LA ROCHELLE UNIVERSITÉ

École doctorale Euclide (n°618)

Centre d'Études Biologiques de Chizé

Influence de l'agriculture biologique sur la contamination aux pesticides et les effets sublétaux chez les passereaux des agroécosystèmes



Thèse présentée par Audrey BAILLY

Soutenue le 10 mars 2026

Pour l'obtention du grade de Docteur de La Rochelle Université

Discipline : Biologie de l'environnement, des populations, écologie

Jury :

Julien GASPARINI	Professeur, IEES Sorbonne Université	*Rapporteur*
Lisa JACQUIN	Professeure, CRBE Université de Toulouse 3	*Rapportrice*
Michael COEURDASSIER	Maître de Conférences, Chrono-environnement, Université Marie et Louis Pasteur	*Examinateur*
Christel LEFRANÇOIS	Professeure, LIENSs La Rochelle Université	*Examinatrice*

Superviseurs :

Karine MONCEAU	Maître de Conférences, CEBC La Rochelle Université	*Directrice de thèse*
Jérôme MOREAU	Professeur, CEBC La Rochelle Université	*Directeur de thèse*

"You cannot get through a single day without having an impact on the world around you. What you do makes a difference and you have to decide what kind of difference you want to make."

Dr. Jane Goodall

REMERCIEMENTS

C’est non sans émotions que je clôture finalement la rédaction de mon manuscrit de thèse par cette section tant attendue par tous les doctorants. Je crois bien que je pense à ce moment depuis ma première année de thèse, mais j’étais loin de me douter qu’il serait à la fois un moment de plaisir et de souvenirs, mais aussi de stress (pour changer !). J’espère que ces prochaines pages seront à la hauteur des personnes qui m’ont aidée dans la réalisation de ce travail, et d’avoir fait de ces trois années une expérience de vie inoubliable.

Avant toute chose, je souhaite remercier les organismes ayant financé ma thèse, la Région Nouvelle-Aquitaine et l’INRAE à travers le Métaprogramme METABIO, qui ont rendu ce travail possible. Un merci particulier pour l’organisation de moments d’échanges très enrichissants à Paris et à Bordeaux. Merci à l’action du plan Ecophyto II+, piloté par les ministères en charge de l’agriculture, de l’écologie, de la santé et de la recherche, avec le soutien financier de l’Office Français de la Biodiversité.

Je souhaite d’abord remercier les personnes sans qui rien de cela n’aurait été possible, Jérôme et Karine. On ne se connaissait pas avant le début de cette thèse, alors merci de m’avoir fait confiance pour rejoindre ce projet. Merci à tous les deux d’avoir cru en moi, lorsque moi-même je n’y arrivais pas, merci pour votre disponibilité, votre engagement et votre soutien, et ce, tout au long de ces trois années. Même si ma première année de thèse n’a pas été un long fleuve tranquille, vous avez toujours été d’un soutien et d’une écoute infaillibles. Merci aussi pour la relation que nous avons créée, pour tous les moments partagés ensemble (les raclettes, les barbecues et les restos !) et pour toutes nos discussions notamment sur la vie, les poneys, les chats (et merci de nous avoir fait adopter notre petite dernière, nous sommes désormais frères et sœurs de chats !). Jérôme, merci pour ton humanité et ta présence sans faille à n’importe quelle heure, tu as su m’aider à m’améliorer tout en me félicitant et en me faisant prendre confiance en moi. Merci pour tous les moments passés sur le terrain ensemble, se lever à 4h du mat’ était un peu moins pénible quand tu étais là (par contre pas touche à l’organisation de la table de manip et au rangement des échantillons !). Merci aussi pour tes blagues (pas toujours drôles mais on te pardonne), et tes anecdotes les plus croustillantes. Je suis plus qu’heureuse de pouvoir faire la prochaine saison de terrain encore une fois avec toi, et qu’on puisse continuer à partager d’aussi beaux moments pendant quelques temps ! Karine, tu es devenue ma directrice de thèse lors de ma deuxième année, ce n’était pas prévu, mais quelle bonne surprise ! Je ne te connaissais que très peu, mais finalement nous nous ressemblons sur beaucoup de points ; nos sensibilités, nos capacités sociales et nos psychorigidités se sont bien trouvées ! Merci pour toutes nos discussions et nos échanges, à la fois scientifiques et personnels, et un grand merci en particulier pour ton aide sur les analyses stats ! Et promis, j’ai compris j’arrête les mots de liaison à tous les paragraphes ! Tu as toujours été présente pour moi, tu es une personne que j’admire énormément et un exemple à suivre pour moi. Tous ensemble, nous avons fêté toutes les étapes de cette thèse autour d’un resto (chaque occasion était bonne à prendre !), alors j’ai déjà hâte du prochain pour fêter la fin de ce manuscrit ! J’espère que nous continuerons à partager d’aussi beaux moments, au-delà de cette thèse et au-delà de Chizé. Je n’aurais pas pu rêver mieux comme directeur et directrice de thèse, je n’aurais pas pu y arriver sans vous. Ces quelques lignes ne suffiront pas pour exprimer toute la reconnaissance que j’ai envers vous, alors tout simplement merci pour tout, du fond du cœur.

Un grand merci aussi aux membres de mon jury de thèse, Julien Gasparini et Lisa Jacquin, les rapporteur et rapportrice de ce manuscrit, ainsi que Michael Coeurdassier et Christel Lefrançois, les examinateur et examinatrice. Merci d'avoir accepté d'évaluer mes travaux et ce (très long) manuscrit, j'ai hâte d'échanger avec vous. Merci également aux membres de mon comité de thèse : Sylvie Massemin, Claire Doutrelant et Coraline Bichet, pour vos conseils précieux et votre écoute.

Je tiens également à remercier d'autres personnes qui, même si elles ne figurent pas parmi mes encadrants, ont joué un grand rôle pendant ma thèse. Un grand merci à Vincent Bretagnolle pour tous tes conseils avisés, tes relectures des papiers, tes encouragements et ton aide précieuse. C'est toujours un plaisir et si enrichissant d'échanger avec toi. Je souhaite aussi adresser mes remerciements à Thierry Lengagne, avec qui j'ai la chance de travailler pour les analyses bioacoustiques, merci pour ton expertise et ton aide. Sans toi, l'étude du chant n'aurait pas pu avoir lieu alors merci. Merci également à Maurice Millet, Anaïs Rodrigues et Romane Madoulet, pour les dosages de pesticides passés et futurs. Un énorme merci aussi au Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres et plus particulièrement à Etienne Debenest, de m'avoir formée à la capture et au baguage d'oiseaux, de m'avoir aidée à monter des filets à de nombreuses reprises, et pour ta présence et disponibilité. J'ai hâte de revenir à la Trimouille !

Il est désormais temps de remercier toutes les personnes avec qui j'ai partagé ces trois années au CEBC. Tout d'abord un grand merci à la direction du CEBC et aux services communs d'analyses biologiques (notamment à Cécile pour le sexage moléculaire), de l'informatique, de l'atelier (merci particulier pour avoir mis nos pies sur des trépieds !), de l'administration (un merci à Delphine de m'avoir éclairée lorsque je me perdais dans les démarches administratives : les ordres de mission n'ont plus de secrets pour moi, par contre les bons de commande je ne suis pas encore au point…), du CAES pour tous les moments sociaux organisés, et du restaurant. Je tiens à remercier particulièrement Arnaud et Morgane pour les bons repas préparés tous les midis. La vie au CEBC aurait été bien plus dure sans vous ! Merci de m'avoir gardé des plats végé sous le comptoir quand j'arrivais en retard après le terrain, merci de m'avoir préparé des plats à emporter quand je n'avais pas le temps de manger, et de m'avoir rappelée à l'ordre lorsque je ne voulais pas prendre le temps de manger !

Merci à l'équipe Résilience pour son accueil, et en particulier à Sabrina Gaba pour la direction de cette équipe. Merci pour tous nos échanges et ton écoute, ta porte a toujours été ouverte pour discuter (et manger des bonbons !). Jean-Luc, merci pour la gestion des voitures et pour ton aide pendant ces années, et merci d'avoir secouru mes stagiaires embourbés à l'autre bout de la ZA ! Merci aux personnes ayant réalisé le terrain passereaux avant ma thèse, qui ont permis la collecte de nombreuses données. Merci aussi à toutes les personnes qui sont venues me prêter main forte sur le terrain, en particulier en première année : Carla, Agathe, Clotilde ainsi que ma maman, pour qui le montage de filets n'a (presque) plus de secrets ! Une pensée particulière à Agathe (+Séthi !) qui était présente au début de ma thèse, et avec qui j'ai toujours passé de supers moments. Merci aussi à Florent d'avoir pris le relais du terrain passereaux pendant cette dernière année de thèse !

Ces trois années de thèse ont aussi été pour moi la chance de rencontrer et d'encadrer des stagiaires, qui m'ont tous individuellement beaucoup apporté à la fois professionnellement et personnellement. J'ai fait le choix de vous citer par ordre chronologique d'arrivée, pour ne pas faire de jaloux, car oui, il y en a un qui lira ces lignes et qui ne sera pas être content de ne pas être cité en premier ! Rémi, merci d'avoir été

mon tout premier stagiaire, merci d'avoir dégrossi les travaux sur le chant, et merci pour ton engagement et ta motivation pour le terrain captures ! Maëlle, merci également pour tout ton travail et ton aide sur le terrain, même si ce n'était pas facile pour toi (on se rappelle encore tes siestes impromptues !). Mathéo P., merci d'être venu. Merci à tous les trois également pour tous les moments passés ensemble, pour les batailles de boulettes de papier et notre fameuse course en brouette ! Un grand merci aussi à Clément et Yann, qui ont été d'une aide précieuse pour assurer les dernières semaines de la saison de terrain 2024, toujours dans la bonne humeur. Ça a été un plaisir de croiser votre chemin et je vous souhaite le meilleur pour la suite. En 2025, j'ai eu la chance d'avoir encore une fois de super stagiaires à mes côtés. Solène, merci pour ton investissement et ta bonne humeur sans faille pendant les captures, je te souhaite le meilleur en Martinique, et profite du soleil pour nous ! Laure, merci pour ton travail remarquable qui a permis l'élaboration de ce sixième article, et d'avoir mené au bout ce terrain bruant et rossignol, même si je sais que certains moments n'ont pas été simples pour toi. Un grand merci à Edgard et Lylou pour leur aide également. Pour finir, je tiens à remercier, correctement cette fois, Mathéo P., alias « Stagiaire numéro 1 » (tu n'es pas cité en premier, certes, mais tu gardes cette place de n°1 !). Après un stage de M1 à nos côtés, tu as osé revenir une seconde année pour ton stage de M2, c'est que, finalement, je ne te menais pas tant la vie dure… Merci pour ton énorme investissement, pour toutes les « réu trombi », pour ta bienveillance (c'est rare mais ça arrive !) et ton soutien. Merci aussi pour toutes nos discussions, professionnelles ou personnelles, dans les bons et les mauvais moments. Sache que tu peux compter sur moi quand tu veux, et je suis heureuse que notre collaboration continue à travers un article. Tu as été une personne extrêmement importante durant cette thèse : plus qu'un stagiaire, j'ai gagné un ami. Alors merci pour tout, tu es une personne incroyable et j'ai hâte de continuer à partager des moments avec toi sans les réveils à 4h du mat'. Viens nous voir quand tu veux, et, il est temps que je te le dise : non je ne me teindrai pas les cheveux en roux pour la soutenance !

Ces trois années m'ont aussi permis de rencontrer des personnes qui ont rendu ma thèse encore plus belle. Un grand merci à ceux avec qui j'ai commencé cette aventure : Laura, Ambroise, Prescillia, Camille et Benjamin, et avec qui j'ai eu la chance d'organiser le colloque E&B. Laura, merci pour toutes nos discussions, les moments ave Pinpin, et en particulier un énorme merci pour toutes les illustrations qui figurent dans ce manuscrit. Les aquarelles et dessins présents dans ce manuscrit ne sont autres que le résultat de ton talent, alors merci d'avoir été mon illustratrice de thèse officielle ! Tu es une personne incroyable alors crois en toi, tu mérites le meilleur. Et merci aussi d'avoir été une super tata pour les trois petites boules de poils à quatre pattes ! En parlant de super tatas (et tonton !), merci à Antonin et Pauline d'avoir si bien pris soin de Moudzou pendant mes vacances. Je sais que je pouvais partir plus que confiante ! Un mot en particulier pour Antonin : merci pour toutes nos discussions, quel plaisir de parler, de s'indigner de la vie, et de parler de ses émotions avec une personne autant à l'écoute et de si bons conseils que toi. J'espère que j'ai pu être assez là pour toi dans les moments difficiles autant que tu l'as été pour moi. Profitez bien de l'autre côté de l'Atlantique, et j'ai hâte de vous revoir ! La dernière super tata que je souhaite remercier, et pas des moindres, n'est autre que Julie. Après plus d'un an passé plus ou moins seule dans mon bureau, quelle bonne surprise de te voir débarquer ! De toute façon je ne pouvais pas te louper toi et les décibels de ton rire si caractéristique… Merci pour tous les beaux moments passés et à venir et de t'occuper aussi bien des chats, y compris à Noël et au nouvel an ! Il te reste encore plus d'un an avant la fin de thèse, mais je sais que ce sera un succès, prends confiance en toi, et n'aie pas de doutes, je serai là pour t'applaudir à la fin de ta soutenance ! Merci aussi à Elva et Thomas SB, je n'aurais pas pu imaginer au début de ma thèse que vous deviendriez si importants pour moi. Thomas SB je me souviens encore du jour de mon arrivée, c'est toi qui m'as accueillie et fais visiter le CEBC, je n'aurais pas pu rêver d'un meilleur accueil ! Elva, tu étais là dès ma première année, à m'expliquer les mystères des commandes de matériel et des boucles R (merci Thomas aussi !). Nos

discussions quotidiennes me manquent mais je suis heureuse de continuer à partager de si beaux moments à tes côtés. Vous êtes tous les deux des personnes incroyables que je suis heureuse de compter parmi mes ami(e)s. J'ai tellement hâte de fêter votre union l'été prochain, et de vous retrouver très bientôt à Chizé, à Caen, à Montpellier, ou ailleurs qui sait ? Petite pensée à Salto, petite tempête que j'ai eu la chance de garder de nombreuses fois, et qui m'a toujours permis de passer de bons moments ! Un grand merci aussi à Léa B. (et Saïka !) pour les balades, les discussions et ton soutien ! Je sais que je ne suis pas très assidue pour répondre aux messages, mais tu me manques et j'espère te revoir très vite. Merci aussi à Thomas P. et Alicia pour tous les moments hors labo passés ensemble : les après-midi jeux de société, les restaurants (mon compte bancaire ne vous remercie pas mais La Rousille c'est quand même incroyable) et nos discussions. Ça a toujours été des moments enrichissants et réconfortants. Et des bisous à Tempête évidemment ! En parlant de jeux de société, comment ne pas penser à Alexis S. ? Merci pour toutes les soirées jeux, pour nos balades ensemble aux festivals de jeux (oui encore) et de Ménigoute, et globalement pour tous les moments passés ensemble. Merci aussi pour ton soutien, ton écoute et tes mots précieux dans les moments difficiles durant ma première année de thèse. J'en profite pour remercier notre « petit » Alexis M., toujours partant pour de nouvelles aventures et rigoler, on se retrouve bientôt sur les terrains de basket ! J'aimerais aussi remercier beaucoup d'autres personnes, de l'équipe Résilience ou non, pour les moments partagés ensemble, et notamment Nicolas (et tes nombreux mots dans mon bureau), Alizée, Roxane, Jérôme F., Yves, Alexis G., Céline M., Estelle, Sophie, Mathéo M., Nolan, Léa LS. (et nos moments touristes en Autriche !) et Justin.

Une pensée spéciale aussi à toutes les autres personnes que j'ai rencontrées avant ma thèse et en particulier à la « Kokonut family » rencontrée à l'IUT, merci pour les si beaux moments partagés ensemble, j'ai déjà hâte des prochains (le festival du pois chiche et le festival de Lorient nous attendent !). Océane et Léa F., mes copines de master, merci pour votre soutien à distance, j'espère qu'on arrivera à le faire ce séjour à la Réunion ! Merci aussi à mon équipe de basket, les entrainements et les matchs à vos côtés m'ont permis de me défouler et m'aérer l'esprit (ou parfois me tendre encore plus !). C'est un plaisir de jouer avec vous et d'être votre capitaine !

J'arrive à la fin de mes remerciements et il est désormais temps que je parle de ce qu'il y a de plus cher dans ma vie : ma famille et mes animaux. Tout d'abord, un énorme merci à mes parents, Christèle et Michel, pour tout ce que vous avez toujours fait pour moi et qui m'a permis d'arriver jusque-là. Je vous dois en grande partie mon parcours, et cette thèse est aussi un peu la vôtre finalement. Merci pour votre soutien et amour inconditionnels, y compris lors de ces derniers jours de rédaction, où votre relecture de toutes les parties en français de cette thèse (et il y en avait des pages !) a permis de corriger quelques coquilles. Vous m'avez appris la détermination, la rigueur et à aller toujours plus loin, tout en gardant un équilibre avec le sport et les moments de ressourcement, ce qui m'a été plus que précieux pendant cette thèse. Vous avez aussi toujours cru en moi, et vous avez été présents à n'importe quelle heure et à n'importe quel moment de chacune des étapes de ma vie, à m'aider, me réconforter et me féliciter. Je me rends compte tous les jours de la chance que j'ai de vous avoir comme parents. Merci de m'avoir écoutée parler d'oiseaux et d'écologie pendant des heures, d'avoir toujours été intéressés par ce que je faisais, quitte à venir sur le terrain monter des filets ou enlever des sardines ! Merci aussi d'avoir souvent passé vos vacances à Niort, Melles, Beauvoir, et d'autres villages inconnus des Deux-Sèvres ! Je me doute que ce n'était pas pour le patrimoine culturel du coin, ni pour les attractions touristiques proches de Chizé, alors merci pour tous les moments passés ensemble qui m'ont offert beaucoup de parenthèses merveilleuses et indispensables à mon bien-être pendant ces 3 ans. L'année prochaine, je vous emmènerai découvrir des paysages plus variés, promis ! Bref, il me faudrait des pages et des pages pour

retranscrire tout ce que je vous dois et tout ce que vous avez fait pour moi, alors tout simplement : merci d'être des parents aussi merveilleux, je vous aime si fort.

