture biologique, qui proscrie toute utilisation d'engrais ou de pesticides chimiques, a un effet bénéfique sur la biodiversité d'invertébrés



D. Pépin

L'agriculture biologique a généralement un effet positif sur la richesse spécifique et l'abondance des oiseaux, comme la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio*, mais également d'autres groupes d'animaux. 1^{er} août 2004.

et/ou de vertébrés. En Espagne, MAPA (2003) fait le même constat et démontre que l'abondance et la diversité des espèces de la faune édaphique, des invertébrés et des oiseaux sont plus élevées dans les champs exploités en agriculture biologique que dans les champs exploités en agriculture conventionnelle. L'impact des produits vétérinaires sur les insectes coprophages est avéré (LUMARET 2001).

La fertilisation se traduit également par une avancée des dates de fauche (BROYER & CURTET 2005). Or la réussite de la reproduction des oiseaux nichant au sol est tributaire des

dates de fauche, qui doivent être nécessairement tardives, c'est-à-dire après le 15 juillet en plaine (BROYER 2007). Selon DEROUAULT *et al.* (2009), ce lien de cause à effet explique que le Tarier des prés, le Tarier pâtre et le Pipit farlouse ne sont pas tolérants à des taux de fertilisation supérieurs à 60 kg/ha. Dans leur étude sur l'avifaune des prairies de fauche, DEROUAULT *et al.* (2009) ont trouvé que la prairie qui accueillait le plus de territoires de passereaux est également celle qui était fauchée le plus tardivement. Par contre, l'inverse n'est pas observé puisque les deux secteurs fauchés



précocement accueillent plus de territoires que certains secteurs fauchés plus tardivement. En l'absence d'anticipation possible, le calendrier de fenaison ne semble pas influencer les passe-reaux dans leur choix de site en début de saison de reproduction. Dans son travail sur le Tarier des prés en Auvergne, LEROY (2003) estime que les fauches trop précoces sont responsables de 77 % du taux d'échec de la reproduction. Comme ACKERMANN (1999) dans le Haut-Rhin, LEROY (2003) démontre que le renouvellement des populations de Tarier des prés est impossible et que la pérennité de cette espèce n'est pas garantie. Dans les régions d'élevage à base d'herbe, il apparaît que la gestion de la fauche et du pâturage est un élément clé de la réponse de la biodiversité (ROSCHEWITZ et al. 2005). La mise en place de mesures agro-environnementales incitant à retarder les fenaisons jusqu'au 15 juillet sur une partie des prairies du val de Saône a permis de stabiliser la population de Râle des genêts, alors qu'elle déclinait dans la décennie précédente. Ces mesures se sont également accompagnées d'un accroissement de la population nicheuse de Courlis cendré et du doublement des densités moyennes des passereaux prairiaux (BROYER 2001). Une étude menée dans la Meuse montre que le Courlis cendré et le Tarier des prés sont significativement plus observés sur des parcelles fauchées tardivement (la première quinzaine de juillet; BRANCIFORTI & MULLER 2003). Par contre, ces effets peuvent s'avérer insuffisants si ces programmes ne bénéficient pas de moyens assez importants et/ou si une majorité d'exploitations reste en dehors du programme (ORÉADE-BRÈCHE 2005).

Le pâturage extensif est également favorable à la biodiversité. Même si nous n'avons pas trouvé de travaux sur les oiseaux, une étude réalisée en Allemagne montre que la diversité des insectes est plus forte dans les pâturages extensifs qu'intensifs (KLEIJN & SUTHERLAND 2003).

La mise en place des mesures agro-environnementales a donc un effet très positif localement sur la flore et la faune. Pourtant, plusieurs auteurs se demandent si les espèces animales et végétales, qui sont devenues rares dans les paysages agricoles, sont réellement favorisées par la compensation écologique, parfois parce que ces mesures compensatoires