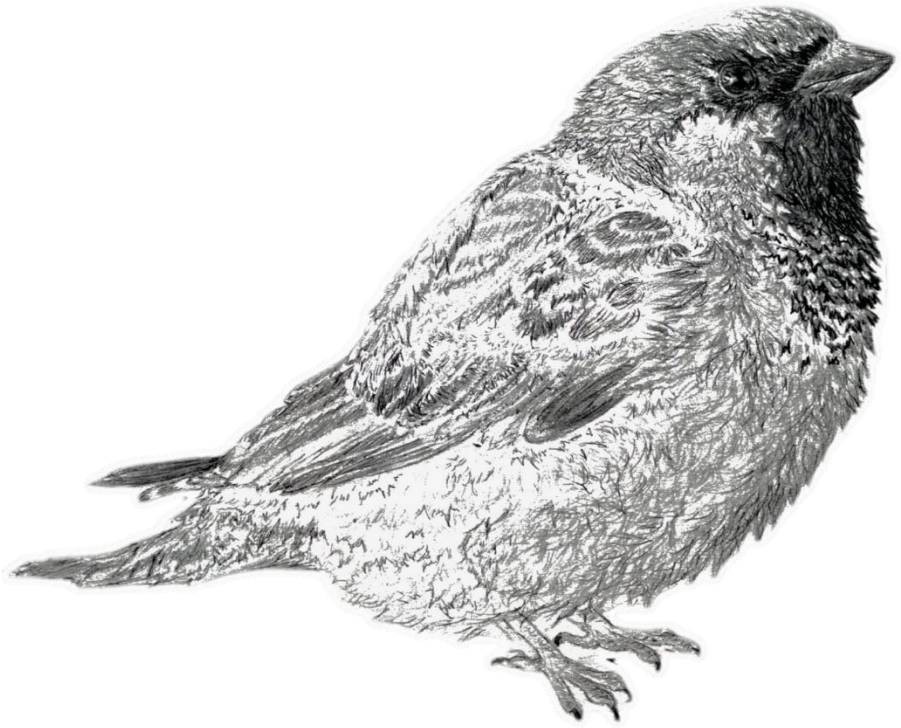
Je ne peux continuer mes remerciements sans parler de la personne qui m'est le plus cher au monde : ma sœur Tiphaine. Les larmes montent à l'écriture de ces lignes et les mots me manquent pour te dire à quel point tu es importante dans ma vie et à quel point tu me manques. Je ne pourrais jamais te dire suffisamment merci pour toutes les années que nous avons passées ensemble à la maison, toutes nos bêtises et nos bagarres, même si on exaspérait parfois papa et maman. Nous avons toujours été très proches, avec ce lien fort qui nous unit. Merci d'être la personne que tu es et de rendre ma vie plus belle depuis plus de 27 ans maintenant (oui oui tu prends un coup de vieux je sais !), je ne peux pas imaginer ma vie sans toi. Au moment où j'ai commencé ma thèse, tu es toi aussi partie vivre une grande aventure, de l'autre côté de l'Atlantique. Même si la distance nous a un peu éloignées, merci de ton soutien et ton amour inconditionnels, merci d'avoir toujours été là pour moi et sache que je ferai toujours tout pour toi. J'ai tellement hâte que tu rentres en France et que nous puissions nous retrouver, et repartir en voyage ensemble, rien que toutes les deux. Tu es une femme incroyable, que j'ai toujours admirée. Je suis extrêmement fière d'être ta sœur et je t'aime très fort, merci pour tout ma grande sœur d'amour. Un grand merci aussi à Tom (alias Tomot64 !), pour tous les moments partagés ensemble, les discussions sport et oiseaux, et d'avoir toujours accepté de m'accueillir, aux Pays-Bas ou à New-York, ces semaines passées avec vous deux sont des souvenirs précieux.

Je souhaite également adresser quelques mots pour mon oncle et ma tante, Patrick et Marie-Christine. J'ai énormément de chance de vous avoir à mes côtés, merci pour vos encouragements et votre soutien pendant toutes ces années. Tata, j'admire la force dont tu as fait preuve pendant ces années compliquées, profite à fond des séjours en camping-car maintenant ! Les moments partagés avec vous dès que je rentre en Normandie sont précieux pour moi, et j'ai déjà hâte des prochains ! Un grand merci aussi à mon cousin Damien pour ton soutien et les moments partagés ensemble. A ma mamie Sossotte, je suis heureuse de t'avoir auprès de moi, merci de parler avec moi d'oiseaux et de chats, et de partager plein de goûters et de cafés à mes côtés ! Un petit mot spécial aussi à mon Papy René, ma Mamie Simone, mon Papy Dédé et mon Tonton Régis, je pense fort à vous et j'espère que vous êtes fiers de moi, de là où vous êtes.

Je vais maintenant finir ces remerciements avec ceux qui partagent mon quotidien. Victor, notre rencontre il y a maintenant plus de 2 ans est l'une des meilleures choses qui me soient arrivées pendant cette thèse. Je me rappelle nos premiers moments ensemble, autour du billard, aux pauses café, à nos fameuses « réu Santé des territoires », à Chizé ou à la maison, qui aurait cru qu'on en serait là aujourd'hui ? Un énorme merci de partager ma vie depuis 2 ans et de la rendre encore plus belle au quotidien, et je ne dis pas ça que pour tes bons petits plats de tous les jours (même si c'est plus qu'appréciable d'avoir un super cuisto à la maison) ! Tu es ma bouffée d'air frais au quotidien, on parle et on rigole de tout, et on décompresse après des longues journées au labo. Merci aussi pour tous les moments passés ensemble, en Normandie, dans le sud (et au pois chiche !), chez nous, ou en vacances dans tout plein de villages inconnus où on va juste parce que c'est beau. Merci d'admirer la nature qui nous entoure à mes côtés, et merci pour ton écoute et ta sensibilité. Tu es toujours d'un soutien et d'un amour sans faille, dans les bons moments comme dans les moments de stress. Merci de croire en moi et de me pousser pour que je prenne confiance. J'ai hâte que toi aussi tu termines ta thèse (je serai aux premières loges l'année prochaine !), et qu'on puisse partir vers de nouveaux horizons ensemble. Je suis pressée de voir où la vie nous mènera et de vivre toutes mes prochaines aventures avec toi. Je suis si heureuse et reconnaissante de t'avoir à mes côtés, je t'aime fort et merci pour tout petite tête.

Je remercie aussi mes animaux, qui font partie intégrante de ma famille et sans qui ma vie serait beaucoup plus triste (mon compte bancaire plus rempli !). Merci aux trois chats les plus merveilleux de partager mon quotidien et de m'avoir accompagnée avec des ronrons et des câlins pendant ces années. Moudzou a été le premier à arriver dans ma vie (en provenance de Mayotte, rien que ça !) seulement un mois après le début de ma thèse, alors, j'espère que ces trois années ont été belles aussi pour lui, même s'il a perdu toutes ses dents et que les réveils à 3h du mat' pour le terrain étaient aussi difficiles pour lui que pour moi. Odin, il a débarqué dans ma vie un an après (accompagné de son humain à 2 pattes !) et m'a tout de suite adoptée et aimée, tout comme moi ! Et la petite dernière, Freya, un troisième chat pour cette troisième année de thèse. On ne savait pas trop où on allait avec elle mais finalement quel bonheur de l'avoir. Merci à eux trois pour tous les câlins ou les bêtises, les plantes renversées et les croquettes partout dans la maison. La maison serait beaucoup trop ennuyeuse sans eux. Rexou et Sucki (et Praline !) ça a toujours été un plaisir de les retrouver à la maison, et ils ont été aussi d'une grande aide pour décompresser et me vider la tête, et promis mon Rexou je reviens vite. Et évidemment une énorme pensée à Oméga qui a partagé plus de 14 ans de ma vie, tout comme Alpha, ma binôme et ma meilleure amie depuis toujours. Je pense toujours très fort à vous et mon amour pour vous reste intacte.

Et évidemment un grand merci à tous les oiseaux qui ont croisé ma route et qui m'ont permis de faire cette thèse ! Merci particulier aux rougegorges (parce que les rougegorges c'est génial !) et aux moineaux car, même s'ils n'apparaissent pas dans cette thèse, beaucoup de matinées de captures auraient été bien longues et vides sans leur présence !



Dessin réalisé par Laura Bonnefond, le 23/10/2025.

TABLE DES MATIÈRES

Préface I

1. Publications III
   1.1 Articles publiés III
   1.2 Articles en soumission III
   1.3 Articles en préparation III
2. Participations à des congrès scientifiques III
   2.1 Communication orales IV
   2.2 Présentations de poster IV
3. Organisation de congrès scientifiques V
4. Évènements grand public et vulgarisation V
5. Enseignement et supervision VI
   5.1 Supervision de stagiaires VI
   5.2 Enseignements à La Rochelle Université VII
6. Formations VIII
7. Et avant la thèse ? VIII
   7.1 Parcours universitaire VIII
   7.2 Expériences en recherche IX

Introduction générale 1

1. Modèles agricoles, environnement et biodiversité 3
   1.1 Expansion et intensification de l'agriculture 4
   1.2 Conséquences de l'intensification de l'agriculture sur l'environnement 6
   1.3 L'agriculture biologique : un modèle agricole alternatif 8
2. Utilisation des pesticides chimiques en agriculture conventionnelle 10
   2.1 Lutte contre les espèces cibles 10
   2.2 Contamination ubiquitaire de l'environnement par les pesticides 18
   2.3 Contamination des espèces non-cibles 21
3. Impacts des pesticides sur la biodiversité : zoom sur l'avifaune 24
   3.1 Effets des pesticides 24
   3.2 Rôle des pesticides dans le déclin des oiseaux 34
4. Les oiseaux des milieux agricoles comme bioindicateurs de la contamination environnementale 35
   4.1 Lacunes actuelles 35

4.2 La contamination aux pesticides : un enjeu de santé publique qui nécessite des espèces bioindicatrices 37

4.3 Les oiseaux : des bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides ? ... 39

5. Objectifs et organisation de la thèse 41

Méthodologies générales 45

1. Zone d'étude et design expérimental 47

1.1 Zone d'étude : la Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre 47

1.2 Sélections des haies en milieux agricoles 49

1.3 Sélection des jardins d'habitation dans des communes de la ZAPVS 51

2. Modèle d'étude : les passereaux 56

2.1 Autorisations éthiques, de capture et de baguage 56

2.2 Choix des espèces considérées 58

3. Protocole de captures 62

3.1 Captures au filet japonais 64

3.2 Baguage et identification 65

3.3 Mesures morphométriques 66

3.4 Prises de sang 68

3.5 Estimations des infections parasitaires 72

3.6 Étude de la qualité individuelle pour la reproduction *(en 2021)* 77

Axe I – Schémas d'exposition aux pesticides des passereaux des milieux agricoles 83

Article 1. Exposition aux pesticides chez les passereaux sauvages des milieux agricoles : bioindicateurs d'une contamination généralisée malgré l'agriculture biologique 89

Article 2. Des paysages agricoles aux jardins domestiques : les passereaux sauvages comme bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides 117

Axe II – Effets sublétaux des mélanges de pesticides sur les traits d'histoire de vie des passereaux 171

Article 3. Effets sublétaux des mélanges de pesticides sur la morphologie, la physiologie et le comportement des passereaux sauvages 177

Axe III – Effets de l'agriculture biologique sur la santé et la reproduction des passereaux 225

Article 4. Les modèles agricoles induisent des effets contrastés sur les infections parasitaires chez les passereaux sauvages des milieux agricoles 231

Article 5. Évaluation des effets de l'agriculture biologique sur la coloration et la qualité spermatique des passereaux des milieux agricoles 255

Article 6. Effet de l'agriculture biologique sur la qualité du chant d'un passereau des milieux agricoles : le cas du bruant proyer 275

Discussion générale 323

1. Résumé des principaux résultats 325

2. Contamination aux pesticides des passereaux sauvages 328
2.1 Contamination omniprésente dans tous les environnements 328
2.2 Prise en compte de la complexité des mélanges de pesticides dans les analyses 336
3. L'agriculture biologique : potentiel levier pour enrayer le déclin des populations d'oiseaux ? 338
4. Les passereaux : des bioindicateurs de la contamination locale ? 344
4.1 Nécessité de prendre en compte différentes espèces 344
4.2 Vers une meilleure compréhension des voies d'exposition 350
4.3 Autres perspectives de recherche : une approche *Une Seule Santé* ? 352
5. Conclusion générale 356

Références 357

Annexe 393

Résumé 406

PRÉFACE



© Julie Noualhier

1 Publications

Ce manuscrit s'appuie sur les articles suivants, publiés ou en préparation.

1.1 Articles publiés

- **Bailly A.**, Monceau K., Moreau J., 2026. Farming practices induce contrasted effects on parasitic infections in passerine birds in agricultural landscapes. ***Agriculture, Ecosystems, Environment***, https://doi-org.inee.bib.cnrs.fr/10.1016/j.agee.2025.110008
- Humann-Guilleminot S., **Bailly A.**, Monceau K., Desbonnes M., Bretagnolle V., Moreau J. (2025). Field-based evidence of impaired sperm quality associated with conventional farming in two passerine birds. ***Ibis***, https://doi-org.inee.bib.cnrs.fr/10.1111/ibi.70007
- **Bailly, A.**, Monceau, K., Bretagnolle, V., Rodrigues, A., Millet, M., Moreau, J., 2025. Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming. ***Environmental Research***, https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389.

1.2 Articles en soumission

- **Bailly, A.**, Monceau, K., Millet, M., Debenest E., Gaba S., Bretagnolle V. Moreau, J. From agricultural landscapes to domestic gardens: wild passerines as bioindicators of environmental pesticide contamination. ***En soumission dans Eco-Environment & Health.***
- **Bailly, A.**, Philippe M., Monceau, K., Debenest E., Moreau, J. Sublethal effects of pesticide mixtures on morphology, physiology and behaviour in wild passerine birds. ***En soumission dans Science of the Total Environment.***

1.3 Articles en préparation

- **Bailly, A.**, Chapillon L., Lengagne T., Monceau, K., Moreau, J. Effet de l'agriculture biologique sur la quantité et la qualité du chant du bruant proyer (*Emberiza calandra*). ***En préparation pour Agriculture, Ecosystems, Environment.***

2 Participations à des congrès scientifiques

Ces trois années de thèse m'ont permis de participer à différents congrès scientifiques pour y présenter mes travaux sous la forme de présentations orales ou de posters. L'intervenant est indiqué par une étoile (*).

2.1 Communications orales

- **Bailly A.***, Monceau K., Rodrigues A., Millet M., Moreau J. Exposition aux pesticides des passereaux des environnements agricoles : bioindicateurs d'une contamination généralisée malgré l'agriculture biologique. **53ème conférence du Groupe Français de recherche sur les Pesticides (GFP)** – Perpignan, France, 11-13 juin 2025.
  - ➔ **1er prix de la meilleure communication orale**
- **Bailly A.***, Monceau K., Moreau J. How agricultural practices impact host-parasite interactions in farmland birds? **SFE² 2024 (Société Française d'écologie et d'évolution), International Congress in Ecology and Evolution** – Lyon, France, 21-25 octobre 2024.
- **Bailly A.***, Bretagnolle V., Monceau K., Moreau J. (2024) L'agriculture biologique peut-elle réduire l'exposition des oiseaux aux pesticides ? **Colloque des doctorants de deuxième année de La Rochelle Université** – La Rochelle, France, 13-14 mai 2024.

2.2 Présentations de posters

- **Bailly A.***, Monceau K., Bretagnolle V., Millet M., Moreau J. Des paysages agricoles aux jardins domestiques : les passereaux sauvages comme bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides. **Journée des doctorants de la Région Nouvelle-Aquitaine** – Bordeaux, France, 14 novembre 2025.
  - ➔ **1er prix du meilleur poster, thématique « Sciences de l'environnement, sciences de la terre, eau & ressources naturelles »**
- **Bailly A.***, Monceau K., Bretagnolle V., Millet M., Moreau J. Des paysages agricoles aux jardins domestiques : les passereaux sauvages comme bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides. **Séminaire INRAE METABIO** – Paris, France, 15-16 mai 2025.
- **Bailly A.***, Monceau K., Bretagnolle V., Millet M., Moreau J. From agricultural landscapes to domestic gardens: wild passerines as bioindicators of environmental pesticide contamination. **35th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)** – Vienna, Austria, 11-15 mai 2025.
- Gaba S.*, Lefeuvre S., Mougard C., **Bailly A.**, Ouedraogo F., Delva F., Dupuis A., Bretagnolle V. Putting the One Health concept into practice through a transdisciplinary research project. **5th European Conference of the Ecosystem Services Partnership, Ecosystem services: One Planet, One Health** – Wageningen, The Netherlands, 18-22 novembre 2024.

- **Bailly A.***, Bretagnolle V., Monceau K., Moreau J. Can organic farming reduce birds' exposure to pesticides? **16ème édition du colloque Ecology & Behaviour** – Centre d'Études Biologiques de Chizé, Villiers-en-Bois, France, 26-30 août 2024.
- **Bailly A.***, Bretagnolle V., Monceau K., Moreau J. L'agriculture biologique peut-elle réduire l'exposition des oiseaux aux pesticides ? **Colloque des doctorants de deuxième année de La Rochelle Université** – La Rochelle, France, 13-14 mai 2024.
- **Bailly A.*** Rôle de l'agriculture biologique dans le maintien des populations d'oiseaux dans les agroécosystèmes : une étude de cas dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre. **Séminaire INRAE METABIO** – Saint-Malo, France, 21-22 mars 2023.

3 Organisation de congrès scientifiques

Lors de ces trois années, j'ai également eu l'opportunité de prendre part à l'organisation de deux colloques, l'un s'étant déroulé en 2024, et l'autre se déroulant en 2026 :

- **Membre du comité d'organisation** de la 54ème conférence du Groupe français de recherche sur les pesticides (GFP), à La Rochelle, du 27 au 29 mai 2026.
- **Co-organisatrice et vice-trésorière du comité d'organisation** de la 16ème édition du colloque international Ecology & Behaviour, au Centre d'Études Biologiques de Chizé, Villiers-en-Bois, du 26 au 30 août 2024.

4 Évènements grand public et vulgarisation

- Interventions auprès d'élèves de 3ème lors de leur stage d'observation au Centre d'Études Biologiques de Chizé, Villiers-en-Bois France, en janvier 2023, janvier 2024, avril 2025, décembre 2025.
- Vulgarisation de mes travaux de recherche dans une vidéo réalisée par le média Curieux Live « Des oiseaux pour trouver des pesticides », mis en ligne le 25 septembre 2025. Disponible au lien suivant : https://www.instagram.com/reel/DPB4IBWADAO/
- Invitée du 6ème épisode du podcast « Les sciences au féminin pluriel » d'Elva Fuentes, mis en ligne le 6 octobre 2025. Épisode disponible au lien suivant : https://podcast.fr/episode/episode-6-audrey-bailly/
- Présentation d'un poster « Les oiseaux, des bio-sentinelles de la pollution environnementale ? » pour la Semaine Écologie Environnement Biodiversité, Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, mai 2025.

- Animation d'un atelier pour des groupes scolaires et le grand public pour la Fête de la Science « A la découverte des oiseaux des plaines agricoles ». Centre d'Études Biologiques de Chizé, Villiers-en-Bois, France, 4-5 octobre 2024.
- Co-organisation d'une réunion d'informations et de remerciements avec les habitants partenaires locaux. Centre d'Études Biologiques de Chizé, 7 juin 2024.
- Participation à un film réalisé et tourné par Romane Firecka, Eva Bernard et Théo Allenou de l'Institut Francophone de Formation au Cinéma Animalier de Ménigoute (IFFCAM). Présentation des captures d'oiseaux et des manipulations effectuées.
- Animation d'un atelier pour des groupes scolaires et le grand public pour la Fête de la Science « A la découverte des oiseaux de notre région ». Zoodyssée, Villiers-en-Bois, France, 13-14 octobre 2023.
- Participation à un reportage France TV lors d'une session de captures d'oiseaux dans le 19/20 Journal national, édition du samedi 3 juin 2023. Présentation par Jérôme Moreau des travaux de recherche menés sur les passereaux.

5 Enseignement et supervision

5.1 Supervision de stagiaires

Durant ma thèse, j'ai supervisé un total de 10 stagiaires durant leurs stages de licence ou de master :

Master 2 :

- Mathéo Philippe, Master 2 Biodiversité Écologie Évolution, parcours Dynamique et Conservation de la Biodiversité, Université de Bourgogne. Février à août 2025. Impact du type d'agriculture sur la reproduction chez le merle noir (*Turdus merula*)
- Laure Chapillon, Master 2 Patrimoine Naturel et Biodiversité, Université de Rennes. Février à août 2025. Effet de l'agriculture biologique sur le chant des bruants proyers (*Emberiza calandra*).
- Solène Baudillon, Master 2 Biodiversité Écologie Évolution, parcours Gestion Adaptative de la Biodiversité, Aix-Marseille Université. Janvier à juillet 2025. Patrons de contamination des passereaux aux pesticides : effets de l'éloignement aux parcelles conventionnelles.
- Rémi Chaussereau, Master 2 Patrimoine Naturel et Biodiversité, Université de Rennes. Février à août 2024. Impact de l'agriculture conventionnelle sur l'activité vocale des passereaux dans les agroécosystèmes : étude du bruant proyer (*Emberiza calandra*) et du rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*).

Master 1 :

- Yann Porte, Master 1 Sciences de l'Environnement Appliquées à la Montagne, Université de Savoie Mont-Blanc. Aide terrain, juillet 2024.
- Clément Rimbert, Master 1 Écologie de la Conservation Ingénierie écologique : Recherche et Expertise, Muséum National d'Histoire Naturelle. Aide terrain, juin 2024.
- Mathéo Philippe, Master 1 Biodiversité Écologie Évolution, parcours Dynamique et Conservation de la Biodiversité, Université de Bourgogne. Avril à juin 2024. Étude de l'impact de l'agriculture conventionnelle sur la charge parasitaire chez huit espèces de passereaux dans les agroécosystèmes.
- Maëlle Tisserand, Master 1 Biodiversité Écologie Évolution, parcours Dynamique et Conservation de la Biodiversité, Université de Bourgogne. Mars à mai 2024. Caractérisation de la contamination par les pesticides chez les passereaux des haies selon le système agricole.

Licences :

- Lylou Jouffreau, 2ème année de licence Sciences de la Vie, Université La Rochelle. Juin 2025.
- Edgard Bain, 2ème année de licence Sciences de la Vie, Université La Rochelle. Mai 2025.

5.2 Enseignements à La Rochelle Université

Pendant ma thèse, j'ai ajouté à mes activités de recherche, de l'enseignement à l'Université de La Rochelle, ce qui représente un total de 54 heures d'enseignement réparties comme détaillé ci-dessous :

Année scolaire 2024 – 2025 (16h) :

- Travaux pratiques (TP) de Physiologie végétale, 2ème année de licence Sciences de la Vie (16 h). Etude de la photosynthèse.

Année scolaire 2023 – 2024 (38h) :

- Travaux dirigés (TD) de Biologie Végétale, 2ème année de licence Sciences de la Vie (12h) : Tissus des angiospermes et leurs fonctions.
- Travaux pratiques (TP) en Biologie Végétale, 2ème année de licence Sciences de la Vie (9h). Illustration des structures reproductives chez une algue (*Fucus sp.*, Straménopile), une mousse (Bryophyte) et une fougère (Filicophyte).
- Travaux pratiques (TP) de Physiologie Végétale, 2ème année de licence Sciences de la Vie (8 h). Etude de la photosynthèse.

- Travaux pratiques (TP) de Biologie Animale, 2ème année de licence Sciences de la Vie (9h). Anatomie externe de la langoustine.

6 Formations

- Aspects théoriques et pratiques de l'écophysiologie comportementale. École d'été proposée par l'Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien, Université de Strasbourg. Septembre 2024 à l'Université de Strasbourg.
- L'interdisciplinarité dans les sciences de la durabilité. Formation proposée par Biosena (Biodiversité et Services Écosystémiques en Nouvelle-Aquitaine). Mai à juin 2024 en visioconférence.
- Intégrité scientifique dans les métiers de la recherche. Formation proposée par l'Université de Bordeaux. Août 2023 sous forme de MOOC.
- Formation à l'utilisation d'animaux de la faune sauvage non-hébergée à des fins scientifiques (ExpeFS-FI Concepteur). Formation proposée par le Muséum National d'Histoire Naturelle en partenariat avec le CNRS et l'OFB. Mars 2023 pour le module de base en visioconférence, et septembre 2023 pour le module complémentaire (appliqué aux petits oiseaux) au Centre d'Études Biologiques de Chizé.
- Statistiques appliquées à l'écologie. Formation proposée par David Pinaud. Février 2023 au Centre d'Études Biologiques de Chizé.
- Statistiques sur R. Formation proposée par David Pinaud. Janvier 2023 au Centre d'Études Biologiques de Chizé.
- Nos projets de recherche sont-ils éthiques ? Quelles sont les limites à l'utilisation d'animaux vivants pour améliorer la santé humaine, animale ou protéger l'environnement ? Formation proposée par INRAE Centre et Val de Loire. Décembre 2022 en visio-conférence.
- Formation théorique au baguage d'oiseaux à des fins scientifiques. Formation proposée par le Centre national de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO), Muséum National d'Histoire Naturelle. Novembre 2022 en visio-conférence.

7 Et avant la thèse ?

7.1 Parcours universitaire

2019 – 2021 : Master Science de la Vie, parcours Écophysiologie, Écologie et Éthologie. Université de Strasbourg, France.

2018 – 2019 : 3ème année de Licence Science de la Vie, parcours Biologie Cellulaire et Physiologie des Organismes. Université de Strasbourg, France.

2016 – 2018 : Diplôme Universitaire de Technologie (DUT) Génie Biologique, spécialité Analyses Biologiques et Biochimiques. Le Mans Université, IUT de Laval, France.

7.2 Expériences en recherche

2022 : Membre de la Brigade Phoques du Groupe Mammalogique Normand (GMN), lors de la surveillance estivale 2022 dans le cadre du programme de suivi et de protection des phoques de l'estuaire de l'Orne (phoques veaux-marins (*Phoca vitulina*) et phoques gris (*Halichoerus grypus*)). Suivis (dénombrements et repérage des femelles gestantes et de couples mères-jeunes), protection des zones de repos, animations et sensibilisation grand public.

2022 : Stagiaire à l'Université Paris Nanterre et Parc Le Pal, France. Sujet : Influence du réseau social d'un groupe d'éléphants d'Asie (*Elephas maximus*) en captivité et de leur relation avec les soigneurs sur l'apprentissage social d'une tâche cognitive.

2021 : Stagiaire M2 dans le cadre du programme GibAdapt, UMR 6552 laboratoire EthoS, Université de Rennes, France. Sujet : Effets multigénérationnels de l'influence parentale sur l'adaptation et la survie des perdrix rouges (*Alectoris rufa*).

2020 : Stagiaire M1 au laboratoire Biologie des Organismes et des Écosystèmes marins (BOREA), Université de Rennes, France. Sujet : Étude de la structure sociale et du métabolisme sous contraintes environnementales (température et salinité) chez les poissons (*Chelon labrosus*, *Chelon ramada*, *Salmo trutta*).

2019 : Mission à la Vervet Monkey Foundation, Tzaneen, Afrique du Sud.

2018 et 2019 : Stagiaire au département Neurosciences Comportementales de l'institut GELIFES, Université de Groningen, Pays-Bas. Sujet : Étude des mécanismes chimio sensoriels sous-jacents à la formation de groupes et à la ponte chez la drosophile (*Drosophila melanogaster*)

INTRODUCTION GÉNÉRALE



© Audrey Bailly

Au cours du siècle dernier, la biodiversité a connu un déclin sans précédent à l'échelle mondiale. L'abondance des populations de vertébrés a diminué de plus de moitié depuis 1970 (~58 %), et plusieurs centaines d'espèces se sont déjà éteintes (Ceballos et al., 2015; WWF, 2016). D'après les estimations de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), plus de 47 000 espèces sont classées menacées d'extinction sur environ 169 000 espèces étudiées, soit environ 28 % des espèces évaluées : 27 % des mammifères, 41 % des amphibiens et 12 % des oiseaux (IUCN, 2025). Le rythme actuel de disparition des espèces, environ cent fois supérieur à celui observé lors des crises biologiques passées, traduit l'entrée de la biosphère dans une sixième extinction de masse (Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2020, 2015). Contrairement aux cinq précédentes extinctions provoquées par des phénomènes naturels, la crise actuelle est d'origine anthropique, liée principalement à l'augmentation exponentielle de la population humaine mondiale (de 1 milliard en 1800 à 8 milliards d'humains en 2022, Pison, 2023) ainsi qu'à l'augmentation accrue de ses activités (Ripple et al., 2019). Les causes de cette sixième extinction sont multiples et souvent interconnectées : exploitation directe de certaines espèces, surexploitation des ressources, destruction et modification des habitats, développement urbain, introduction d'espèces exotiques envahissantes et de zoonoses, pollution et changement climatique (Brook et al., 2008; Maxwell et al., 2016; Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). Après la surexploitation, l'agriculture moderne constitue le principal moteur de la perte mondiale de biodiversité, environ 62 % des espèces répertoriées étant classées menacées ou quasi-menacées sur la liste rouge de l'UICN (Kehoe et al., 2017; Maxwell et al., 2016). Pourtant, la biodiversité est nécessaire à l'espèce humaine, puisqu'elle est responsable de la fourniture et du maintien de services écosystémiques vitaux à l'humain, notamment par la séquestration du carbone et le recyclage des nutriments, ou encore la pollinisation des cultures et le contrôle des parasites agricoles par exemple (Ceballos et al., 2010; Ehrlich and Daily, 1993; Suzán et al., 2009). La sixième vague d'extinction menace donc tout un système global et est, par conséquent, l'un des problèmes environnementaux actuels les plus critiques. Néanmoins, la demande alimentaire mondiale pourrait doubler d'ici 2050 (Tilman et al., 2011), l'intensification de l'agriculture devrait alors continuer à se développer encore davantage, laissant présager une aggravation des pressions exercées sur la biodiversité dans les décennies à venir (Kehoe et al., 2017).

1 Modèles agricoles, environnement et biodiversité

L'agriculture a connu d'importantes transformations au cours du dernier siècle afin de nourrir une population humaine toujours croissante. La révolution verte, combinant l'intensification et l'utilisation de semences à haut potentiel de rendement, d'engrais et de pesticides, était une intervention planifiée visant à augmenter les rendements agricoles afin de les rendre autosuffisants en matière de production alimentaire (Sisaye and Stommes, 1985). Cette intensification des pratiques a mené à des modifications profondes des écosystèmes agricoles, entraînant des répercussions non négligeables sur l'environnement et la biodiversité, suscitant l'émergence de modèles alternatifs visant une production plus durable.

1.1 Expansion et intensification de l'agriculture

Après la Seconde Guerre Mondiale, un déplacement massif de la population humaine des zones rurales vers les villes a été constaté (Griffon, 2006), ce qui a entraîné une diminution de la main-d'œuvre agricole. Dans le même temps, la population a augmenté drastiquement, puisqu'elle est passée d'environ 2,5 milliards de personnes en 1950 à 7,2 milliards en 2014 (Figure 1a, Gerland et al., 2014). La modification des systèmes agricoles est alors survenue en réponse à ces deux constats, puisque l'agriculture était face à une problématique majeure : les systèmes agricoles devaient produire davantage pour suivre l'évolution démographique, tout en ayant moins de personnels dans ce secteur. Dès 1957, en Europe, la Communauté Économique Européenne (CEE) a alors porté la Politique Agricole Commune (PAC), qui est entrée en vigueur en 1962 dans l'Union européenne. Ce plan de modernisation de l'agriculture visait à multiplier l'efficacité de production par le progrès technique. Deux processus se sont alors généralisés : l'expansion de l'utilisation des terres (conversion de terres non cultivées en terres cultivées) ainsi que l'intensification de la production agricole (Matson et al., 1997; Meyer and Turner, 1992). Par exemple, l'augmentation de la superficie totale des terres cultivées dans le monde a été estimée à 466 % entre 1700 et 1980 (Meyer and Turner, 1992). Les terres cultivées et les pâturages sont donc devenus l'un des plus grands biomes terrestres de la planète, occupant environ 40 % de la surface émergée du globe dans les années 1990 (Foley et al., 2005). L'intensification agricole a inclus le développement de différentes pratiques, telles que la mécanisation ainsi que le remembrement (regroupement du parcellaire et arrachement des obstacles à la mécanisation tels que les haies et les bosquets), la sélection variétale et l'irrigation (Foley et al., 2005; Matson et al., 1997). Par exemple, environ 250 millions d'hectares étaient irrigués dans le monde au début du XXIème siècle, soit près de cinq fois plus qu'au début du XXème siècle (Rosegrant et al., 2002). L'expansion et l'intensification des pratiques agricoles ont conjointement permis d'augmenter considérablement les rendements entre les années 1960 et 1990. Par exemple, durant ces décennies, les rendements liés à la production de céréales à l'échelle mondiale ont doublé, et ceux du blé en France ont triplé (Figure 1b, Foley et al., 2005; Harmange, 2019).

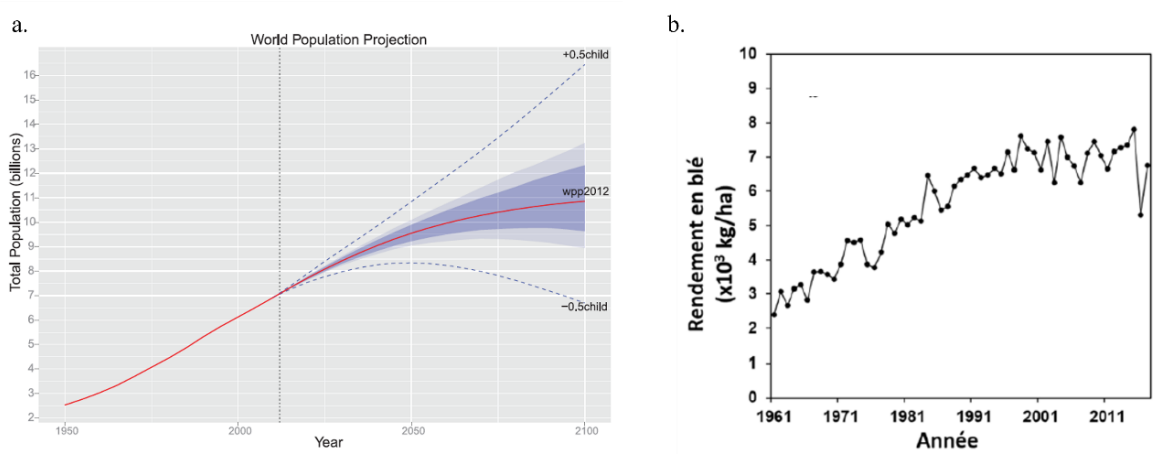


Figure 1. a) Dynamique de croissance de la population humaine mondiale depuis 1950 et projection jusqu'en 2100 (tiré de Gerland et al., 2014) ; et b) dynamique des rendements en blé en France entre 1961 et 2017 (tiré de Harmange, 2019).

Ces pratiques agricoles intensives induisent des environnements agricoles simplifiés (monocultures) avec une faible diversité génétique et une plantation à haute densité, favorisant l'émergence et la prolifération rapide d'agents pathogènes et de ravageurs adaptés à la culture dominante (Madhushan et al., 2025; Oraon et al., 2024; Stukenbrock and McDonald, 2008). Une fois qu'un agent pathogène infecte une culture, il peut rapidement décimer des champs entiers, comme l'ont montré des événements historiques tels que la grande famine irlandaise en 1845, causée par la propagation du mildiou de la pomme de terre (Oraon et al., 2024). La sélection variétale, en privilégiant des variétés génétiquement uniformes résistantes à certains pathogènes, a exercé une pression de sélection qui a également favorisé l'émergence de nouveaux pathotypes capables de contourner ces résistances (Madhushan et al., 2025). En réponse à cette vulnérabilité accrue des cultures aux bioagresseurs (ravageurs, agents phytopathogènes, plantes adventices), l'utilisation de produits sanitaires et fertilisants issus de l'industrie agrochimique a émergé afin de contrôler les bioagresseurs et maintenir les rendements. Son utilisation n'a cessé d'augmenter considérablement dans les dernières décennies. En effet, la consommation mondiale de pesticides était estimée à 3,70 millions de tonnes d'ingrédients actifs en 2022, reflétant une augmentation de 4 % par rapport à 2021, une hausse de 13 % au cours de la dernière décennie et une multiplication par deux depuis 1990 (Figure 2, FAO, 2024).

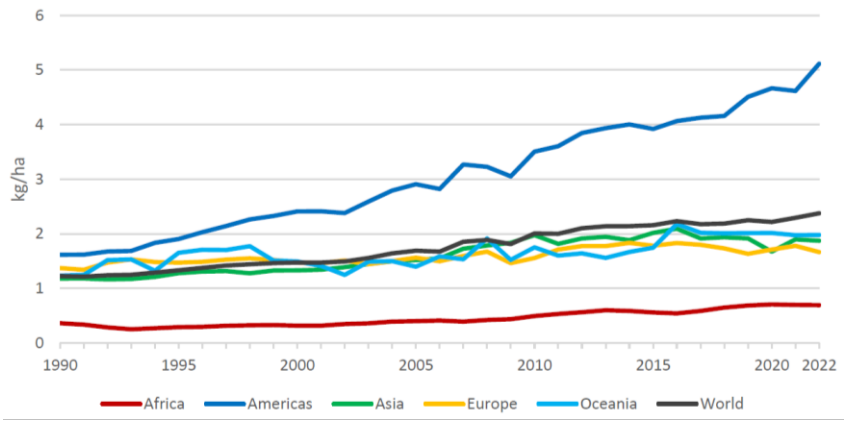


Figure 2. Évolution de l'utilisation de pesticides par hectare de terres cultivées entre 1990 et 2022. © FAO, 2024, http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP.

1.2 Conséquences de l'intensification de l'agriculture sur l'environnement

Outre ses effets positifs sur la sécurité alimentaire mondiale, l'agriculture intensive (également appelée conventionnelle dans la suite de ce manuscrit) a entraîné des conséquences négatives non négligeables sur les écosystèmes et l'environnement (review dans Apoorva and Kundlas, 2024). Les habitats naturels ont été transformés en terres agricoles, en particulier par le défrichement des forêts (Jenkins, 2003), ce qui a causé la destruction et la fragmentation des habitats naturels ainsi qu'une perte de l'hétérogénéité des paysages (Figure 3, Benton et al., 2003). De plus, la présence d'éléments naturels ou semi-naturels s'est raréfiée dans les paysages agricoles, comme c'est le cas, par exemple, des haies (Van Den Berge et al., 2019). En effet, depuis les épisodes de remembrement apparus à partir de 1950, environ 70 % des haies présentes dans les bocages français au début du vingtième siècle ont disparu, soit plus d'un million de kilomètres de haies (Pointereau, 2002).



Figure 3. Homogénéisation du paysage entre 1950 (à gauche) et 2025 (à droite) d'un paysage agricole autour de la commune de Les Fosses, située dans le département des Deux-Sèvres, France. Ces photographies aériennes ont été prises au même endroit et à la même altitude, montrant la perte d'hétérogénéité du paysage au profit de vastes monocultures. Source : IGN, 2025 (disponible sur : https://remonterletemps.ign.fr/, consulté en octobre 2025).

L'intensification agricole et ses pratiques ne modifient pas seulement les paysages, elles engendrent également une dégradation progressive de la qualité et de la structure des sols. En effet, le travail intensif du sol, l'usage de machines lourdes et la monoculture fragilisent la structure du sol, favorisant son érosion et son compactage. Ces processus entraînent la perte de la couche arable, essentielle à la fertilité, et limitent la circulation de l'eau et de l'air nécessaires au développement racinaire (Apoorva and Kundlas, 2024; Musa et al., 2024; Pais et al., 2022). Parallèlement, l'emploi massif d'intrants chimiques et la faible restitution de matière organique appauvrissent le sol en carbone et en biodiversité microbienne, compromettant sa capacité à retenir l'eau et à recycler les nutriments (Tudi et al., 2021). Ces dégradations accentuent la pression exercée sur les ressources en eau, désormais fortement sollicitées par les systèmes de production intensifs. En effet, l'irrigation représente aujourd'hui l'un des principaux postes de consommation d'eau douce à l'échelle mondiale. Dans de nombreuses régions, des réductions du niveau des nappes phréatiques et du débit des cours d'eau ont été observées, compromettant la disponibilité de l'eau pour d'autres usages, tels que la consommation humaine ou les activités industrielles. Cette surexploitation peut également provoquer l'assèchement partiel ou total de certaines rivières et zones humides, dégradant les écosystèmes associés (Apoorva and Kundlas, 2024).

L'agriculture intensive constitue également une source majeure de pollution chimique et atmosphérique à l'échelle mondiale. En effet, les intrants synthétiques, utilisés pour contrôler les bioagresseurs, contaminent l'ensemble des agroécosystèmes (*voir section 2.2 Contamination ubiquitaire de l'environnement par les pesticides*, Sharma et al., 2019; Van Der Werf, 1996) et les pratiques agricoles intensives contribuent aux émissions de gaz à effet de serre responsables du changement climatique (Tubiello et al., 2015). En particulier, la déforestation liée à l'expansion des terres cultivées libère le carbone stocké dans la biomasse tout en réduisant la capacité des forêts à agir comme puits de carbone (Xing and Wang, 2024).