ne sont pas suffisamment contraignantes par rapport aux exigences biologiques des espèces cibles (CHAMPION 2010; COCHARD et al. 2011), et d'autres fois parce qu'elles ne sont appliquées que sur des surfaces trop réduites pour pouvoir pérenniser une population assez nombreuse pour assurer la sauvegarde de l'espèce (problème de fragmentation et d'isolement des effectifs résiduels; BIRRER et al. 2011). A titre d'exemple, nous citerons les cas des populations de Râle de genêts de la vallée de la Charente et de l'estuaire de la Loire. Ces sites étaient encore des bastions de l'espèce au niveau national à la fin des années 1990, mais ils ont vu leurs effectifs chuter. Dans la vallée de la Charente, le nombre de mâles chanteurs est passé de 57 en 1996 à 12 en 2009, alors même que les contrats pour des mesures agro-environnementales ont été signés sur 2674 ha, c'est-à-dire sur 71 % de la surface cible à l'échelle de cette vallée (CHAMPION 2010). Sur la rive sud de l'estuaire de la Loire, environ 25 mâles chanteurs avaient été dénombrés en 2006, puis 10 en 2009 et aucun en 2011 (COCHARD et al. 2011). Les évaluations révèlent que les mesures contractualisées sont nettement trop faibles pour permettre la nidification de l'oiseau. En effet, sur les deux sites, seulement 14 % des surfaces sous contrat ont été contractualisées à un niveau de mesure favorable au Râle des genêts, ce qui n'est pas suffisant pour maintenir une population à long terme (CHAMPION 2010; COCHARD et al. 2011).

En Suisse, malgré l'engagement de nombreux agriculteurs, les mesures de la politique agricole n'ont pas été suffisantes pour maintenir, et encore moins pour favoriser, les oiseaux caractéristiques des milieux agricoles aux exigences particulières en matière d'habitat (BIRRER et al. 2007a; JEANNERET et al. 2010). Dans certains cas, comme dans la Champagne genevoise et dans le Klettgau SH, d'importantes mesures de revalorisation, tant sur le plan qualitatif que quantitatif, ont pourtant démontré qu'il est tout à fait possible de favoriser efficacement des espèces cibles parmi les oiseaux nicheurs (BIRRER et al. 2007b; OFAG 2009). Toutefois, à l'opposé, d'autres exemples montrent que l'augmentation du nombre d'espèces sur les surfaces de compensation écologique récemment créées a été réduite à

néant par le recul de cette même diversité sur les surfaces de production avoisinantes (RUDIN *et al.* 2010).

Il est indéniable que l'évolution globale des populations des oiseaux s'effectue à une échelle beaucoup plus large que la parcelle ou même la région et que les mesures de conservation sont généralement mises en place sur des surfaces encore trop faibles pour avoir un effet majeur sur les effectifs ou sur la biodiversité sur de grandes surfaces. A l'échelle de l'Union Européenne, les mesures agro-environnementales n'ont été installées que sur des surfaces variant entre 3 % et 9 % de la surface agricole utile (ORÉADE-BRÈCHE 2005). Or la biodiversité d'une zone agricole dépend de la diversité à l'échelle de la parcelle, qui est la richesse en espèces au sein d'un agrosystème local, de la diversité à l'échelle du paysage, qui reflète la richesse en espèces dont la présence est déterminée par les milieux des environs proches, et de la diversité à l'échelle du pays ou du continent, qui est sous la dépendance de l'histoire géologique et climatologique (LE ROUX *et al.* 2008). Comme l'ont montré BENTON *et al.* (2003), ces échelles de perception de la diversité correspondent à des processus de décision différents. Au niveau de la parcelle, il s'agit le plus souvent de décisions individuelles. L'agriculteur a, dans certaines limites, la capacité de décider de la manière dont il conduira son exploitation et il a notamment la main sur les dates de fauche, le maintien des haies, des murgers, la quantité d'intrants... Pour le paysage, la diversité dépend plutôt de décisions collectives régionales et nationales. Cependant, lorsqu'elles ne sont pas encadrées légalement, ces décisions se heurtent à certaines pratiques individuelles qui tendent à se généraliser, comme l'utilisation du casse-cailloux, le comblement des dolines... Enfin, sur un continent, ce sont les décisions internationales qui entrent en ligne de compte.

Notre travail montre qu'il est possible de mettre en place des pratiques d'exploitation agricole respectueuses de l'environnement, et favorables aux espèces, même les plus menacées. Ces démarches sont cependant trop ponctuelles dans l'espace pour assurer le maintien de la biodiversité et assurer la pérennité des espèces en danger. En Suisse, les agriculteurs affectent en moyenne 11 % de leur surface agricole utile (SAU) aux surfaces de compensation écologique (SCE) (ce qui repré-

sente environ 120 000 ha), alors que, légalement, ils devraient laisser 7 % de la SAU. Leurs efforts, qui ont débuté en 1999, n'ont pourtant pas permis d'enrayer le déclin des oiseaux des milieux agricoles les plus menacés (SIERRO *et al.* 2009). Toutefois, une étude de l'Office fédéral de l'agriculture estime que seules 30 % de ces surfaces sont de haute qualité pour l'environnement (OFAG 2009).