En conséquence, la biodiversité des milieux agricoles a été fortement impactée par tous ces facteurs (Maxwell et al., 2016; Robinson and Sutherland, 2002). En effet, un déclin général de la biodiversité inféodée aux milieux agricoles a été constaté, pour l'ensemble des taxons : mammifères (Gentili et al., 2014), amphibiens (Albero et al., 2021; Arntzen et al., 2017), reptiles (Băncilă et al., 2023; Guiller et al., 2022), insectes (Raven and Wagner, 2021) et espèces végétales (Sotherton and Self, 2000). Les populations d'oiseaux nicheurs en milieux agricoles n'ont pas été épargnées, et leur effondrement a été documenté à plusieurs reprises (Chamberlain et al., 2000; Donald et al., 2001; Inger et al., 2015; Jerrentrup et al., 2017; Krebs et al., 1999; Newton, 2004; Stanton et al., 2018). Par exemple, en Europe, les populations d'oiseaux communs ont décliné en abondance de 25,4 % ± 2,8 entre 1980 et 2016, mais les populations d'espèces inféodées aux milieux agricoles ont été particulièrement touchées, avec un déclin de 56,8 % ± 4,9 de leurs abondances (Figure 4a, Rigal et al., 2023). Dans une étude visant à quantifier l'influence de différentes pressions anthropiques (i.e., intensification de l'agriculture (Figure

4b), couverture forestière, urbanisation et température) sur les tendances d'abondance des populations d'oiseaux, l'intensification de l'agriculture, en particulier l'utilisation de pesticides chimiques et de fertilisants, a été identifiée comme la principale pression à l'origine du déclin de la plupart des populations d'oiseaux, en particulier celles qui se nourrissent d'invertébrés (Rigal et al., 2023).

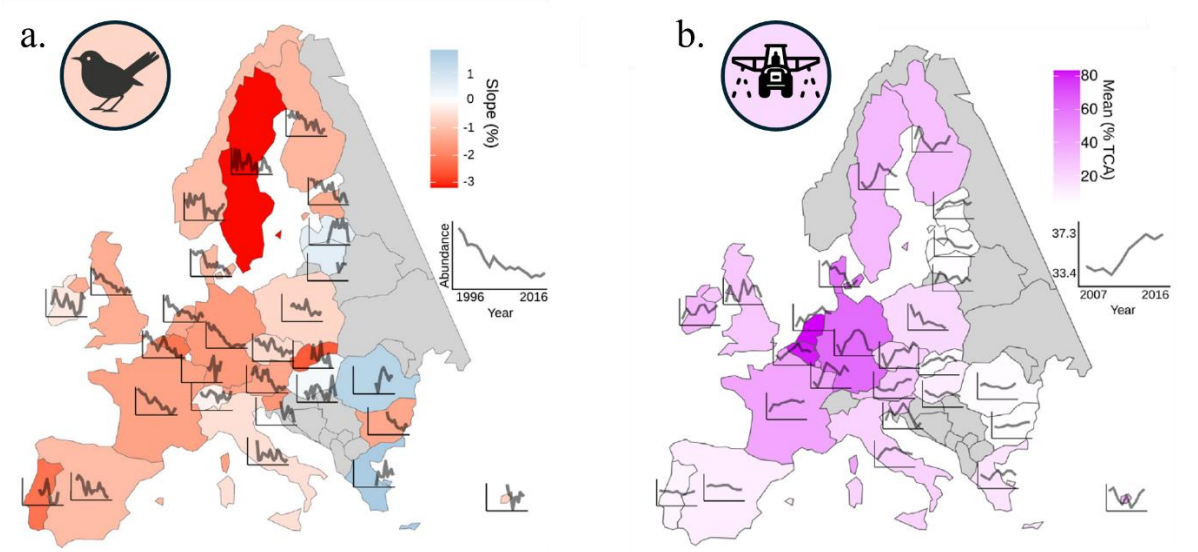


Figure 4. Évolutions temporelles en Europe a) de l'abondance des populations d'oiseaux inféodés aux milieux agricoles (19 espèces) entre 1996 et 2016 et b) de la couverture en exploitations à haut niveau d'intrants (pourcentage de la surface cultivée totale couverte par des exploitations à haut niveau d'intrants) entre 2007 et 2016. Ces figures montrent un déclin de l'abondance des populations d'oiseaux des milieux agricoles conjoint à l'augmentation de la couverture agricole à haut niveau d'intrants en Europe. © Tiré et adapté de Rigal et al., 2023.

1.3 L'agriculture biologique : un modèle agricole alternatif

Face à ces enjeux environnementaux et à ces déclins de la biodiversité, un modèle agricole alternatif s'est développé : l'agriculture biologique. Les pratiques biologiques reposent sur des méthodes respectueuses des équilibres naturels et interdisent l'usage de pesticides de synthèse, au profit d'engrais organiques (Lockeretz, 2007; Van Mansvelt et al., 1998). L'interdiction d'utilisation d'intrants de synthèse est d'ailleurs la seule pratique obligatoire réglementaire pour qu'un système de production soit labellisé en agriculture biologique. Par exemple, en Europe, les sols cultivés en agriculture biologique présentent des concentrations de résidus de pesticides nettement inférieures à celles mesurées dans les sols en agriculture conventionnelle (Geissen et al., 2021), révélant la principale différence entre ces deux systèmes de production.

Les effets environnementaux qui en résultent s'avèrent généralement inverses à ceux observés dans les systèmes conventionnels. En particulier, les systèmes de production en agriculture biologique consomment moins d'énergie par hectare et favorisent une plus forte teneur en matière organique du sol,

contribuant ainsi au stockage du carbone et à la réduction des émissions de gaz à effet de serre, permettant de lutter contre le changement climatique (Lockeretz, 2007; Reganold and Wachter, 2016). Par ailleurs, la diversité des pratiques mises en œuvre dans ces systèmes améliore la qualité des sols et favorise la présence d'éléments naturels ou semi-naturels dans les paysages agricoles (Gibson et al., 2007; Norton et al., 2009; Reganold and Wachter, 2016).

La disponibilité et la qualité des habitats sont alors augmentées pour la faune, augmentant également les ressources alimentaires disponibles pour les insectes et les petits mammifères, ce qui, à son tour, a un effet positif sur les prédateurs qui s'en nourrissent (Hole et al., 2005; Tuck et al., 2014). Finalement, l'abondance, la richesse et la diversité des espèces sont augmentées dans les milieux agricoles en agriculture biologique (Bavec and Bavec, 2015; Bengtsson et al., 2005; Pfiffner et al., 2001), par exemple pour les plantes (Hyvönen et al., 2003; Rundlöf et al., 2010), les insectes (Gabriel and Tscharntke, 2007; Grabovska et al., 2020) ou encore les oiseaux (Belfrage et al., 2005; Chamberlain et al., 2010; Katayama, 2016; McKenzie and Whittingham, 2009; Smith et al., 2010). Par ailleurs, les effets bénéfiques de l'agriculture biologique peuvent même s'étendre à la phénologie de la reproduction ainsi qu'au succès reproducteur des oiseaux des milieux agricoles (Bradbury et al., 2000; Wilson et al., 1997). Par exemple, une étude a montré que le bruant jaune (*Emberiza citrinella*) initiait ses premières nichées plus précocement et réalisait plus fréquemment une seconde couvée dans les exploitations en agriculture biologique que dans les exploitations en agriculture intensive, ce qui pouvait probablement être lié à une disponibilité alimentaire plus élevée dans les systèmes biologiques (Bradbury et al., 2000).

Finalement, l'agriculture biologique apparaît comme une alternative prometteuse dans les régions tempérées pour atténuer la perte globale de biodiversité (Stein-Bachinger et al., 2021). Toutefois, malgré ces bénéfices écologiques reconnus, ce mode de production demeure encore marginal à l'échelle mondiale, puisqu'il représente environ 1 % des terres agricoles mondiales (Reganold and Wachter, 2016). Dans l'Union européenne, 9,9 % des terres agricoles étaient en agriculture biologique ou en cours de conversion en 2021, l'Autriche étant le pays possédant la plus forte part de terres cultivées biologiquement (25,7 %, Figure 5). La France est, quant à elle, légèrement en-dessous de la moyenne européenne avec environ 9,7 % de surfaces agricoles biologiques en 2021 (Figure 5).

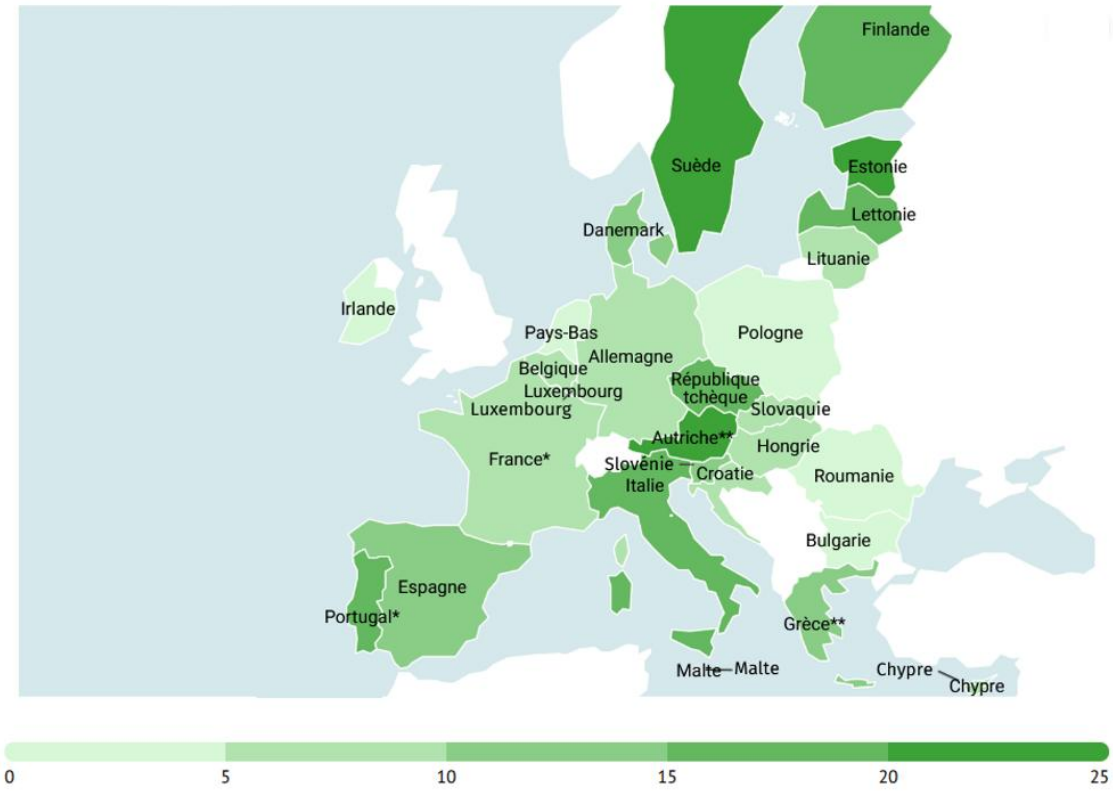


*Figure 5. Part (%) de la surface agricole cultivée selon les règles de l'agriculture biologique ou en conversion dans chaque Etat membre de l'Union européenne en 2021. * Estimations d'Eurostat. ** Données de 2020. © Carte provenant des données Eurostat (2021)*

Dans l'ensemble, bien que l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle se distinguent par un ensemble de pratiques, l'usage d'intrants synthétiques constitue la seule différence réglementaire entre ces deux systèmes. Ainsi, de nombreuses études ont mis en évidence le rôle central de la contamination par les pesticides dans les disparités observées en matière de biodiversité entre les exploitations agricoles biologiques et conventionnelles. L'utilisation de pesticides pour le contrôle des organismes bioagresseurs ne semble donc pas se limiter aux espèces cibles, mais s'étendre plus largement à l'environnement et la biodiversité. Il apparaît alors essentiel de s'intéresser plus spécifiquement aux intrants synthétiques utilisés en agriculture conventionnelle, à leurs modes d'action et leur devenir environnemental, ce qui constitue l'objet de la section suivante.

2 Utilisation des pesticides chimiques en agriculture conventionnelle

2.1 Lutte contre les espèces cibles

2.1.1 Définitions et rôles

Le terme « pesticide » est souvent utilisé de manière interchangeable avec celui de « produit phytopharmaceutique » (PPP), mais il s'agit en fait d'un terme plus large qui regroupe les PPP mais

également les produits qui ne sont pas destinés à être utilisés sur les végétaux tels que les biocides, selon la Directive 2009/128/CE de la Commission Européenne (EFSA, 2025). D'une part, les produits biocides visent à « détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, pour en prévenir l'action ou pour les combattre de toute autre manière par une action autre qu'une simple action physique ou mécanique » (règlement CE n°528/2012 du Parlement européen et du Conseil de l'Union Européenne). Ils sont utilisés par exemple pour lutter contre les organismes nuisibles qui endommagent les matériaux naturels ou manufacturés, ou pour la santé humaine ou animale (par exemple, désinfectants utilisés dans le traitement des eaux ou en médecine vétérinaire, produits de protection du bois ou lors de stockage). D'autre part, les PPP, majoritairement utilisés en agriculture, sont destinés à protéger les produits végétaux en éliminant, éloignant ou en prévenant l'action de tous les organismes nuisibles indésirables en affectant leurs processus vitaux (par exemple insecticides, fongicides, herbicides ou acaricides, règlement CE n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil de l'Union Européenne). Bien que la plupart des produits de synthèse considérés dans cette thèse soient des PPP, le terme pesticide sera utilisé dans la suite de ce manuscrit par soucis de simplicité.

Globalement, les pesticides sont donc des substances utilisées pour prévenir, éradiquer ou contrôler un ou des organismes nuisibles pour les cultures, pendant la production, le stockage et le transport (Casida, 2009; European Commission website). Les pesticides ont pour but de limiter les pertes de production et d'améliorer les rendements, en protégeant les cultures et en préservant les stocks alimentaires. L'utilisation de pesticides a alors pour but de maintenir l'équilibre en faveur de l'être humain et de son approvisionnement alimentaire, dans un environnement en concurrence avec de nombreuses espèces nuisibles pour la production telles que des insectes nuisibles (~10 000 à l'échelle mondiale), des plantes adventices (~1 800) et des champignons (~80 000) (Casida and Bryant, 2017a). Les pesticides appliqués sur les cultures regroupent différents types de substances qui ont chacune un rôle et une action différents. Les substances actives sont des produits chimiques, des extraits végétaux, des phéromones ou des micro-organismes qui agissent directement contre les nuisibles ciblés (*voir section 2.1.2 Classifications et modes d'action des pesticides*). Les phytoprotecteurs sont des substances qui sont ajoutées pour éliminer ou réduire les effets phytotoxiques de la ou des substances actives sur les cultures ou les organismes d'intérêt. Les substances synergistes, quant à elles, ont pour rôle de renforcer l'activité de la ou des substances actives contenues dans un produit.

A l'échelle mondiale, les pesticides sont largement utilisés, avec par exemple environ 17 milliards de dollars US de pesticides vendus dans le monde en 2015 (Casida and Bryant, 2017a). Néanmoins, les données de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations) révèlent de grandes disparités entre les régions du monde dans les taux d'utilisation de pesticides en 2022 (Figure 6, FAO, 2024). En effet, les continents américain et européen sont ceux qui ont les plus forts taux d'application de pesticides, malgré quelques exceptions comme les pays les moins industrialisés d'Europe de l'Est, ou le Mexique qui appliquent des

taux inférieurs à la moyenne mondiale. En Afrique et en Asie, les taux d'application de pesticides sont globalement assez faibles, hormis en Asie occidentale et quelques pays africains comme l'Afrique du Sud et le Botswana. Les plus faibles niveaux d'utilisation de pesticides observés dans ces régions peuvent s'expliquer par une combinaison de facteurs incluant une faible superficie de terres agricoles (par exemple en Asie du nord), la prédominance de petites exploitations agricoles, des pratiques culturales traditionnelles peu intensives, des contraintes économiques, un développement limité des marchés d'intrants et un manque de données fiables sur les usages réels (Williamson et al., 2008). Par exemple, les estimations demeurent incertaines en raison de l'absence de statistiques exhaustives dans les pays en développement, notamment concernant les importations issues de dons internationaux, qui constituent une source importante de pesticides pour l'agriculture de certains pays d'Afrique et d'Asie (Tobin, 1996). Néanmoins, cette faible utilisation est en grande partie liée à la dominance de systèmes agricoles à petite échelle et faiblement intensifiés, bien que l'usage puisse être localement intensif dans certaines cultures commerciales telles que le coton, le cacao ou les cultures maraîchères (Williamson et al., 2008).

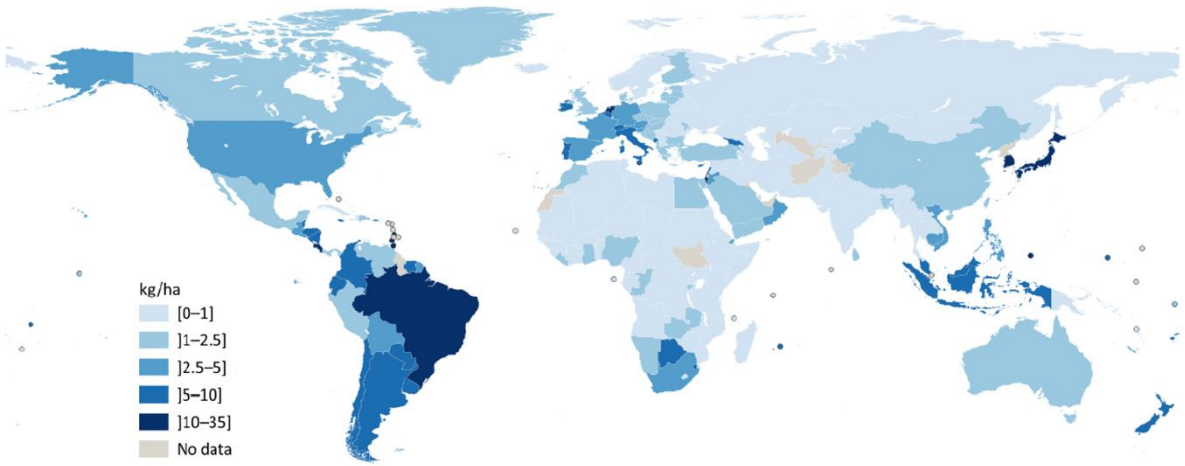


Figure 6. Utilisation mondiale de pesticides par hectare de terres cultivées en 2022. © FAO, 2024, http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP.

En France, l'utilisation de pesticides présente également une distribution géographique très contrastée, comme le montre par exemple la cartographique des Indicateurs de Fréquence de Traitement (IFT, Figure 7, Chayre et al., 2024). Cet indicateur correspond au nombre de doses de produits appliquées par hectare pendant une campagne culturale. L'IFT total moyen par commune correspond à la moyenne des IFT totaux par culture pour chacune des communes françaises, concernant tous les types de produits de synthèse hors biocontrôles (herbicides, insecticides, fongicides, traitements de semences etc.). Certaines régions françaises montrent alors des IFT très faibles (< 1 traitement), situées

principalement dans les zones de montagne et les marais côtiers, où les systèmes de polyculture-élevage de ruminants dominent avec une forte présence de surfaces en herbe qui ne sont généralement pas traitées. Sur la partie labourable des terres dans ces zones, il est généralement mis en place des rotations longues qui associent des prairies temporaires et des cultures généralement autoconsommées permettant une réduction de l'usage des produits phytosanitaires. À l'inverse, d'autres régions françaises sont spécialisées en grandes cultures, en viticulture ou en arboriculture fruitière, où les taux d'application de pesticides sont beaucoup plus élevés, du fait de pratiques agricoles plus intensives. Ces pratiques concernent principalement le grand Bassin parisien et la région bordelaise par exemple. Dix cultures concentrent à elles seules près de 90 % des traitements en pesticides en France. Parmi elles, quatre cultures représentent entre 65 % et 67 % de l'utilisation totale de pesticides sur la période 2020–2022 : le blé tendre, le colza, l'orge et la vigne. Le blé tendre constitue la culture la plus traitée, avec un IFT global compris entre 21 et 24 millions entre 2020 et 2022 sur les 67 millions de traitements enregistrés, soit 31 % à 36 % de la fréquence nationale sur cette période. En revanche, la part des exploitations en agriculture biologique demeure faible pour les grandes cultures, puisque leur surface est inférieure à 4 % de la Surface Agricole Utile (SAU), à l'exception du tournesol à 9 %, alors que 10,4 % de la SAU totale française était certifiée en agriculture biologique en 2023 (Chayre et al., 2024).