Les mesures de conservation de la biodiversité doivent donc être raisonnées sur des surfaces nettement plus grandes que celle de la parcelle ou même de l'exploitation agricole (BILLETER *et al.* 2008). Dans le même temps, c'est bien le travail des agriculteurs qui assure l'existence des habitats favorables aux oiseaux prairiaux. Il s'agit donc de trouver l'équilibre entre les contraintes d'exploitation (notamment l'assurance de ressources financières suffisantes) et les paramètres écologiques des milieux dont elles tirent leur revenu.

FAHRIG (2003) a montré que la réponse de la biodiversité à la fragmentation de l'habitat répond à des effets de seuils, qui, lorsqu'ils sont dépassés, se traduisent par l'extinction des populations, même si l'habitat favorable est encore présent. On saisit alors toute l'urgence qu'il y a à maintenir la connectivité entre les différents habitats et les populations d'espèces qui y vivent (notion de trame verte et bleue), à lutter contre l'extinction des petites populations des espèces les plus rares et les plus menacées (plans d'actions spécifiques...), et à développer les zones protégées et notamment réserves nationales, programmes LIFE, puisque c'est dans ces zones que l'évolution des effectifs d'oiseaux nicheurs a donné les meilleurs résultats (MALFAIT & LPO 2011).

Conclusion

De nombreuses études portant sur l'évaluation des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement fournissent des informations utiles et précieuses sur ce qu'il est nécessaire de mettre en place pour sauver les espèces caractéristiques des milieux agricoles. L'échec des mesures de maintien de la biodiversité tant en France, qu'en Suisse ou encore à l'échelle de l'Union Européenne sur la période 2000-2010 démontre que les mesures doivent non seulement être fortes et rapidement mises en place, mais également couvrir des surfaces



importantes. D'autant que les extinctions, ou presque, des populations nicheuses de Rôle des genêts et de Pie-grièche grise en Franche-Comté par exemple montrent que les déclinés peuvent être extrêmement brutaux. Les mesures mises en place au cours de la dernière décennie n'ont permis que de ralentir les pertes de la biodiversité, mais pas d'enrayer le déclin et encore moins de restaurer les populations. Ce constat est d'autant plus inquiétant qu'au-delà de la disparition de quelques dizaines d'espèces de champignons, de végétaux, d'arthropodes, de vertébrés, déjà dramatique pour les naturalistes que nous sommes, des études mettent en relation la perte de la biodiversité avec le risque d'émergence de zoonoses (GAUTHIER-CLERC 2011).

Remerciements – Nous tenons à remercier Michaël Cœurduassier, Renaud Scheifler, Francis Raoul et François Gillet, de l'université de Franche-Comté, pour l'aide qu'ils nous ont apportée pour la recherche bibliographique et Rémi Collaud du conservatoire botanique de Franche-Comté pour la caractérisation botanique du site d'étude. Merci aussi à Alain Barbalat, Pierre Beaud, Bertrand Posse, Pierre-Alain Ravussin et Niklaus Zbinden, qui ont relu notre manuscrit avec attention et ont proposé quelques modifications pour l'améliorer et le rendre plus concis. Nos remerciements s'adressent surtout à Bertrand Posse pour sa disponibilité, les échanges fructueux que nous avons eus et l'important travail de mise en forme qu'il a réalisé. Merci encore à Didier Pépin, photographe naturaliste, pour la mise à disposition de ses clichés pour illustrer cet article.

Résumé – Impact des pratiques agricoles sur les communautés d'oiseaux: l'exemple de prairies dans le Haut-Doubs. Les modifications des pratiques agricoles au cours des 50 dernières années sont responsables du déclin important des populations d'oiseaux des milieux prairiaux. L'agriculture de moyenne montagne, tournée presque exclusivement vers l'élevage, a sans doute été moins touchée par l'intensification des pratiques et ces régions ont permis le maintien de certaines populations gravement

menacées de disparition en plaine. Sur la base de deux séries de huit IPA appariés, notre travail compare l'avifaune nicheuse d'une exploitation agricole (ferme du Montrainsant située dans le massif du Jura à 850 m d'altitude), qui applique des propositions de gestion favorables à la flore et la faune avec celles des exploitations situées immédiatement en périphérie et qui appliquent une gestion désormais classique dans une région d'élevage comme le Haut-Doubs. La richesse en espèces est globalement la même sur l'exploitation agricole du Montrainsant que dans les environs proches. Par contre, le peuplement d'oiseaux est sensiblement plus abondant sur la ferme du Montrainsant qu'aux alentours. Cette différence concerne très majoritairement la guildes des espèces liées aux paysages dépendants de l'activité agricole et pas du tout les espèces strictement forestières. Quatre espèces d'oiseaux (une, le Tarier des prés *Saxicola rubetra*, au risque 0,05) sont plus abondantes sur l'exploitation du Montrainsant que sur les exploitations limitrophes. A l'opposé, deux espèces sont plus abondantes sur les exploitations situées en périphérie du Montrainsant, (une, la Buse variable *Buteo buteo*, au risque 0,05), mais la méthode IPA n'est pas adaptée à cette espèce.