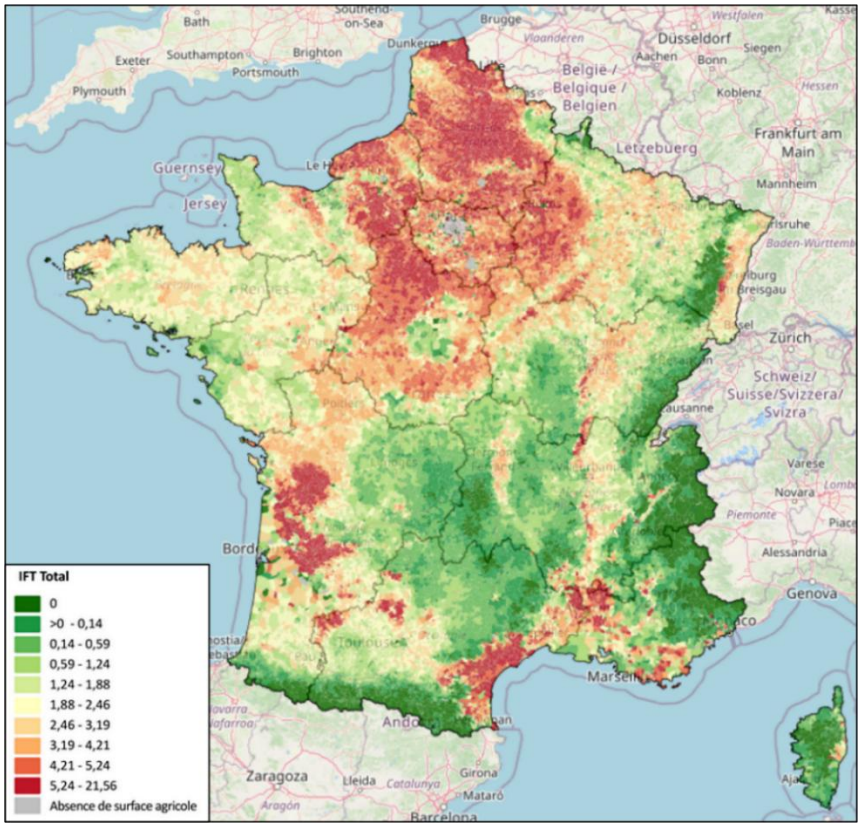


Figure 7. Distribution de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) phytosanitaire total moyen par commune, correspondant au nombre de doses de produits appliquées par hectare pendant une campagne culturale, sur les surfaces agricoles en France en 2022. © Carte Adonis d'utilisation des pesticides en France, Solagro.

2.1.2 Classifications et modes d'action des pesticides

Les pesticides comportent des propriétés physico-chimiques variées, et peuvent donc être classés de différentes manières. Ils peuvent être classés selon leur origine, principalement en deux classes : les pesticides inorganiques, tels que le cuivre ou le soufre, et les pesticides organiques, qui eux-mêmes peuvent être d'origine naturelle (comme les huiles essentielles) ou synthétiques, lorsqu'ils sont produits par synthèse chimique (Abubakar et al., 2020). Ils peuvent donc également être catégorisés selon leur structure chimique, les principales classes de pesticides synthétiques étant les néonicotinoïdes, les organochlorés, les organophosphorés, les carbamates et les pyréthroïdes. La classification peut aussi se baser sur le groupe fonctionnel des pesticides, par exemple les répulsifs, les fumigants, les régulateurs de croissance, les synergistes, ou encore les chimio-stérilisants. Les pesticides peuvent également être classés selon leur mode d'entrée, s'il est systémique (pesticides absorbés par la plante et transportés vers tous les tissus) ou non-systémique (restant sur la surface du feuillage traité) ; le risque de toxicité (classification selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) basée sur la toxicité aiguë par voie orale et par voie dermique déterminée pour le rat) ; ou encore leurs modes d'action (par exemple, agonistes de l'acétylcholine ou inhibiteurs de la synthèse protéique, voir ANNEXE A) (Abubakar et al., 2020; Tudi et al., 2021; Yadav and Devi, 2017). Néanmoins, les pesticides sont le plus souvent classés selon les organismes nuisibles qu'ils ciblent. De nouveau, de nombreuses classes existent (acaricides contre les acariens, rodenticides contre les rongeurs par exemple) mais les pesticides les plus fréquemment utilisés en France sont les insecticides, qui ciblent les insectes ravageurs de culture, les herbicides qui luttent contre la propagation de plantes adventices, et les fongicides qui visent à éradiquer les champignons. Cette sélectivité des organismes cibles impose une spécificité des modes d'action stricte à la physiologie des organismes cibles, tout en limitant l'émergence de résistance et en garantissant la sécurité des espèces non-cibles (Casida and Durkin, 2017b). Par exemple, les insecticides ne doivent pas être toxiques pour les insectes bénéfiques pour les cultures tels que les pollinisateurs ; les herbicides ne doivent pas agir sur les plantes cultivées ; et les fongicides ne doivent pas interférer avec certains processus de fermentation existants par exemple dans la production de vin.

Ainsi, les modes d'action des pesticides sont variés en fonction des cibles et des composés chimiques impliqués, et reposent sur des voies physiologiques ciblées. Par exemple, les insecticides utilisés actuellement ciblent principalement des systèmes nerveux spécifiques aux animaux, qui ne sont pas présents chez les plantes, tels que l'acétylcholinestérase, les canaux chlorés, le récepteur de l'acétylcholine et le récepteur de l'acide γ-aminobutyrique (Casida and Durkin, 2013; Ishaaya and Degheele, 2013). Les herbicides, à l'inverse, ciblent des voies métaboliques propres aux plantes en inhibant des processus physiologiques absents chez les autres organismes et permettant donc d'éliminer les plantes adventices rapidement. Les voies ciblées sont principalement celles responsables de la photosynthèse ou de la synthèse de composés essentiels tels que les caroténoïdes (Monaco et al., 2002; Naylor, 2008). Pour finir, les modes d'action des fongicides permettent généralement de bloquer des

fonctions cellulaires responsables de la croissance des hyphes (Yang et al., 2011), constituants essentiels du mycélium, l'appareil végétatif des champignons qui assure leur croissance.

Cependant, la spécificité des pesticides aux organismes cibles n'est pas toujours respectée puisque les modes d'action peuvent affecter des espèces non-cibles. C'est le cas par exemple de certains types d'insecticides, les organophosphorés et les carbamates, qui agissent en inhibant l'acétylcholinestérase (AChE), une enzyme essentielle à la transmission nerveuse et présente au niveau des jonctions neuromusculaires chez les insectes (Casida and Durkin, 2013). Cette enzyme est conservée dans l'ensemble du règne animal, ce qui suggère que ces composés pouvaient donc présenter une forte toxicité pour l'ensemble des vertébrés y compris l'espèce humaine (Casida and Durkin, 2013; Ghasemi et al., 2015). Par conséquent, ces composés ont progressivement été remplacés par les néonicotinoïdes à partir des années 1990. Bien qu'ils ciblent toujours le système nerveux, ils agissent différemment, en tant qu'agonistes compétitifs des récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine. Leur développement avait pour objectif initial d'accroitre leur spécificité envers les insectes plutôt que l'ensemble des vertébrés (Tomizawa and Casida, 2003). L'utilisation des néonicotinoïdes (tels que l'acétamipride, l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaclopride par exemple) est désormais généralisée, puisqu'ils représentent environ un tiers des insecticides utilisés dans le monde, utilisés pour lutter contre les insectes piqueurs suceurs, à la fois sur les cultures et sur les animaux de compagnie (Casida and Durkin, 2013; Gibbons et al., 2015; Tomizawa and Casida, 2005, 2003). Néanmoins, de nombreuses études ont montré qu'ils affectent également diverses espèces non-cibles, notamment la faune sauvage tels que les pollinisateurs et les oiseaux (Gibbons et al., 2015; Hallmann et al., 2014; Li et al., 2020; Mason et al., 2013; Molenaar et al., 2024; Wood and Goulson, 2017).

2.1.3 Vue d'ensemble de la règlementation d'approbation des pesticides

Compte tenu des risques que les pesticides présentent pour l'environnement et les organismes non-cibles, la règlementation impose des procédures d'approbation et de mise sur le marché de ces produits. En effet, les fabricants doivent tester l'innocuité des molécules utilisées dans la conception des pesticides chimiques, afin de garantir la sécurité des produits alimentaires, des utilisateurs (agriculteurs par exemple), des consommateurs (en particulier les êtres humains), ainsi que celle de l'environnement et des espèces non ciblées. Ainsi, les molécules doivent être soumises à une demande d'agrément à l'organisme responsable de l'homologation des produits. Cependant, la responsabilité de l'approbation incombe à chaque autorité nationale concernant la production, la vente et l'application des pesticides, ce qui entraîne un manque d'homogénéité à l'échelle mondiale. Cette hétérogénéité d'exigences, de lignes directrices et de limites légales est accentuée entre les pays développés et les pays en développement, qui manquent de ressources et d'expertise pour mettre en œuvre et faire respecter la législation de manière adéquate (Handford et al., 2015). Ainsi, la FAO, en association avec l'OMS (ou

WHO, World Health Organization), a publié le *Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides* en 1985 qui a été mis à jour en 2014, et qui visait à harmoniser le cadre de gestion des pesticides dans l'agriculture à l'échelle mondiale (FAO and WHO, 2014). Néanmoins, il existe encore un manque de coordination et d'homogénéité parmi les autorités nationales, conduisant à l'approbation de certaines substances dans certains pays alors qu'elles sont interdites dans d'autres (Donley, 2019).

Les quatre plus grands producteurs de pesticides au monde, les États-Unis, l'Union Européenne (UE), la Chine et le Brésil, disposent chacun de systèmes de réglementation des pesticides distincts et séparés, conçus pour protéger, à des degrés divers, les êtres humains et l'environnement. L'Union européenne, qui regroupe aujourd'hui 27 États membres, possède le cadre réglementaire considéré comme le plus strict au monde (Donley, 2019). La Commission Européenne supervise l'approbation, la restriction ou le retrait des substances conformément aux règlements CE n°1107/2009 et n°396/2005. Ces règlements sont en effet conçus pour "*...garantir que l'industrie démontre que les substances ou produits fabriqués ou mis sur le marché n'ont pas d'effet nocif sur la santé humaine ou animale ni d'effets inacceptables sur l'environnement*" et impose alors à l'industrie phytosanitaire la charge de prouver qu'un pesticide peut être utilisé d'une manière qui n'entraîne pas de dommages pour l'homme ou l'environnement. De plus, l'UE interdit l'autorisation ou le maintien sur le marché de substances classées comme mutagènes, cancérigènes, toxiques pour la reproduction ou perturbatrices endocriniennes, sauf si l'exposition humaine est considérée comme négligeable. Au sein de l'UE, les demandes sont soumises par les fabricants, qui doivent fournir une revue de la littérature comportant des informations sur les caractéristiques physico-chimiques de la molécule, sa toxicologie, son comportement dans l'environnement et ses effets sur les espèces non-cibles, incluant les oiseaux, les mammifères, les organismes aquatiques, les arthropodes, la mésofaune et la macrofaune du sol et les plantes supérieures (EFSA, 2018, énumérées aux annexes II et III de la directive 91/414/CEE, toujours applicables pour le règlement CE n° 1107/2009). Ces études doivent être conformes aux lignes directrices de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority, EFSA) en accord avec les protocoles standards produits par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Suite à la demande, un État membre est désigné en tant que rapporteur et produit un rapport d'évaluation initial qui est ensuite examiné par l'EFSA et tous les États membres (EFSA, 2018). La Commission européenne (CE), sur la base des conclusions de l'EFSA, décide d'approuver ou non la nouvelle substance. Après l'autorisation de la CE, chaque État membre peut évaluer ou réévaluer la sécurité des produits contenant la substance active qui sont vendus sur leur territoire. Par exemple, en France, c'est l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) qui est responsable de l'approbation de mises sur le marché ou d'interdiction des substances actives. La même procédure est suivie pour le renouvellement de l'approbation des substances. Les

molécules sont approuvées pour une période allant jusqu'à 15 ans en fonction du risque qu'elles peuvent présenter, et, avant la date d'expiration, le demandeur peut introduire une demande de renouvellement.

2.1.4 Évaluation des risques pour les organismes terrestres

Conformément aux protocoles standard de l'OCDE, le devenir et le comportement des molécules dans l'environnement et les risques associés doivent être évalués en incluant à la fois les données de toxicité relatives à la molécule en question mais aussi ses produits de dégradation et ses métabolites potentiels avant et après l'application (FAO and WHO, 2013). Cette évaluation des risques est réalisée à partir de tests standards en laboratoire et sur le terrain dans les compartiments environnementaux (sol, eau et air), et sur un spectre limité d'espèces animales dites indicatrices de leur taxon, comme le rat (*Rattus norvegicus*) pour les mammifères, la caille japonaise (*Coturnix japonica*), le colin de Virginie (*Colinus virginianus*) ou le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) pour les oiseaux ou encore le xénope lisse (*Xenopus laevis*) pour les amphibiens.

De manière globale, l'évaluation des risques pour les oiseaux et les mammifères (directive 91/414/CEE) repose sur une approche à trois niveaux (EFSA, 2009; Moreau et al., 2022a). La première étape vise à cribler les molécules sur des espèces modèles dans les conditions d'exposition les plus extrêmes afin d'identifier les molécules à faible risque, c'est-à-dire celles qui ne produisent pas d'effets détectables dans ces conditions extrêmes et qui ne seront donc pas testées dans la suite du processus. Les molécules qui n'ont pas passé avec succès l'étape de sélection précédente (c'est-à-dire qui induisaient des effets sur les espèces modèles) sont ensuite testées dans des conditions d'exposition plus réalistes, qui comprennent des évaluations des risques aigus et des risques pour la reproduction. Si les résultats de cette seconde étape ne sont toujours pas conformes aux seuils acceptables, une dernière étape est nécessaire. Cette dernière étape suit une approche au cas par cas pour éliminer les effets considérés comme « inacceptables », tels que les effets létaux ou les effets à long terme (EFSA, 2009). Par exemple, pour qu'une substance soit approuvée (Règlement CE n°1107/2009), elle ne doit pas être considérée comme un Polluant Organique Persistant (POP). Une substance peut être caractérisée comme un POP si, 1) elle a une DT_{50} (demi-vie, c'est-à-dire le temps nécessaire à la dégradation de 50% de la quantité d'une molécule) supérieure à 6 mois dans le sol et les sédiments et à 2 mois dans l'eau ; 2) la propagation de la molécule est potentiellement élevée (c'est-à-dire détectée sur de longues distances) ; et 3) les potentiels de bioaccumulation et/ou de toxicité pour les espèces non-cibles sont élevés.

Les tests standards de toxicité comprennent des tests de toxicité orale aiguë, de toxicité alimentaire à court terme et de toxicité pour la reproduction, et permettent d'estimer différents critères d'évaluation (Moreau et al., 2022a). Par exemple, un des paramètres classiquement mesurés pour évaluer la toxicité aigüe est la dose médiane létale (DL_{50}), qui correspond à la dose qui engendre la mortalité de la moitié de la population testée. Ce paramètre permet également aux autorités de déterminer les valeurs

maximales autorisées dans l'environnement. Les tests de toxicité alimentaire à court terme permettent par exemple de déterminer la CL_{50} (concentration qui tue la moitié de la population testée) sur laquelle les tests de toxicité pour la reproduction sont basés. Il existe aussi des tests d'exposition dite « chronique », estimant des paramètres comme la NOAEL (No Observed Adverse Effect Level, dose la plus élevée d'une substance sans effet nocif observable) mais qui ne sont pas réalisés sur toutes les molécules disponibles sur le marché et dont la pertinence a été discutée à plusieurs reprises (Mineau, 2005; Moreau et al., 2022a).

Plusieurs études montrent que les différents paramètres obtenus par ces tests sont souvent corrélés, car ils mesurent des réponses biologiques liées à l'exposition aux pesticides, bien que chaque métrique capture une dimension spécifique de la toxicité (aiguë, chronique, orale, par contact, etc.). (Buonsenso, 2025; De Souza et al., 2024; Eason and O'Halloran, 2002; Farruggia et al., 2022). Par exemple, des corrélations significatives ont été observées entre les DL_{50} orales et par contact chez l'abeille domestique, et des ratios entre les DL_{50} et les NOAEL sont utilisés pour estimer la toxicité chronique à partir de données aiguës (De Souza et al., 2024; Farruggia et al., 2022). Cependant, la variabilité inter-espèces, les différences de protocoles expérimentaux et l'influence des propriétés physico-chimiques des pesticides peuvent moduler ces relations (Nagloo et al., 2024; Silva et al., 2019). De plus, la toxicité des formulations commerciales peut différer de celle des substances actives seules, soulignant la complexité de l'interprétation des métriques toxicologiques. Les tests sur les mélanges de pesticides révèlent effectivement des effets synergiques ou antagonistes qui ne sont pas toujours prévisibles à partir des DL_{50}, CL_{50} ou NOAEL des substances individuelles par exemple (Belden and Brain, 2018; Carnesecchi et al., 2019; Nagy et al., 2020, *voir section 4.1.1 Manque de prise en compte des effets cocktail*). Les tests *in vitro* et *in silico* offrent des perspectives prometteuses pour prédire la toxicité, mais leur transposition aux conditions réelles reste limitée par la complexité des interactions biologiques et environnementales (Gao et al., 2024, v*oir section 4.1.2 Etudes en milieu naturel vs milieu expérimental*). Malgré des suggestions d'amélioration effectuées par des experts à de nombreuses reprises, la conception de base de ces tests n'a cependant jamais été mise à jour jusqu'à présent (Mineau et al., 1994; Mineau, 2005; Moreau et al., 2022a).

2.2 Contamination ubiquitaire de l'environnement par les pesticides

Une fois appliqués sur les cultures agricoles, les pesticides pénètrent dans les organismes cibles, mais aussi dans l'environnement, contaminant tous les compartiments abiotiques de l'environnement. En effet, beaucoup d'études ont fait l'état d'une forte contamination aux pesticides, parfois à des niveaux élevés, dans les sols (Froger et al., 2023; Mauser et al., 2025; Pelosi et al., 2022, 2021; Silva et al., 2019), l'air (Décuq et al., 2022; Villiot et al., 2018) et les eaux de surface et souterraines (Décuq et al., 2022; Farah et al., 2024; Mauser et al., 2025). Il est par exemple estimé que seulement 5 % des néonicotinoïdes

appliqués sous forme d'enrobage des semences sont en moyenne absorbés par la plante cible, laissant 95 % des composés dans le sol et l'eau environnants (Sur and Stork, 2003). Parmi 12 processus de dégradation des terres représentatifs de la productivité agricole, la pollution des sols par les pesticides présente la plus large empreinte spatiale à l'échelle européenne, puisqu'elle concerne de manière critique 52 % de la surface agricole cumulée des 40 pays étudiés, soit environ 1,10 million de km² (Prăvălie et al., 2024). Seulement une petite fraction des pesticides appliqués atteint les zones ciblées, le reste interagit donc avec d'autres compartiments environnementaux, principalement le long des zones agricoles, localement mais aussi dans d'autres régions. En effet, la contamination environnementale par les pesticides n'est pas restreinte aux milieux agricoles, mais s'étend également aux milieux urbains (voir Md Meftaul et al., 2020 pour une review) et aux milieux éloignés, voire isolés, de toute activité agricole. Des résidus de pesticides ont été détectés dans l'air ou les sols des environnements où ils n'ont jamais été appliqués, tels que des parcs nationaux (Guida et al., 2018), des montagnes (Brühl et al., 2024) et des zones polaires (Mayer et al., 2024; Wang et al., 2022). Par exemple, dans les vallées alpines européennes, le nombre de résidus de pesticides détectés et leurs concentrations diminuaient avec l'altitude et la distance par rapport aux vergers, mais étaient tout de même détectés sur les sites les plus hauts (Brühl et al., 2024).

La contamination environnementale de tous les habitats peut effectivement s'effectuer de différentes manières (Figure 8). Tout d'abord, de nombreuses études ont démontré qu'une proportion de pesticides dérive loin des zones cibles lors de l'application, par la dérive des produits lors de leur pulvérisation ou par leur volatilisation après application par les vents (Albaseer et al., 2025; Felsot et al., 2010; Hong et al., 2021; Zhang et al., 2024). Pour la plupart des cultures, les fractions de dérive des pesticides sont inférieures à 3% de la masse appliquée, mais des valeurs plus élevées peuvent être observées dans les vignobles et les vergers (jusqu'à ~5 %), et la dérive peut même atteindre 20 à 60 % de la masse de pesticides appliquée dans les champs de soja par exemple (Zhang et al., 2024). De plus, les eaux souterraines et de surface peuvent être contaminées par le ruissellement des eaux de pluie (Chen et al., 2019) ou l'infiltration des molécules dans les nappes souterraines (Tudi et al., 2021). La détection fréquente de pesticides dans les eaux de pluie suggère également que leurs quantités dans la phase aqueuse des nuages puissent être potentiellement élevées, indiquant que les nuages seraient également des sources de diffusion des pesticides dans des zones non-agricoles (Bianco et al., 2025). Les sols peuvent également être contaminés par sorption ou après la décomposition des plantes traitées (Bonmatin et al., 2015; Tudi et al., 2021). La contamination diffuse des sols, des eaux et de l'air peut ensuite s'étendre aux espèces végétales non-cibles telles que les plantes sauvages et les haies, par absorption racinaire par exemple (Wood and Goulson, 2017). Les haies et les arbustes peuvent même être d'autant plus contaminés puisqu'ils interceptent et concentrent la dérive des pesticides (Kjær et al., 2014; Lazzaro et al., 2008; Otto et al., 2009).

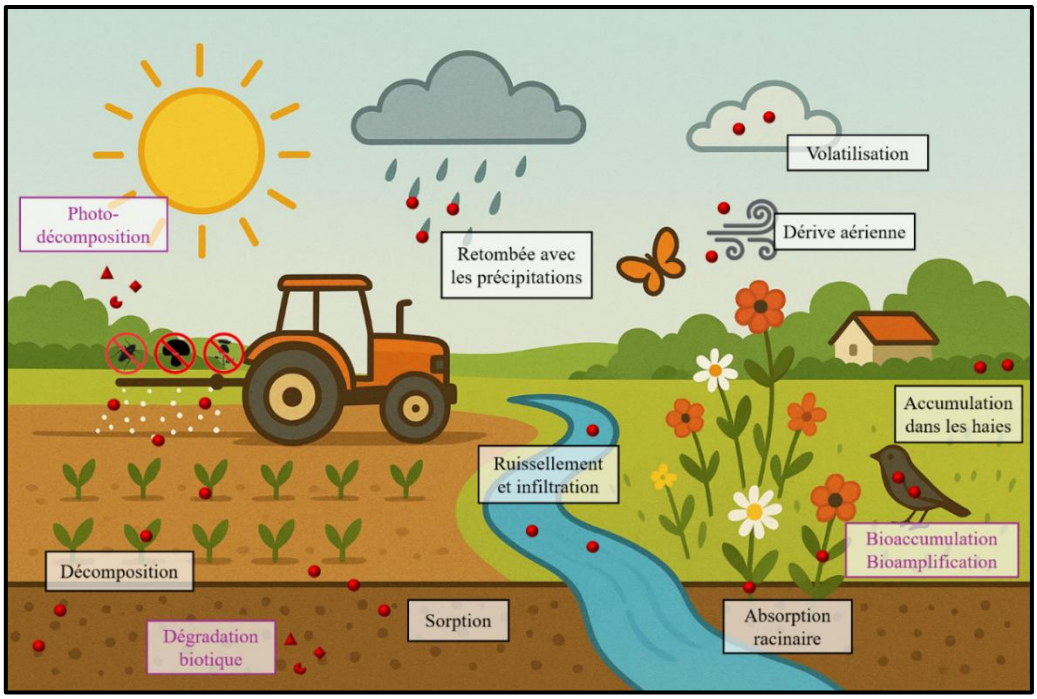


Figure 8. Schéma représentant les différentes voies de contamination de l'environnement (en noir) aux pesticides et métabolites (symbolisés par les formes rouges) ainsi que leur devenir dans l'environnement (en violet). © Schéma réalisé par Audrey Bailly.

Néanmoins, l'ampleur de la dérive des pesticides est fortement influencée par différents facteurs tels que les conditions météorologiques (telles que la vitesse et la direction du vent, la température ou l'humidité), la topographie locale (par exemple, le relief qui peut façonner le ruissellement de l'eau) ou encore la structure du paysage (Moore et al., 2021). Par ailleurs, les paramètres d'application des pesticides sont également des facteurs à prendre en compte. Le calendrier, le nombre de produits et les intervalles de traitements varient fortement selon le type de culture, la phénologie des pathogènes, des adventices et/ou des nuisibles et la durée de protection du produit ; ces facteurs étant également dépendants des conditions météorologiques (Räsänen et al., 2023). De plus, il existe différentes méthodes d'application des pesticides telles que la pulvérisation, l'enrobage autour des graines de semence ou l'application directe sous forme de granulés (Knowles, 2008). Bien que l'épandage par pulvérisation présente un risque élevé de transfert dans l'environnement en fonction des conditions météorologiques (Knowles, 2008; Tudi et al., 2021), les semences enrobées présentent également un risque de contamination de l'environnement, *via* la dérive des poussières issues des semis des graines enrobées par exemple (Pistorius et al., 2009). Les caractéristiques des pesticides (comme la structure chimique, la volatilité, la solubilité ou la stabilité) sont également décisives dans les processus de transfert dans les compartiments environnementaux (Al-Mamun, 2017). Les propriétés physico-chimiques des néonicotinoïdes, en particulier leur grande solubilité dans l'eau, facilitent leur accumulation dans l'environnement et leur transfert dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Samson-Robert et al., 2014; Sánchez-Bayo et al., 2016; Schaafsma et al., 2015). Pour finir, les

caractéristiques du sol (comme la porosité, la teneur en argile et en matières organiques ou la capacité de sorption) peuvent faire varier la vitesse de dégradation des pesticides dans les sols. Par exemple, les demi-vies (DT_{50}) de l'acétamipride dans les sols peuvent aller de 2-20 jours (European Food Safety Authority, 2012; Morrissey et al., 2015) jusqu'à 450 jours lorsque cette molécule est absorbée et stockée dans les plantes ou le bois (Bonmatin et al., 2015). Ainsi, en fonction de la substance et des conditions, la persistance dans l'environnement des pesticides peut durer de quelques heures à quelques semaines, voire des décennies dans certains cas. Il est désormais reconnu que les études en laboratoire surestiment généralement la dégradation des pesticides (avec des DT_{50} de quelques jours à quelques semaines, Fenner et al., 2013; Moreau et al., 2022a), alors que plusieurs substances ont été détectées dans des sols français plus de trois ans après leur dernière application déclarée par les agriculteurs et dépassaient de loin leur DT_{50} théorique et même leur DT_{90} (temps de dégradation de 90 % de la dose appliquée) (Froger et al., 2023).

La dégradation des composés dans l'environnement fait intervenir des processus abiotiques (tels que la transformation photochimique et chimique, Figure 8) et des processus biotiques (médiés par l'action de micro-organismes ou de plantes, Figure 8). Ces processus de dégradation des composés, comme la minéralisation, la photolyse ou l'oxydation, entraînent la formation de sous-produits, qui peuvent s'accumuler dans les sols et être transférés vers de multiples compartiments environnementaux, y compris des espèces non-cibles (Al-Mamun, 2017; Fenner et al., 2013).

2.3 Contamination des espèces non-cibles

Compte tenu de la contamination ubiquitaire de l'environnement aux pesticides, les voies de contamination des espèces non-cibles sauvages sont multiples. Les organismes peuvent tout d'abord être exposés aux pesticides par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés (Lopez-Antia et al., 2016). Cette voie est généralement considérée comme le principal mode d'exposition des mammifères et des oiseaux aux pesticides (Driver et al., 1991; Mineau, 2011). Bien que l'importance relative des diverses voies d'exposition potentielles puisse varier d'une espèce à l'autre en fonction de l'utilisation de l'habitat et du comportement, d'autres voies ne doivent pas être ignorées. En effet, les organismes non-cibles peuvent être contaminés par les pesticides par voie respiratoire et/ou pendant le toilettage si les individus ont été exposés à la pulvérisation ou à un contact avec des plantes, le sol ou de l'eau après pulvérisation (Mineau, 2011; Sánchez-Bayo, 2011). L'absorption dermique par le contact des pattes avec le sol pulvérisé peut également être un facteur important dans la contamination des organismes, certaines molécules étant plus toxiques par cette voie que par ingestion (Driver et al., 1991; Hudson et al., 1979). Pour finir, chez les oiseaux, même si les embryons sont protégés par les coquilles d'œufs, elles n'offrent pas une protection complète contre l'exposition aux pesticides. En effet, les embryons peuvent être contaminés par le transfert maternel de pesticides lipophiles dans le jaune (Guo et al., 2018; MacLachlan, 2008), et

à travers la coquille d'œuf et les membranes choriales en cas d'exposition à des pulvérisations, à de l'air contaminé, à de l'eau, de la végétation ou des plumes des parents contaminées (Hussein et al., 2014; Ortiz-Santaliestra et al., 2020). L'exposition aux pesticides dépend alors d'une combinaison de facteurs, prenant en compte la voie d'exposition, le mode d'action des molécules impliquées, leur toxicité, leur concentration, la répétition de l'exposition (aigue ou chronique), le stade d'exposition (embryon, poussin, adulte), mais également des sensibilités individuelles et de l'écologie des espèces (Moreau et al., 2022a).

Les pesticides contaminent alors l'ensemble de la faune non-cible, comme cela a été reporté à plusieurs reprises pour certains composés ou certaines classes de pesticides, telles que les azolés, la famille de fongicides la plus utilisée dans le monde (Angelier et al., 2023; Jiménez-Peñuela et al., 2025; Prouteau et al., 2025) ou les néonicotinoïdes, la classe d'insecticides la plus utilisée au monde (Anderson et al., 2023; Byholm et al., 2018; Fuentes et al., 2023a; Graves et al., 2022; Humann-Guilleminot et al., 2019a; Lennon et al., 2020; Millot et al., 2017; Wintermantel et al., 2020). Cependant, les études explorant les niveaux de contamination réels à un large spectre de pesticides dans les milieux naturels sont peu nombreuses. Les invertébrés du sol sont concernés par la contamination par un grand nombre de pesticides (Beaumelle et al., 2023), tout comme les invertébrés pollinisateurs tels que les abeilles et les bourdons, qui peuvent être contaminés par une multitude de pesticides dans le pollen et le nectar (Kaila et al., 2022; Nicholson et al., 2024; Wintermantel et al., 2020). Chez les amphibiens, les niveaux de contamination peuvent varier fortement selon la voie d'exposition et les stades de vie (contamination plus élevée chez les grenouilles léopard (*Lithobates pipiens*) exposées dans l'eau contaminée que celles exposées à des sols contaminés, Glinski et al., 2021), mais une étude *in natura* a tout de même fait état de 20 composés de pesticides détectés (sur 46 testés) dans les tissus de grenouilles terrestres (*Leptodactylus latinasus*) et semi-aquatiques (*Leptodactylus latrans*) (Brodeur et al., 2022). De plus, la fréquence de détection des pesticides était la même entre les grenouilles vivant près des cultures traitées et celles vivant dans une réserve naturelle, montrant une contamination diffuse par des mélanges de pesticides complexes (Brodeur et al., 2022). Chez les oiseaux sauvages, seulement deux études, à ma connaissance, ont exploré la présence d'un large éventail de pesticides. Chez des poussins de busards cendrés (*Circus pygargus*), 28 composés de pesticides (sur 104 testés) ont été détectés au total, et les mélanges de pesticides contaminant les individus variaient de 1 à 16 composés différents (Fuentes et al., 2025a). Chez les perdrix grises sauvages (*Perdix perdix*), 50 composés (sur 94 testés) ont été détectés, avec des contaminations variant entre 8 et 20 composés par individu (Bariod et al., 2025a). Chez les mammifères, une étude sur les musaraignes du genre *Crocidura* et les mulots du genre *Apodemus* a montré une contamination par des mélanges de pesticides des micromammifères sauvages, avec au total 112 composés détectés sur les 140 testés, chaque individu présentant entre 32 et 65 résidus de pesticides (Fritsch et al., 2022). De plus, une étude récente a mis en évidence la contamination aux pesticides chez les mammifères sauvages, en détectant différents composés dans des carcasses de ratons-laveurs

(*Procyon lotor*) et de civettes palmistes à masque (*Paguma larvata*) (Shinya et al., 2024). Ces études sur des taxons variés mettent alors en évidence la contamination complexe des espèces sauvages par des mélanges de pesticides. Cependant, malgré ces premiers constats, des limites méthodologiques, analytiques et financières conduisent les évaluations actuelles des risques à sous-estimer l'exposition aux mélanges de pesticides en conditions naturelles, en se concentrant le plus souvent sur des substances individuelles (Weisner et al., 2021). De nouvelles études en conditions naturelles investiguant un grand nombre de pesticides, apparaissent donc indispensables pour caractériser les niveaux de contamination des écosystèmes et en évaluer les conséquences sur la biodiversité.

Par ailleurs, les pesticides peuvent être bioaccumulés dans les organismes non-cibles, c'est-à-dire stockés dans les organismes sous des formes biodisponibles ou non (dans le foie ou les plumes/poils, par exemple), ou bioamplifiés le long de la chaîne trophique (Figure 9, Tison et al., 2024). Par exemple, dans les milieux terrestres, les vers de terre ou des insectes comme les pucerons peuvent bioaccumuler des composés si leur nourriture est contaminée par des pesticides ou si les zones qu'ils fréquentent sont régulièrement pulvérisées (Pelosi et al., 2021). Si les pesticides s'accumulent plus rapidement qu'ils ne peuvent les métaboliser, ces organismes primaires les bioaccumuleront dans leurs tissus. Ensuite, si ces organismes sont consommés par des insectes plus gros tels que les coccinelles ou par des oiseaux, les niveaux de polluants seront transmis au niveau trophique suivant et ces prédateurs risquent de concentrer des quantités plus importantes de polluants en raison de la bioamplification. La bioamplification le long du réseau trophique a, par exemple, été mise en évidence dans les chaînes alimentaires marines de l'Arctique canadien, où des composés étaient bioamplifiés dans la relation trophique capelan (*Mallotus villosus*) – plancton ou dans la relation ours polaire (*Ursus maritimus*) – phoque annelé (*Pusa hispida*) (Morris et al., 2016). Ainsi, la contamination aux pesticides est généralisée à toute la chaîne trophique, à travers laquelle les espèces prédatrices pourraient être contaminées à des niveaux de pesticides élevés, potentiellement dangereux pour leur santé ou leur survie (Figure 9, Tison et al., 2024).

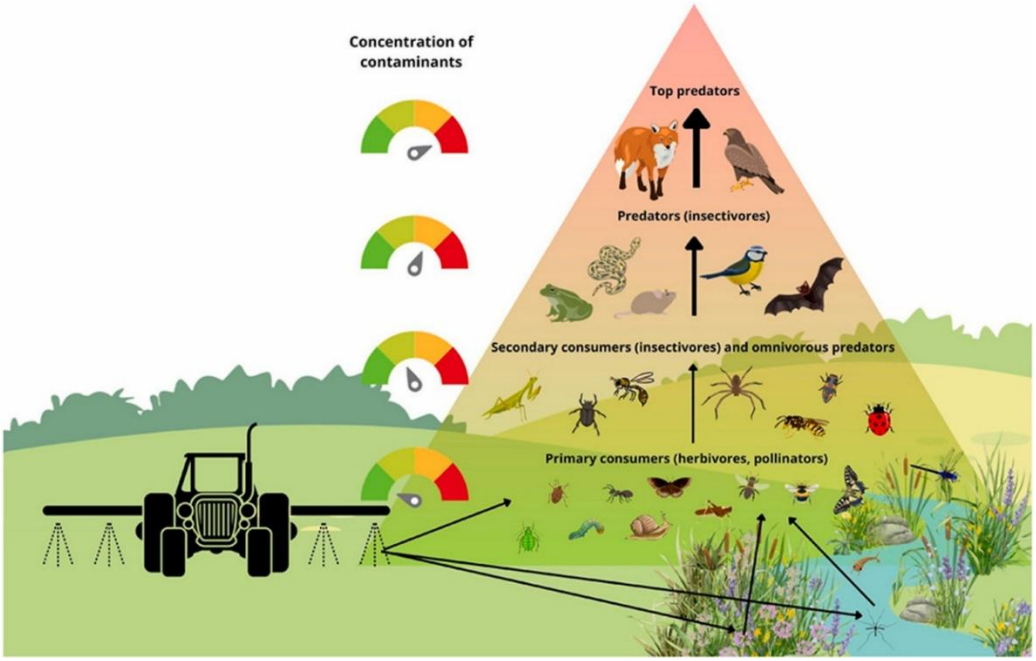


Figure 9. Bioamplification trophique des pesticides dans les réseaux trophiques terrestres. © Tirée de Tison et al., 2024

La contamination globale, des environnements et de la biodiversité, en particulier dans les agroécosystèmes, émerge alors comme un enjeu de conservation important et pose de sérieuses questions concernant leurs impacts sur les organismes non-cibles.

3 Impacts des pesticides sur la biodiversité : zoom sur l'avifaune

Les pesticides qui contaminent les espèces non-cibles peuvent avoir des effets indirects (sur les ressources trophiques ou l'habitat) et directs (toxiques) sur les organismes, notamment les oiseaux, entraînant le déclin des populations sauvages.

3.1 Effets des pesticides

3.1.1 Effets indirects

Les effets indirects des pesticides et de l'intensification agricole sur les populations d'oiseaux incluent la réduction de leurs habitats et de leurs ressources alimentaires (Boatman et al., 2004; Fritsch et al., 2024; Stanton et al., 2018). D'une part, les habitats favorables à la reproduction ou à la survie peuvent être altérés ou diminués. Par exemple, la diminution de la complexité du paysage entraîne une diminution de la disponibilité de lieux de nidification et d'abris, ce qui peut mener à une diminution de l'abondance, de la richesse spécifique et de la diversité en oiseaux agricoles et forestiers (Fischer et al.,

2011). Plus particulièrement, la présence de zones boisées, de haies et de prairies est favorable à la présence d'oiseaux, puisque la diminution de ces éléments naturels et semi-naturels induit une diminution significative de l'abondance d'oiseaux tels que la buse variable par exemple (Butet et al., 2010). Pour finir, la biodiversité est également sensible à l'augmentation de la taille des champs, qui a effectivement été reliée à une diminution de la richesse en plantes herbacées et ligneuses, abeilles, carabes, syrphes et oiseaux (Martin et al., 2020).