Zusammenfassung – Einfluss der Landwirtschaft auf eine Vogelmehrheit am Beispiel von Wiesen im Haut-Doubs. Die Veränderungen in den bäuerlichen Bewirtschaftungsformen in den letzten 50 Jahren sind verantwortlich für grosse Abnahmen bei den Wiesenbrütern. Die Landwirtschaft in den Mittelgebirgen, die fast ausschliesslich auf der Viehzucht beruht, war dabei weniger von der Intensivierung der Landwirtschaft betroffen, und in diesen Gebieten haben Bestände von Vogelarten bis heute überlebt, welche in den Tieflagen schon längst vom Aussterben bedroht sind. Basierend auf zwei Serien von 8 gepaarten Punktstoppzählungen haben wir in unserer Arbeit die Brutvögel in zwei benachbarten Gebieten im Jura verglichen, welche sich in der Bewirtschaftungsform unterscheiden. Der Hof Montrainsant liegt auf 850 m ü.M. und wendet eine für Fauna und Flora günstigere Bewirtschaftungsform an. Die daneben liegenden Betriebe hingegen wenden



D. Michelat

Les oiseaux caractéristiques des milieux agricoles comme l'Alouette des champs *Alauda arvensis* sont significativement plus abondants sur l'exploitation du Montrantsant que sur les exploitations agricoles limitrophes.

die heutzutage typische Bewirtschaftungsform in einer Viehzuchtregion wie dem Haut-Doubs an. Der Artenreichtum insgesamt war in beiden Gebieten vergleichbar. Hingegen waren die Brutbestände deutlich höher auf dem Gebiet von Montrantsant als auf der Vergleichsfläche. Dieser Unterschied war zum grössten Teil auf die im Landwirtschaftsgebiet ansässigen Arten zurückzuführen, während sich bei den Waldarten kein Unterschied ergab. Vier Arten waren in Montrantsant häufiger als auf der Vergleichsfläche, wovon eine (das Braunkehlchen *Saxicola rubetra*) statistisch signifikant. Zwei Arten waren auf der Vergleichsfläche häufiger, wovon eine, der Mäusebussard *Buteo buteo*, statistisch signifikant; allerdings sind Punktstoppzählungen für Arten mit grossem Revier wie der Bussard methodisch problematisch. (Übersetzung: M. Kéry)

Summary – Effects of agricultural practices on bird communities: An example of the meadows in Haut-Doubs (France). Changes in agricultural practices during the last 50 years have been responsible for major declines in bird populations in meadow habitats. The agriculture carried out at moderate altitudes, which

is primarily concerned with raising stock, has been less affected by intensification and these regions have allowed the survival of certain species facing a serious risk of extinction at lower altitudes. On the basis of two series of eight CES, we compared the breeding populations of a farm (Montrantsant situated in the Jura mountains at 850 m altitude), which is managed to favourise the flora and fauna, with other farms around it managed traditionally for stock raising in the Haut-Doubs. The species present are generally similar but the populations on Montrantsant are considerably higher than those of the farms around it. The differences apply principally to the community of species dependent on agricultural activities and not species dependent on the forests. Four species, of which one being the Whinchat *Saxicola rubetra* with a risk factor 0.05), is much more common on Montrantsant than elsewhere close by. On the other hand two species are more common on farms around Montrantsant, an example being the Common Buzzard *Buteo buteo* with a risk factor 0.05. However the CES method is not adapted to this species. (Translation: M. Bowman)