D'autre part, les populations d'oiseaux sont impactées au travers d'une diminution de l'abondance et de la diversité des ressources alimentaires. L'abondance de graines disponibles au sol (résiduelles des cultures mais surtout de plantes sauvages comme les adventices), associée à la distribution des oiseaux granivores, a considérablement diminué dans les milieux agricoles (Fried et al., 2009; Robinson and Sutherland, 2002). Cette diminution est préoccupante pour le maintien des populations d'oiseaux, telles que l'alouette des champs (*Alauda arvensis*) par exemple, dont les besoins alimentaires quotidiens sont estimés à 8 g de graines (soit 4200 à 5600 graines) par individu et par jour (Eraud et al., 2015). De plus, dans le monde entier, les insectes ont subi de graves déclins dus à l'utilisation de pesticides, à la fois directement en raison de la toxicité des insecticides et indirectement par la réduction de la biodiversité végétale qui leur sert d'abri et de site de reproduction (Sánchez-Bayo, 2021; Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019). Ainsi, la disponibilité des petits invertébrés pour leurs prédateurs est affaiblie, alors qu'ils constituent une ressource alimentaire indispensable à la croissance et à la survie des jeunes de nombreux oiseaux. Par exemple, la biomasse alimentaire d'oisillons de bruants chanteurs (*Melospiza melodia*) (estimée à partir de captures d'invertébrés importants dans le régime alimentaire des oisillons) peut être diminuée de 35 à 45 % dans les exploitations conventionnelles par rapport à celles en agriculture biologique (Girard et al., 2014). De plus, un suivi de la biodiversité dans 12 paires indépendantes d'exploitations en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle en Angleterre et au Pays de Galles, a mis en évidence une plus grande diversité d'oiseaux ainsi qu'une densité plus élevée en alouette des champs (*Alauda arvensis*), la principale espèce nichant sur le terrain, dans les exploitations biologiques (Chamberlain et al., 1999). Ces mêmes sites ont été échantillonnés également pour étudier la densité de mille-pattes (Blackburn and Wallace, 2001). Bien qu'il ne constitue pas un élément majeur du régime alimentaire des oiseaux des champs, le mille-pattes est utilisé comme taxon indicateur car il s'agit d'un arthropode qui se nourrit d'autres arthropodes, ce qui en ferait potentiellement une espèce sensible et révélatrice de l'utilisation de pesticides. L'abondance de mille-pattes était également plus élevée dans les systèmes biologiques que ceux en conventionnel (Blackburn and Wallace, 2001). Par conséquent, la réduction de l'abondance des ressources alimentaires induite par les pesticides, en particulier des invertébrés, semble constituer l'un des facteurs principaux contribuant au déclin des populations d'oiseaux sauvages dans les terres agricoles.

Les effets indirects des pesticides sur les organismes non-ciblés incluent également des perturbations des interactions interspécifiques. En effet, la diminution de l'abondance et de la diversité

des espèces induite par ces composés peut entraîner des modifications des relations trophiques. Parmi ces interactions, le parasitisme occupe une place majeure dans la biologie des organismes, puisque l'ensemble des espèces libres hébergent des communautés parasitaires variables (Poulin and Morand, 2000). Ainsi, en affectant la diversité et l'abondance des parasites, de leurs vecteurs ou de leurs hôtes, les pesticides sont susceptibles de perturber les relations hôtes-parasites. Certaines études ont montré que l'exposition aux pesticides peut conduire à une diminution de la charge parasitaire, comme observé chez l'écureuil du Cap (*Xerus inauris*), pour lequel l'exposition au fipronil entraîne une réduction des ectoparasites et s'accompagne d'un meilleur succès reproducteur (Hillegass et al., 2010). A l'inverse, de nombreux pesticides peuvent altérer le système immunitaire des espèces hôtes (*voir section 3.1.2. Effets directs*) , ce qui pourrait à terme mener à la perte de contrôle des endoparasites (Mason et al., 2013; Romeo et al., 2020). Cependant, l'impact des pesticides sur les interactions entre espèces partageant un même écosystème, et en particulier sur les relations hôtes-parasites, demeure aujourd'hui un champ d'investigation presque totalement ignoré (Christin et al., 2003; Rohr et al., 2008).

3.1.2 Effets directs

Les effets directs des pesticides peuvent survenir de deux manières. Une exposition aiguë et ponctuelle peut entraîner des effets toxiques à court terme, létaux pour les individus. Lors d'une exposition chronique (répétée dans le temps), des effets sublétaux à long terme peuvent survenir : ils n'induisent pas la mortalité des individus mais affectent des traits d'histoire de vie qui peuvent ensuite affecter les populations.

Effets létaux

Les effets létaux des pesticides se caractérisent par la mort de l'individu peu après l'exposition et reflètent une toxicité aiguë. De nombreuses études ont fait état de mortalités massives d'oiseaux dans le monde entier causées par l'intoxication aux pesticides (en Europe : Berny, 2007; Gómez-Ramírez et al., 2014; Millot et al., 2017; Van Drooge et al., 2008). Selon la position trophique, la mortalité peut résulter d'une intoxication primaire ou secondaire.

L'intoxication primaire peut survenir par exemple après l'ingestion de graines enrobées de pesticides ou après exposition directe aux pulvérisations (Addy-Orduna et al., 2019; Poliserpi et al., 2021). La mortalité de perdrix grises (*Perdix perdix*) a par exemple été documentée suite à l'ingestion de graines traitées à l'imidaclopride, un insecticide de la famille des néonicotinoïdes (Millot et al., 2017). De plus, ~160 bernaches du Canada (*Branta canadensis*) ont été retrouvées mortes après l'application de trois insecticides inhibiteurs de cholinestérase dans un champ adjacent à leur site de nidification. D'autres individus ont été retrouvés avec des symptômes compatibles avec un empoisonnement par des composés anticholinestérase (salivation, diarrhée, perte de la capacité de locomotion). Les doses

appliquées pour chaque pesticide étaient inférieures aux doses recommandées, mais la combinaison des trois traitements aurait causé la mort des oiseaux (Blus et al., 1991).

L'intoxication secondaire peut survenir *via* l'ingestion de proies elles-mêmes contaminées, en particulier chez les oiseaux au sommet de la chaîne trophique. En effet, les rapaces et les charognards peuvent être impactés par leurs proies tels que des rongeurs, contaminés par des rodenticides anticoagulants. Par exemple, en France, la plupart des milans royaux (*Milvus milvus*) et la plupart des busards de Maillard (*Circus maillardi*) retrouvés morts sur le terrain étaient contaminés par des rodenticides utilisés pour lutter contre les pullulations de rongeurs (Berny and Gaillet, 2008; Coeurdassier et al., 2019; Fourel et al., 2017). Un autre cas marquant est celui de la mort d'une centaine de mouettes atricilles (*Leucophaeus atricilla*) aux Etats-Unis, après l'application de parathion dans un champ de coton où les oiseaux sont morts après avoir ingéré les insectes contaminés (White et al., 1983).

Effets sublétaux

Les effets sublétaux résultent de l'exposition chronique à de faibles doses de pesticides, qui altèrent des traits d'histoire de vie des individus tels que des paramètres morphologiques, physiologiques ou comportementaux (Figure 10, Gibbons et al., 2015; Wan et al., 2025). Les paramètres altérés sont souvent liés aux principales fonctions de l'organisme et sont donc souvent associés à d'autres altérations indiquant des effets néfastes des pesticides sur la santé globale des organismes. A long terme, la survie ou la reproduction des organismes peuvent finalement être altérées et mener au déclin des populations d'oiseaux.

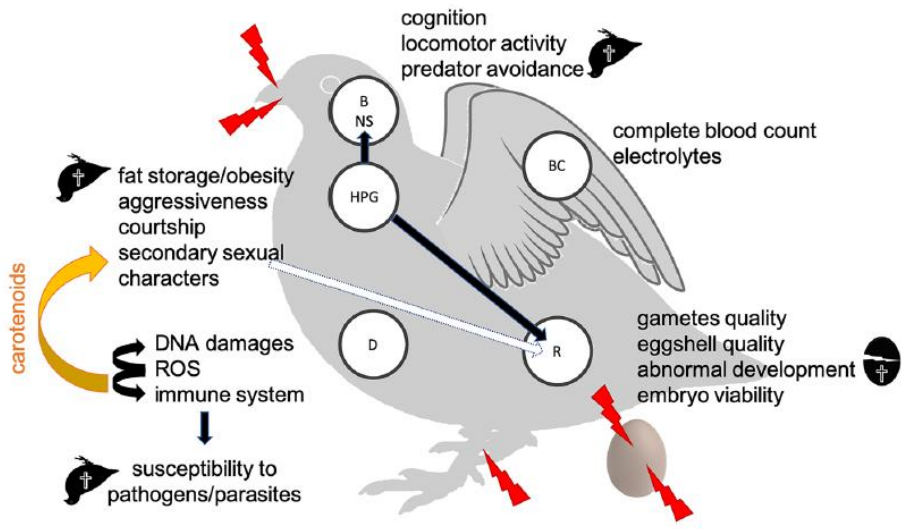


Figure 10. Représentation schématique des effets sublétaux des pesticides sur les oiseaux. Les cercles blancs représentent les principales fonctions/systèmes physiologiques (B : cerveau, NS : système nerveux, HPG : axe hypothalamo-hypophyso-gonadique, BC : homéostasie, D : détoxication, R : reproduction. Les flèches noires indiquent les effets directs d'une fonction sur une autre. Les flèches blanches indiquent un lien indirect (via des altérations comportementales). Les éclairs rouges indiquent les différentes voies d'exposition aux pesticides (inhalation, ingestion, voie cutanée, transfert maternel, perméation). © Figure tirée de Moreau et al. (2022a).

Chimie sanguine

Des paramètres biochimiques peuvent être altérés par les pesticides, tels que les niveaux de glucose, de calcium, de cholestérol, de magnésium, d'albumine, de protéines ou de triglycérides. Par exemple, des poussins de perdrix rouges issus d'œufs pulvérisés avec du tébuconazole (fongicide triazole) ou du 2,4-D (herbicide) présentaient des paramètres biochimiques altérés (Ortiz-Santaliestra et al., 2020). Les fongicides triazoles peuvent effectivement faire diminuer les niveaux de cholestérol et de triglycérides, probablement par le biais de perturbations endocriniennes (Fernández-Vizcaíno et al., 2020; Lopez-Antia et al., 2018). Par ailleurs, le taux d'hématocrite (c'est-à-dire le rapport entre le volume des globules rouges et le volume total du sang) peut aussi être perturbé. Une diminution de ce taux après ingestion de pesticides a été mise en évidence à plusieurs reprises chez différentes espèces (Hussain, 2019; Lopez-Antia et al., 2013; Moreau et al., 2021).

Stress oxydatif et détoxication

La contamination par les pesticides induit une augmentation de la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO), de la peroxydation des lipides et des dommages à l'ADN. De plus, la glutathion peroxydase 4 et la manganèse superoxyde dismutase, qui protègent l'organisme des dommages oxydatifs, montrent des diminutions dose-dépendantes (Hoshi et al., 2014). Il est donc possible que les pesticides affectent les oiseaux par le biais d'un stress oxydatif, reflétant un déséquilibre entre la production d'ERO et la capacité du système biologique à détoxifier les intermédiaires réactifs ou à réparer les dommages qui en résultent. En effet, des augmentations du stress oxydatif ont pu être détectées après une exposition à des pesticides, même à faibles doses, tels que la clothianidine (Hoshi et al., 2014) ou l'imidaclopride (Lopez-Antia et al., 2013, 2015a).

Néanmoins, certaines études ont observé une augmentation des défenses antioxydantes ou une absence de modification du stress oxydant selon la substance et l'espèce testée (Humann-Guilleminot et al., 2024; Lopez-Antia et al., 2013). Les caroténoïdes jouent un rôle central dans plusieurs fonctions clés : les défenses antioxydantes, l'immunocompétence mais également la communication et la reproduction chez beaucoup d'espèces d'oiseaux puisque ces pigments sont importants dans la coloration ornementale. Etant donné que les caroténoïdes représentent une ressource limitée, s'ils sont requis simultanément pour plusieurs fonctions, il devrait y avoir un compromis dans leur allocation entre les fonctions d'auto-entretien et d'ornementation sexuelle secondaire (Baeta et al., 2008). Ainsi, dans le cadre d'effets pro-oxydants des pesticides, l'allocation plus importante des caroténoïdes aux processus de détoxification pourrait induire une réduction de la coloration à base de caroténoïdes pourtant importante dans la sélection sexuelle (Lopez-Antia et al., 2021, 2018, 2013; Moreau et al., 2021) et des altérations des réponses immunitaires (Lopez-Antia et al., 2013).

Altérations du système immunitaire et résistance aux pathogènes

Le système immunitaire est la ligne de défense la plus importante d'un organisme contre les agents pathogènes. Par conséquent, toute altération de ce système peut compromettre la résistance ou le contrôle des individus face aux infections de pathogènes et donc nuire à leur survie. Différentes études ont mis en évidence que les pesticides pouvaient altérer le système immunitaire, en l'inhibant ou en le suractivant. Par exemple, les perdrix grises nourries avec des grains provenant d'agriculture conventionnelle avaient un système immunitaire plus activé que celles nourries avec des grains provenant d'agriculture biologique (Moreau et al., 2021). À l'inverse, des perdrix rouges nourries avec des graines exposées au thirame ou à l'imidaclopride avaient une réponse immunitaire acquise réduite par rapport aux individus contrôles (Lopez-Antia et al., 2013).

Les pesticides peuvent effectivement moduler le système immunitaire par plusieurs voies (Banerjee, 1999; Gibbons et al., 2015; Mitra et al., 2011). Premièrement, les pesticides peuvent moduler directement la défense immunitaire en supprimant ou en renforçant les effecteurs impliqués. Cela a été montré notamment avec les néonicotinoïdes ou les organochlorés par exemple, qui réduisent la réponse immunitaire cellulaire aviaire ce qui entraîne par exemple une réduction de la réponse inflammatoire (Garg et al., 2004; Lopez-Antia et al., 2013, 2015a, 2015b, 2015c). Deuxièmement, le système immunitaire peut être modulé par le biais d'altérations des organes responsables de la production des effecteurs, comme les tissus lymphoïdes situés dans le thymus (produisant les lymphocytes T), et la rate (stockant les monocytes) (Galloway and Handy, 2003; Garg et al., 2004). Pour finir, le système immunitaire peut être altéré par deux autres voies indirectes : les troubles hormonaux induits par les pesticides (voir ci-dessous) et l'augmentation des niveaux de stress oxydatif (Moreau et al., 2022a). L'immunotoxicité des pesticides induisant une diminution ou une suractivation du système immunitaire pourraient alors fortement affecter les interactions hôte-pathogène en augmentant la susceptibilité aux parasites et, en fin de compte, la dynamique de la population hôte.

Altérations du système nerveux et troubles du comportement

Plusieurs classes de pesticides s'attaquent aux espèces cibles en agissant sur leur système nerveux, ce qui induit aussi des altérations de ce système sur les espèces non-cibles (Casida and Bryant, 2017a; Casida and Durkin, 2013; Gibbons et al., 2015; Moreau et al., 2022a; Tomizawa and Casida, 2005, 2003). En effet, les pesticides neurotoxiques interfèrent avec la transmission des signaux nerveux en perturbant des enzymes ou des récepteurs clés du système neuronal. Les organophosphorés et les carbamates inhibent l'acétylcholinestérase (AChE), une enzyme responsable de la dégradation de l'acétylcholine au niveau des synapses cholinergiques. Cette inhibition entraîne une accumulation d'acétylcholine et une hyperstimulation des récepteurs, provoquant des troubles du comportement et de la motricité chez de nombreuses espèces non-cibles (Grue et al., 1997; Mitra et al., 2011). Par ailleurs,

les néonicotinoïdes ciblent également la neurotransmission, mais en agissant comme agonistes compétitifs des récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine. Bien qu'ils aient été conçus pour être plus spécifiques aux insectes et qu'ils n'agissent pas directement sur l'AChE, ils induisent une dégénérescence neuronale qui, à son tour, peut affecter l'activité de l'AChE, chez des espèces non-cibles comme les oiseaux. Ces effets neurotoxiques indirects sont variables selon les espèces et les doses. Par exemple, en conditions expérimentales, une réduction ou une augmentation des fonctions neurales ont été détectées après ingestion d'imidaclopride respectivement chez les cailles japonaises *Coturnix japonica* et les pigeons bisets *Columba livia domestica* (Abu Zeid et al., 2019; Rawi et al., 2019).

Ces altérations du système nerveux peuvent induire des modifications d'activité ou des comportements. Par exemple, différentes études ont mis en évidence une augmentation ou une diminution de l'agressivité, des réponses anti-prédateurs, notamment dans la défense du territoire et du nid, ainsi qu'une modification des comportements migratoires, des soins parentaux et des comportements d'incubation (Moreau et al., 2022a). Les effets sur l'activité peuvent être contrastés : par exemple, les perdrix grises nourries avec des grains issus de l'agriculture conventionnelle présentaient une activité comportementale plus élevée que celles nourries avec des grains biologiques (Moreau et al., 2021), alors que les passereaux capturés dans des environnements en agriculture conventionnelle montraient une vitalité réduite (moins de débattements et de cris) par rapport aux individus capturés dans des environnements en agriculture biologique (Moreau et al., 2022b). Un déficit des comportements anti-prédateurs a également été mis en évidence chez des cailles japonaises exposées à l'abamectine, avec une non-reconnaissance de certains signaux (présence de chat, vocalisations de faucon) comme des menaces prédatrices potentielles (de Faria et al., 2018). De plus, les carouges à ailes baies (*Agelaioides badius*) soumis à un traitement élevé d'imidaclopride ont connu une réduction de leur mobilité, une absence de réaction aux menaces (cri d'un prédateur, approche d'une personne) et ont modifié leur utilisation de la cage (Poliserpi and Brodeur, 2023). Concernant les comportements migratoires, l'ingestion d'imidaclopride chez le bruant à couronne blanche (*Zonotrichia leucophrys*) a par exemple entraîné une réduction de l'alimentation et un départ retardé de la halte migratoire (Eng et al., 2019), ainsi que des altérations de leur capacité d'orientation (Eng et al., 2017). Dans l'ensemble, les pesticides peuvent induire différentes altérations comportementales qui peuvent entraver la reproduction ou la survie des oiseaux, ce qui peut affecter les dynamiques des populations.

L'altération du système nerveux peut également altérer d'autres fonctions, avec un effet en cascade. En effet, certains neurotransmetteurs jouent un rôle crucial dans la régulation neuroendocrinienne. Par exemple, la voie de signalisation acide gamma-aminobutyrique (GABA) est impliquée dans la régulation de l'axe hypothalamo-hypophyso-gonadique (HPG). Par conséquent, les pesticides qui perturbent les canaux GABA peuvent être impliqués dans l'altération du système endocrinien et peuvent donc également être considérés comme des perturbateurs endocriniens (Moreau et al., 2022a, et Bencic et al., 2013 chez les poissons)

Perturbations endocriniennes et conséquences physiologiques

Certains pesticides sont considérés comme des perturbateurs endocriniens, qui peuvent agir de différentes manières : 1) en imitant des hormones, 2) en altérant la synthèse et le métabolisme des hormones naturelles, interférant avec des niveaux physiologiques plus élevés, et 3) en altérant les glandes endocrines et donc les sécrétions hormonales (Moreau et al., 2022a). Différentes voies hormonales peuvent être affectées, telles que celles associées à l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien (HPA), l'axe hypothalamo-hypophyso-gonadique (HPG) et l'axe hypothalamo-hypophyso-thyroïdien (HPT). L'axe HPA contrôle principalement les réponses corporelles au stress par la sécrétion de glucocorticoïdes (hormone corticostérone chez les oiseaux), l'axe HPG est le régulateur de la fonction reproductrice par la sécrétion d'hormones stéroïdiennes, de l'homéostasie générale et du comportement (Grue et al., 1997), tandis que l'axe HPT régule le métabolisme énergétique et le développement par la sécrétion d'hormones thyroïdiennes, même s'il joue également un rôle important dans la régulation endocrinienne de la reproduction (Mohanty, 2024).

Ainsi, de multiples processus à médiation hormonale dans l'organisme peuvent être altérés. Par exemple, une réduction des hormones stéroïdiennes a été détectée après exposition au glyphosate chez les canards colverts (*Anas platyrhynchos*), dont notamment une réduction d'environ 90 % des niveaux plasmatiques de testostérone (Oliveira et al., 2007). La modulation des stéroïdes sexuels peut alors réduire la motivation sexuelle des mâles ainsi que leur attractivité pour les femelles, exerçant par conséquent un impact négatif sur la dynamique des populations. Néanmoins, les effets sont parfois plus complexes à prédire. C'est le cas par exemple de l'imidaclopride et du mancozèbe qui ont des modes d'action différents et conduisent à des effets opposés selon qu'ils sont utilisés seuls ou en cocktail (Pandey and Mohanty, 2015).