Bibliographie

- ACKERMANN, L. (1999): Suivi d'une population de Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) dans la Haute vallée de la Doller (Haut-Rhin). *Ciconia* 23 : 81-100.
- AUSDEN, M. & G. J. M. HIRONS (2002): Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biol. Cons.* 106 : 279-291.
- BAKKER, J. P. & F. BERENDSE (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14 : 63-68.
- BEECHER, N. A., R. J. JOHNSON, J. R. BRANDLE, R. M. CASE & L. J. YOUNG (2002): Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Cons. Biol.* 16 : 1620-1631.
- BENGTSSON, J., J. AHNSTRÖM & A.-C. WEIBULL (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42 : 261-269.
- BENTON, T. G., J.-A. VICKERY & J. D. WILSON (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18 : 182-188.
- BILLETTER, R., J. LIIRA, D. BAILEY, R. BUGTER, P. ARENS, I. AUGENSTEIN, S. AVIRON, J. BAUDRY, R. BUKACEK, F. BUREL, M. CERNY, G. DE BLUST, R. DE COCK, T. DIEKOTTER, H. DIETZ, J. DIRKSEN, C. DORMANN, W. DURKA, M. FRENZEL, R. HAMERSKY, F. HENDRICKX, F. HERZOG, S. KLOTZ, B. KOOLSTRA, A. LAUSCH, D. LE COEUR, J. P. MALEFAIT, P. OPDAM, M. ROUBALOVA, A. SCHERMANN, N. SCHERMANN, T. SCHMIDT, O. SCHWEIGER, M. J. M. SMULDERS, M. SPEELMANS, P. SIMOVA, J. VERBOOM, W. VAN WINGERDEN, M. ZOBEL & P. J. EDWARDS (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45 : 141-150.
- BIRNER, S., L. KOHLI & M. SPIESS (2007a): Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? *Ornithol. Beob.* 104 : 189-208.
- BIRNER, S., M. SPIESS, F. HERZOG, L. KOHLI & B. LUGRIN (2007b): Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds – but only moderately. *J. Ornithol.* 148 : 295-303.
- BIRNER, S., J. MARKUS & N. ZBINDEN (2011): Evolution des populations d'oiseaux nicheurs dans les zones agricoles de 1990 à 2009. *Recherche Agronomique Suisse* 2 : 66-71.
- BLONDEL, J., C. FERRY & B. FROCHOT (1970): La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou relevés d'avifaune par « Station s'écoute ». *Alda* 38 : 55-71.
- BLONDEL, J., C. FERRY & B. FROCHOT (1981): Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biol.* 6 : 414-419.
- BOISSENIEN, M. (2004): *Agroécosystème prairial du massif du Mezenc: avifaune nicheuse et gestion agricole*. Mémoire de DESS.
- BRANCIFORTI, J. & S. MULLER (2003): Influences des pratiques agricoles sur l'utilisation de l'habitat chez deux espèces d'oiseaux typiques des vallées alluviales du Nord-Est de la France: le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*) et le Courlis cendré (*Numenius arquata*). *Alda* 71 : 159-174.
- BOYER, J. (1997): Incidence des fenaisons tardives sur la valeur nutritive des fourrages dans les prairies inondables de la vallée de la Saône. *Fourrages* 150 : 225-234.
- BOYER, J. (2001): Plaidoyer pour une politique européenne en faveur des écosystèmes prairiaux. *Le Courrier de l'Environnement* 43 : 41-50.
- BOYER, J. (2007): Définition d'un calendrier des fenaisons compatible avec la reproduction des passereaux prairiaux en France. *Alda* 75 : 145-158.
- BOYER, J. & L. CURTET (2005): *Conditions nécessaires à l'équilibre démographique des oiseaux nicheurs dans les prairies de fauche d'altitude*. Office national de la Chasse et de la Faune sauvage, Auffargis.
- CHAMBERLAIN, D. E., R. J. FULLER, R. G. H. BUNCE, J. C. DUCKWORTH & M. SHRUBB (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37 : 771-788.
- CHAMBERLAIN, D. E., J. D. WILSON & R. J. FULLER (1999): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Cons.* 88 : 307-320.
- CHAMPION, E. (2010): *Document d'Objectifs Natura 2000 FR5400-472 – Evaluation périodique globale – période 1998-2009*. Direction régionale à l'environnement Poitou-Charentes, Ligue pour la protection des oiseaux.
- CHIVERTON, P. (1999): The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. *Wildlife Biol.* 5 : 83-92.

- COCHARD, G., F. LATRAUBE & P. YÉSOU (2011): Évaluation des Mesures agri-environnementales sur la faune sauvage. Le cas du rôle des genêts dans l'estuaire de la Loire. *Faune sauvage* 292: 30-36.
- COLLAUD, R. (2008): *Approche phytocéologique et phytosociologique des pâturages du Montrainsant*. Rapport de stage Licence SV mention Ecologie et Aménagement, Université Scifa Metz, Réserve Naturelle Nationale du lac de Remoray.
- COPE, D. R., R. A. PETTIFOR, L. R. GRIFFIN & J. M. ROWCLIFFE (2003): Integrating farming and wildlife conservation: the Barnacle goose Management Scheme. *Biol. Cons.* 110: 113-122.
- DACCORD, R. (1991): Valeur nutritive des foins de prairies riches en espèces. *Rev. Suisse Agr.* 23: 36-40.
- DANELL, K., R. BERGSTRÖM, P. DUNCAN & J. PASTOR (Eds.) (2006): *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- DEROUAULT, A., S. HIPPOLYTE & O. VILLA (2009): Corrélats environnementaux pour la reproduction de l'avifaune dans l'agrosystème « Prairie de fauche ». *Epops* 76: 43-57.
- DIETRE, B. (2010): *Effet du pâturage sur la biodiversité des prairies de moyenne montagne et la variabilité due à l'échelle d'échantillonnage*. Université de Franche-Comté, Besançon.
- DOCUMENTATION FRANÇAISE (2012): *Cahiers d'habitats Natura 2000*. Tome 8 – Oiseaux. 3 volumes, Paris.
- DONALD, D. B., R. E. GREEN & M. F. HEATH (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R Soc. Lond. [Biol.]* 268: 25-29.
- DONALD, P.F., F. J. SANDERSON, I. J. BURFIELD & F. P. J. VAN BOMMEL (2006): Further evidence of continentwide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agr. Ecosyst. Environ.* 116: 189-96.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- FERRY, C. (1973): Liste des oiseaux nicheurs de Côte d'Or: composition actuelle et évolution depuis un siècle. *Le Jean-le-Blanc* 12: 1-23.
- FILIPPI-CODACCIONI, O., V. DEVICTOR, Y. BAS, J. CLOBERT & R. JULLIARD (2010): Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biol. Conserv.* 143: 883-90.
- FOX, A. D. (2004): Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *J. Appl. Ecol.* 41: 427-439.
- FREEMARK, K. E. & D. A. KIRK (2001): Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biol. Cons.* 101: 337-350.
- FRIEBEN, B. (1997): Arten- und Biotopschutz im organischen Landbau. In: WEIGER, H. & H. WILLER (eds.): *Naturschutz durch ökologischen Landbau*. Holm, Deukalion.
- FRÜHAUF, J. (2002): *Erhebungen der Heidelerchebestände auf Weinbauflächen*. Wien.
- GAUTHIER-CLERC, M. (2011): *Une mouette est morte à l'Assemblée nationale*. Buchet & Chastel, Paris.
- HENNIQUE, S., B. DECEUNINCK, G. MOURGAUD & C. CHANSON (2013): *Deuxième plan national d'actions en faveur du Rôle des genêts (Crex crex) 2013-2018*. LPO, LPO Anjou, Ministre de l'écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, DREAL des Pays de la Loire.
- HODGSON, J. G., G. MONTSERRAT-MARTI, J. TALLOWIN, K. THOMPSON, S. DIAZ, M. CABIDO, J. P. GRIME, P. J. WILSON, S. R. BAND, A. BOGARD, R. CABIDO, D. CACERES, P. CASTRO-DIEZ, C. FERRER, M. MAESTRO-MARTINEZ, M. C. PEREZ-RONTOME, M. CHARLES, J. H. C. CORNELISSEN, D. G. DABBERT, S. N. PEREZ-HARGUINDEGUY, T. KRIMLY, F. J. SJUTSMA, D. STRIJKER, F. VENDRAMINI, J. GUERRERO-CAMPO, A. HYND, G. JONES, A. ROMO-DIEZ, L. DE TORRES ESPUNY, P. VILLAR-SALVADOR & M. R. ZAK (2005): How much will it cost to save grassland diversity? *Biol. Conserv.* 122: 263-273.
- HOLE, A. J. PERKINS, J. D. WILSON, I. H. ALEXANDER, P. V. GRICE & A. D. EVANS (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Cons.* 122: 113-130.
- IBAÑEZ, C. (1999): *Integrated management in the SPA Ebro delta: implications of rice cultivation for birds*. SEO/BirdLife, Catalonia, Spain.
- JEANNERET, P., T. WALTER, S. BIRNER, F. HERZOG (2010): Evaluating the performance of the Swiss agri-environmental measures for biodiversity: methods, results and questions. *Aspects Appl. Biol.* 100: 35-42.
- JIGUET, F. & J.-P. MOUSSUS (2010): *Suivi Temporel des Oiseaux Communs. 20 ans de programme STOC. Bilan pour la France en 2009*. Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- JULLIARD, R. & F. JIGUET (2002): Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France. *Alauda* 70: 137-147.
- JULLIARD, R. & F. JIGUET (2005): Statut de conservation en 2003 des oiseaux communs nicheurs en France selon 15 ans de programme STOC. *Alauda* 73: 345-356.
- KELLER, V., M. KÉRY, H. SCHMID & N. ZBINDEN (2010): *Swiss Bird Index SBI@: Mise à jour 2009*. Fiche info, Station ornithologique Suisse, Sempach.
- KLEIJN, D. & W. J. SUTHERLAND (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 40: 947-969.



- LE ROUX, X., R. BARBAULT, J. BAUDRY, F. BUREL, I. DOUSSAN, E. GARNIER, F. HERZOG, S. LAVOREL, R. LIFRAN, J. ROGER-ESTRADE, J.-P. SARTHOU & M. TROMMETTER (éd.) (2008): *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).
- LEFRANC, N. & J.-P. PAUL (2011): La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* en France: historique et statut récent en période de nidification. *Ornithos* 18: 261-276.
- LEROY, T. (2003): Impact des pratiques herbagères intensives sur le succès de reproduction du Tarier des prés *Saxicola rubetra* dans les Hautes-Combrailles (Auvergne). *Alauda* 71: 439-446.
- LIGUE POUR LA PROTECTION DES OISEAUX DE FRANCHE-COMTÉ (2008): *Liste rouge des oiseaux nicheurs de Franche-Comté*. LPO-Franche-Comté, Besançon.
- LUMARET, J.-P. (2001): *Impact des produits vétérinaires sur les insectes coprophages: conséquences sur la dégradation des excréments dans les pâturages*. Comité scientifique RNN des Hauts-Plateaux du Vercors, Lans-en-Vercors.
- MACLAUGHLIN, A. & P. MINEAU (1995): The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agr. Ecosyst. Environ.* 55: 201-212.
- MALFAIT, G. & LPO (2011): *La situation s'améliore pour une majorité d'oiseaux bénéficiant de mesures de protection, à la différence des espèces communes*. Le point sur n°100, Commissariat général au développement durable, Paris.
- MAPA (2003): Mid-Term Evaluation of Spanish Agro-Enviromental Programme, General Report. Spanish Agriculture Fishing and Food Ministry, Madrid.
- MARELL, A., M. PELLERIN & A. ROCQUENCOURT (2012): Mesure et suivi de l'empreinte écologique des ongulés sauvages sur la végétation forestière. *Revue Forestière Française* 64: 711-721.
- MAUCHAMP, L. (2012): Structure spatiale et diversité des communautés végétales prairiales. In: AMET, S. G., L. BASSET & C. E. THIAW (éd.): *Prix A'Doc de la jeune recherche en Franche-Comté 2012*. Presses Universitaires de Franche-Comté, Besançon.
- MAUCHAMP, L., A. MOULY, P. BADOT, P.-M. GILLET & F. GILLET (2013): *La diversité sous ses différentes facettes. Effets des pratiques agricoles sur la végétation des prairies en Franche-Comté*. Deuxième colloque biennal des zones ateliers, Paris, France, 12-13 décembre 2013.
- MICHELAT, D., T. DÉFORÊT, B. FROCHOT, P. GIRAUDOUX, F. RAOUL, J.-N. RESCH, G. MAGNON & M. SAURET (2012): Réhabilitation de la rivière Drugeon et des zones humides limitrophes: impact sur les oiseaux nicheurs. *Alauda* 80: 101-116.
- OFAG (2009): *Rapport agricole 2009 de l'Office fédéral de l'agriculture*. Office fédéral de l'agriculture (OFAG), Berne.
- ORÉADE-BRÈCHE (2005): *Evaluation des mesures agro-environnementales. Rapport final*. Oréade-Brèche, Auzeville.
- PAN EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING SCHEME (2010): *Trends of Europe's Common Birds 2009*. CSO/RSPB, Prague. www.ebcc.info.
- PAN EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING SCHEME (2011): *Population Trends of Common European Breeding Birds 2011*. CSO, Prague.
- PEACH, W. J., L. J. LOVETT, S. R. WOTTON & C. JEFFS (2001): Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biol. Cons.* 101: 361-373.
- PIHA, M., J. TIAINEN, J. HOLOPAINEN & V. VEPSÄLÄINEN (2007): Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biol. Cons.* 140: 50-61.
- POSCHOLD, P., J. P. BAKKER & S. KAHMEN (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic Appl. Ecol.* 6: 93-98.
- ROSCHEWITZ, I., D. GABRIEL, T. TSCHARNTKE & C. THIES (2005): The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *J. Appl. Ecol.* 42: 873-882.
- RUDIN, M., P. HORCH, I. HUGENTOBLER, U. WEBER & S. BIRrer (2010): Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal. *Ornithol. Beob.* 107: 81-100.
- SIERRO, A., M. FREY ISELI, R. GRAF, G. DÄNDLKER, M. MÜLLER, L. SCHIFFERLI, R. ARLETTAZ & N. ZBINDEN (2009): Banalisation de l'avi-faune du paysage agricole sur trois surfaces témoins du Valais (1988-2006). *Nos Oiseaux* 56: 129-148.
- STRIJER, D. (2005): Marginal land in Europe, causes of decline. *Basic Appl. Ecol.* 6: 99-106.
- TUCK, S. L., C. WINQVIST, F. MOTA, J. AHNSTRÖM, L. A. TURNBULL & J. BENGSSON (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 51: 746-755.
- UICN France, MNHN, LPO, SEOF, ONCFS (2011): *La liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*, Paris, France.

VIGIE-NATURE (2011) : www2.mnhn.fr/vigie-nature, consulté le 20 décembre 2011.

VAN ELSSEN, T. (2000) : Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agr. Ecosyst. Environ.* 77: 101-109.

WILLIAMSON, K. & L. TOMIALOIC (1977) : Introduction to bird census studies. *Polish Ecol. Studies* 3 : 7-17 (Annex 3 : 15-17 : Censusing breeding birds by the I. P. A. method).

ZBINDEN, N., H. SCHMID, M. KÉRY & V. KELLER (2005) : Swiss Bird Index SBI® – Kombinierte Indices für die Bestandsentwicklung von Artengruppen regelmässig brütender Vogelarten der Schweiz 1990-2004. *Ornithol. Beob.* 102 : 283-291.

Dominique MICHELAT, 4 Impasse des Jonquilles, FR-25300 Sainte-Colombe ;
courriel : dominique.michelat@wanadoo.fr

Gérard VIONNET, Le Montrainsant, Route de Malpas, FR-25160 Labergement-Sainte-Marie ;
courriel : gerard.vionnet@espaces-naturels.fr

Patrick GIRAUDOUX, Département de Chrono-Environnement, UMR 6249 Université de Franche-Comté / CNRS
Usc INRA et Institut Universitaire de France, La Bouloie, FR-25030 Besançon Cedex ;
courriel : Patrick.Giraudoux@univ-fcomte.fr

Appendice statistique

A un risque égal ou inférieur à 0,08, quatre espèces (1 au risque 0,05) sont significativement plus abondantes sur l'exploitation du Montrainsant que sur les exploitations limitrophes. Il s'agit :

- du Tarier des prés ($\alpha = 0,007$), différence significative,
- de l'Alouette des champs ($\alpha = 0,06$),
- du Chardonneret élégant ($\alpha = 0,06$)
- et du Bruant jaune ($\alpha = 0,08$).

A l'opposé, deux espèces (1 au risque 0,05) sont plus abondantes sur les exploitations situées en périphérie du Montrainsant. Il s'agit :

- de la Buse variable ($\alpha = 0,04$), différence significative, mais la méthode IPA n'est pas adaptée à cette espèce
- et de la Mésange charbonnière ($\alpha = 0,08$).

Nombre moyen d'espèces par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=0,8$; $ddl=7$; $\alpha=0,22$ (unilatéral), différence non significative.

Indice de l'abondance du peuplement d'oiseaux sur chaque type d'exploitation agricole : $t=1,49$; $ddl=7$; $\alpha=0,09$ (unilatéral), différence non significative.

Nombre moyen d'espèces caractéristiques des milieux agricoles par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=1,88$; $ddl=7$; $\alpha=0,051$ (unilatéral), différence significative.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux agricoles : $t=3$; $ddl=7$; $\alpha=0,01$ (unilatéral), différence significative.

Nombre moyen d'espèces caractéristiques des habitats découverts par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=1,43$; $ddl=7$; $\alpha=0,10$ (unilatéral), différence non significative.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des habitats découverts : $t=2,18$; $ddl=7$; $\alpha < 0,03$ (unilatéral), différence significative.

Nombre moyen d'espèces caractéristiques des forêts dégradées par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=0,99$; $ddl=7$; $\alpha=0,18$ (unilatéral), différence non significative.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts dégradées : $t=0,66$; $ddl=7$; $\alpha=0,26$ (unilatéral), différence non significative.

Nombre moyen d'espèces caractéristiques des milieux forestiers par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=0,15$; $ddl=7$; $\alpha=0,44$ (unilatéral), différence non significative.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des milieux forestiers : $t=1,04$; $ddl=7$; $\alpha=0,17$ (unilatéral), différence non significative.

Nombre moyen d'espèces caractéristiques des forêts pures par IPA pour chaque type d'exploitation agricole : $t=-0,95$; $ddl=7$; $\alpha=0,19$ (unilatéral), différence non significative.

Indice de l'abondance en espèces caractéristiques des forêts pures : $t=0,26$; $ddl=7$; $\alpha=0,40$ (unilatéral), différence non significative.