Par ailleurs, les perturbations endocriniennes peuvent altérer la qualité du plumage, par exemple par des altérations de la production d'hormones thyroïdiennes par l'axe HPT (McNabb, 2007). En effet, une étude récente a montré que les moineaux domestiques exposés au tébuconazole présentaient une structure de plumage altérée et des niveaux réduits d'une hormone thyroïdienne connue pour être impliquée dans le processus de mue des oiseaux (Bellot et al., 2023). De plus, la mue des plumes de contour et des plumes de vol a été retardée et le développement des plumes a été altéré chez les cailles japonaises nourries avec des semences traitées avec des herbicides à base de glyphosate (Ruuskanen et al., 2020).

Les perturbations endocriniennes liées à l'exposition aux pesticides peuvent également induire des altérations morphologiques, mais ces effets peuvent être contrastés. D'une part, ces perturbations peuvent induire une augmentation chronique des niveaux de corticostérone et/ou d'hormones thyroïdiennes, ce qui peut entraîner notamment une diminution des réserves de graisse, une perte musculaire, et une suppression de la croissance et du système immunitaire (McNabb, 2007). Ainsi, les

oiseaux peuvent avoir un état corporel réduit après une exposition aux pesticides, comme cela a été signalé chez la perdrix rouge *Alectoris rufa* (Lopez-Antia et al., 2013, 2015b) ou les carouges à ailes baies *Agelaioides badius* par exemple (Poliserpi and Brodeur, 2023). D'autre part, à l'inverse, la condition corporelle des oiseaux peut être augmentée après une exposition aux pesticides, comme cela a pu être mis en évidence chez les perdrix grises *Perdrix perdrix* nourries avec du grain provenant d'agriculture conventionnelle (Moreau et al., 2021) et les moineaux domestiques *Passer domesticus* exposés au tébuconazole (Bellot et al., 2022), mais uniquement chez les femelles. Les différences d'effets des pesticides sur l'état corporel observées entre les mâles et les femelles pourraient alors s'expliquer par des perturbations endocriniennes induites par les pesticides, affectant différemment la régulation énergétique et le stockage des graisses selon le sexe des individus. Les effets des pesticides sur le système endocrinien peuvent également résulter en des altérations de la croissance des jeunes. Par exemple, chez la chouette effraie orientale (*Tyto alba javanica*), l'exposition indirecte aux rodenticides, *via* une alimentation à base de proies contaminées, a entraîné un ralentissement de la croissance et une réduction de la taille des oisillons par rapport à ceux nourris avec des proies non contaminées (Naim et al., 2010).

Dans l'ensemble, ces altérations peuvent compromettre la survie des individus. Une condition corporelle insuffisante affaiblit l'état général en réduisant les réserves énergétiques, tandis qu'un excès de masse peut accroître la charge alaire. De plus, un plumage dégradé diminue l'efficacité du vol. Tous ces facteurs peuvent alors limiter la capacité des oiseaux sauvages à fuir les prédateurs et donc nuire à leur survie.

Dysbiose du microbiome

Le microbiote intestinal constitue un régulateur central de la physiologie et de la santé de l'hôte, notamment *via* son rôle majeur dans le développement, la modulation et le maintien de l'homéostasie du système immunitaire. Son déséquilibre peut entraîner un dérèglement des réponses immunitaires et est associé à de nombreuses pathologies chez les animaux et les humains, notamment le diabète, le cancer, des maladies cardiovasculaires, respiratoires et neurodégénératives (Hou et al., 2022). Parmi les sources possibles de perturbation, les pesticides ont été désignés comme une menace potentielle majeure. En effet, une des voies principales de contamination par les pesticides étant l'eau et l'alimentation, ils peuvent modifier la composition du microbiote, ce qui pourrait alors compromettre l'intégrité des barrières intestinales chargées de réguler le passage des substances dans l'organisme. Par exemple, chez les poussins de busard cendré (*Circus pygargus*), des modifications de la composition du microbiote étaient corrélées à la charge en pesticides, même si ces effets étaient contrastés selon le sexe des individus : les femelles dont la charge en pesticides était plus élevée présentaient une plus grande richesse et diversité bactérienne intestinale, alors que la relation était inverse chez les mâles (Bariod et

al., 2025b, 2025c). Par ailleurs, le thiaclopride provoquait une perturbation de la fonction de la barrière intestinale chez des cailles japonaises mâles, entraînant une augmentation des substances nocives pénétrant dans le foie (Han et al., 2023).

Reproduction

Les perturbations endocriniennes associées à l'axe HPG induites par les pesticides, qui entraînent une altération de la sécrétion d'hormones stéroïdiennes, peuvent affecter la production d'ornements sexuels comme les colorations à base de caroténoïdes (Lopez-Antia et al., 2021, 2018, 2013; Moreau et al., 2021). Cela peut, par la suite, entraîner des conséquences sur le choix du partenaire et l'investissement reproductif des oiseaux, mais aussi la spermatogenèse et les comportements reproductifs. En effet, chez les mâles, l'exposition aux pesticides peut résulter en une diminution de la production de spermatozoïdes, due à des altérations des tissus testiculaires et/ou à l'apoptose des cellules germinales (Mohanty et al., 2017; Oliveira et al., 2007; Tokumoto et al., 2013). Par exemple, la densité spermatique était réduite chez les moineaux domestiques et les cailles japonaises après une exposition à l'acétamipride et au triazole respectivement (Grote et al., 2008; Humann-Guilleminot et al., 2019b). D'autre part, même si les effets sur le système reproducteur des femelles sont relativement peu étudiés, une diminution de la taille des ovaires, une atrophie des ovaires ainsi que la présence de cellules de la granulosa anormales ont été mises en évidence après une exposition aux néonicotinoïdes (Hoshi et al., 2014).

Les effets des pesticides sur la reproduction ne regroupent pas seulement les effets liés au système reproducteur des parents et la production de gamètes, mais également des effets sur la progéniture. Effectivement, les œufs peuvent être contaminés par les pesticides directement lors de pulvérisations, ou par transfert maternel des pesticides lipophiles dans le jaune (Guo et al., 2018; MacLachlan, 2008), ce qui peut induire de nombreux effets sur la qualité et la quantité des œufs et de la progéniture. Tout d'abord, la forme des œufs et leurs volumes peuvent être modifiés par l'exposition de la mère aux pesticides (Hernández et al., 2008; Lopez-Antia et al., 2015c; Moreau et al., 2021), ce qui induit des conséquences sur la quantité de ressources nutritives disponibles pour l'embryon au cours de son développement. Par ailleurs, l'épaisseur de la coquille des œufs peut être modifiée par des effets inhibiteurs des pesticides sur l'intégration du calcium dans la glande des œufs (Jagannath et al., 2008; Lopez-Antia et al., 2015c; Peakall, 1993; Steyn et al., 2018). Des altérations de la robustesse de la coquille d'œuf peuvent alors impacter la survie de l'embryon et favoriser l'échec du développement embryonnaire. Les pesticides peuvent également avoir des effets tératogènes, puisque des troubles du développement embryonnaire ont par exemple été relevés chez les embryons de colin de Virginie (*Colinus virginianus*) après injection d'imidaclopride dans les œufs (Gobeli et al., 2017).

Au-delà de ces effets directs sur la reproduction, les pesticides peuvent affecter la descendance par le biais de modifications des effets parentaux, notamment via le transfert maternel d'hormones, de nutriments ou de contaminants vers l'œuf. L'exposition des parents aux pesticides peut altérer les composants des œufs (cholestérol, vitamines, antioxydants) (Fernández-Vizcaíno et al., 2024; Lopez-Antia et al., 2015a, 2015b, 2015c). Chez la perdrix rouge et la perdrix grise, la consommation de graines contaminées par les parents réduit les réponses immunitaires et modifie la croissance des poussins, pourtant non exposés directement (Gaffard et al., 2022; Lopez-Antia et al., 2015a, 2015b, 2015c). De plus, des travaux récents suggèrent des effets transgénérationnels, certaines modifications de l'expression génétique induites par les fongicides triazoles persistant jusqu'à la deuxième génération (Fernández-Vizcaíno et al., 2024). Ces perturbations physiologiques et développementales compromettent potentiellement la survie des jeunes, notamment leur capacité à l'envol et à la migration.

Finalement, ces altérations de la reproduction chez les mâles et/ou les femelles et la progéniture induites par les pesticides peuvent résulter en des réductions de la taille des couvées, un retard de la ponte du premier œuf ou un arrêt de la ponte, l'infertilité des œufs et, plus généralement, l'augmentation des échecs d'éclosion avec un nombre réduit d'oisillons en succès (Bennett et al., 1991; Grue et al., 1997; Hernández et al., 2008; Lopez-Antia et al., 2021, 2018, 2015a, 2015b, 2015c). Finalement, ces échecs de la reproduction peuvent affecter le recrutement de nouveaux reproducteurs au sein de la population et, par conséquent, la dynamique de la population.

3.2 Rôle des pesticides dans le déclin des oiseaux

Ces multiples effets des pesticides sur des traits d'histoire de vie des oiseaux sauvages, peuvent altérer la survie des individus et leur reproduction, ce qui peut en fin de compte affecter les tendances des populations. Cependant, les études *in natura* manquent encore de connaissances pour comprendre comment les effets des pesticides peuvent être liés au déclin des oiseaux des terres agricoles. Même si les preuves du rôle de l'intensification de l'agriculture dans le déclin des populations aviaires des agroécosystèmes se sont accumulées dans le monde entier (par exemple Chamberlain et al., 2000; Stanton et al., 2018), le poids de la contribution de chaque composante (mécanisation, changement d'affectation des terres, intrants synthétiques et leurs effets indirects et/ou directs) est toujours débattu. Néanmoins, en Europe, quelques rares études suggèrent le rôle prépondérant de l'utilisation des pesticides synthétiques dans le déclin des populations d'oiseaux dans les milieux agricoles. En effet, parmi 13 composantes de l'intensification de l'agriculture (paysagères, mécaniques et chimiques), l'utilisation de pesticides, en particulier d'insecticides et de fongicides, a eu les effets négatifs les plus constants sur la diversité des espèces de plantes, de carabes et d'oiseaux des terres agricoles nichant au sol (Geiger et al., 2010). De même, l'utilisation massive d'engrais et de pesticides de synthèse a été

identifiée comme le principal facteur de déclin des oiseaux des terres agricoles dans une étude récente (Rigal et al., 2023).

Cependant, dans les rares études ayant évalué le rôle des pesticides dans le déclin des populations d'oiseaux, cette contribution n'est le plus souvent appréhendée que de manière indirecte, rendant les mécanismes sous-jacents (effets indirects ou directs) encore largement méconnus. Une étude montrant que les déclins des oiseaux étaient fortement associés à de fortes concentrations de néonicotinoïdes (imidaclopride) aux Pays-Bas, en particulier des oiseaux insectivores, a suggéré que l'épuisement des ressources alimentaires en insectes était à l'origine des relations observées (Hallmann et al., 2014). De plus, une étude récente a mis en évidence un (faible) rétablissement des populations aviaires des milieux agricoles en Europe, en réponse à l'interdiction d'utilisation des néonicotinoïdes (Perrot et al., 2025), suggérant donc que ces pesticides pourraient jouer un rôle important dans le déclin ou le rétablissement des populations d'oiseaux. Par ailleurs, la synchronisation entre l'utilisation de pesticides et l'observation de certains effets peut tout de même suggérer que les pesticides puissent être à l'origine des altérations observées. Par exemple, en Grande-Bretagne, l'épaisseur de la coquille des œufs d'épervier d'Europe (*Accipiter nisus*) s'est amincie après 1947, coïncidant avec l'utilisation généralisée du DDT (Newton, 1995). La restriction de l'utilisation du DDT depuis les années 1970 et son interdiction ultérieure ont conduit à un rétablissement progressif de l'épaisseur de la coquille des œufs et des populations (Newton, 1995). Ces effets détectés pour les premières fois sur le terrain ont ensuite été confirmés par des études expérimentales en laboratoire. Finalement, les conclusions de ces travaux sont précieuses pour les politiques publiques, car les preuves scientifiques d'effets néfastes peuvent conduire à l'interdiction de certains pesticides au niveau local.

4 Les oiseaux des milieux agricoles comme bioindicateurs de la contamination environnementale

4.1 Lacunes actuelles

Compte tenu de la littérature, trois lacunes principales apparaissent dans les connaissances relatives à la contamination par les pesticides et à leurs effets sublétaux sur les oiseaux : 1) le manque de prise en compte des effets cocktail ; 2) le manque d'études en milieu naturel ; et 3) le manque d'études sur la faune sauvage.

4.1.1 Manque de prise en compte des effets cocktail

Dans la plupart des études écotoxicologiques, les effets d'une ou de quelques molécules sont évalués. En milieu naturel, les traitements de pesticides sur les cultures n'impliquent pas une seule molécule

pesticide, mais ce sont des formulations complexes qui sont souvent utilisées en mélange. En effet, différentes molécules sont utilisées simultanément ou séquentiellement pour la même culture ou pour différentes cultures dans la même zone. Par exemple, en 2021, les cultures de blé tendre en Aquitaine ont reçu en moyenne 3,6 traitements pesticides (SSP and Agreste, 2024). Ainsi, les organismes cibles et non-cibles sont exposés à un panel de molécules, qui peuvent potentiellement interagir entre elles, ce qui est appelé des effets cocktail (Hernández et al., 2017; Moreau et al., 2022a). Différents scénarios ont été définis (Hernández et al., 2017). Tout d'abord, les molécules peuvent ne pas interagir entre elles et donc présenter des effets additifs ou des effets indépendants si elles agissent sur la même cible. À l'inverse, les molécules peuvent interagir et fonctionner en synergie : les effets en résultant sont alors plus importants que les effets additifs des molécules considérées séparément. Alternativement, les molécules peuvent interagir ensemble en fonctionnant de manière antagoniste : dans ce cas, les effets sont réduits par rapport aux effets additifs des molécules considérées séparément. Pourtant, les évaluations des risques pour les espèces non-cibles se basent sur l'estimation des effets additifs des molécules, sans prendre en compte les potentielles interactions (Belden et al., 2007; Heys et al., 2016). Les molécules sont testées indépendamment et individuellement, omettant alors les conditions réelles d'exposition aux mélanges de pesticides sur le terrain, qui sont donc très rarement étudiés. Il semble donc crucial d'apporter de nouvelles connaissances sur la contamination des espèces non-cibles en prenant en compte la complexité des mélanges de pesticides auxquels elles sont exposées.

4.1.2 Études en milieu naturel *vs* milieu expérimental

Bien que les effets d'un pesticide puissent être évalués de manière fiable en laboratoire, la transposition de ces résultats aux conditions naturelles reste complexe, notamment pour les effets sublétaux. En effet, les doses utilisées dans les évaluations de risques en laboratoire sont généralement élevées afin de garantir des effets détectables, et administrées en une seule ou quelques fois, alors que les organismes sauvages sont plutôt exposés à de plus faibles doses, de manière chronique. Ainsi, ces tests de toxicité se concentrent sur un temps court (de quelques heures à un mois), de sorte que le devenir des pesticides et leurs conséquences en cas d'exposition à long terme sont inconnus. Par ailleurs, les évaluations des risques reposent souvent sur une seule voie d'exposition, le plus souvent la voie orale, considérée comme la principale voie d'exposition, alors que certaines substances peuvent pénétrer majoritairement par d'autres voies *(voir section 2.3 Contamination des espèces non-cibles)*, ce qui conduit à une sous-estimation du risque réel pour les oiseaux (Mineau, 2011; Moreau et al., 2022a). Ainsi, il apparait primordial de combler ces lacunes par des études *in natura*, caractérisant les niveaux de contaminations et leurs effets associés réels.

4.1.3 Espèces sauvages *vs* espèces modèles

Pour finir, les tests de toxicité des pesticides sur les oiseaux sont le plus souvent réalisés sur quelques espèces modèles, telles que le diamant mandarin (*Taeniopygia guttata*), le canard colvert, la caille japonaise ou encore le colin de Virginie. Une espèce devient un modèle scientifique lorsqu'elle présente à la fois des caractéristiques pratiques (facilité d'élevage, de maintien en captivité et de manipulation) ainsi qu'un bon support bibliographique et le potentiel d'être comparé à d'autres organismes ou d'être utilisé dans d'autres contextes (Dietrich et al., 2020). Cependant, le manque d'études portant sur des espèces sauvages limite la pertinence des paramètres toxicocinétiques observés en laboratoire pour prédire le devenir des pesticides chez les oiseaux en milieu naturel (Kuo et al., 2022). En effet, les conditions expérimentales contrôlées manquent de réalisme avec les environnements naturels. En captivité, la faible diversité génétique des individus, l'alimentation standardisée, la structure sociale réduite voire inexistante, l'absence d'interactions intra- et interspécifiques, ainsi que l'absence de stimulations environnementales et de la multitude de stress associés, peuvent altérer les réponses physiologiques et comportementales, compromettant ainsi la transposabilité des résultats aux populations sauvages (Moreau et al., 2022a). De plus, les conditions simplifiées de captivité en laboratoire exercent une pression sélective particulière qui tend à canaliser l'expression de certains phénotypes au détriment de la variabilité naturelle observée dans des environnements plus complexes. Une fois qu'une espèce est utilisée comme modèle expérimental, sa biologie évolue sous l'effet de cette sélection artificielle (Bolker, 2019). Les traits façonnés par la sélection naturelle dans la nature diffèrent alors de ceux exprimés par les individus issus de lignées maintenues en laboratoire, ce qui peut limiter la représentativité de ces modèles pour comprendre les réponses des espèces sauvages face aux stress environnementaux. Par exemple, dans le cas des souris de laboratoire, l'organisme modèle de référence, la divergence évolutive rapide s'explique par des tailles de populations faibles, consanguines et soumises à une sélection artificielle stricte. Les souris de laboratoire montrent par exemple des modifications de leurs comportements (Blanchard et al., 2013; Chalfin et al., 2014) et de la fonction immunitaire (Beura et al., 2016; Reese et al., 2016). Ces observations s'appliquent à la plupart des autres espèces modèles. Globalement, la représentativité des organismes modèles pour l'étude des effets écotoxicologiques en milieu sauvage reste donc très limitée et le développement d'études sur le terrain sur des espèces sauvages apparaît donc indispensable pour une meilleure appréhension des risques réels des organismes non-cibles face aux pesticides.

4.2 La contamination aux pesticides : un enjeu de santé publique qui nécessite des espèces bioindicatrices

La contamination aux pesticides chez les espèces non-cibles et en particulier chez les humains, est devenue un enjeu de santé publique important en raison des effets aigus et chroniques qu'elle peut avoir

sur la santé humaine. En effet, un large éventail d'effets néfastes sur la santé a été, au moins en partie, lié à l'exposition aux pesticides. Des effets sur la reproduction et la grossesse (par exemple, naissance prématurée, retard de croissance fœtale, Gemmill et al., 2013; Larsen et al., 2017; Rappazzo et al., 2016) et des cancers infantiles (par exemple, leucémie et lymphomes, Gómez-Barroso et al., 2016; Rull et al., 2009) ont été associés à une forte exposition aux pesticides. En outre, les pesticides sont impliqués dans des troubles du développement neurologique et des déficits cognitifs (par exemple, troubles du spectre autistique, réduction du quotient intellectuel, altération de la compréhension verbale, déficits de l'attention et de la mémoire, Coker et al., 2017; Corral et al., 2017; Paul et al., 2018; Roberts et al., 2007; Rowe et al., 2016), ainsi que dans des problèmes respiratoires tels que l'asthme (Raanan et al., 2017). Des cancers chez l'adulte (Carles et al., 2017; El-Zaemey et al., 2013) et des maladies neurodégénératives, telles que la maladie de Parkinson (Brouwer et al., 2017; Costello et al., 2009), ont également été signalés en association avec la contamination par les pesticides.

Compte tenu des lacunes actuelles (*présentées en section 4.1*), ainsi que de l'ampleur de l'enjeu actuel de santé publique, il existe un besoin pressant d'études de terrain, en milieu naturel, afin de suivre et d'évaluer l'exposition aux pesticides et leurs effets. De plus, en raison des difficultés liées à la collecte de grandes quantités d'échantillons biologiques chez l'humain et à la prise en compte de facteurs confondants (comme le tabagisme ou la consommation d'alcool), d'autres approches sont nécessaires pour évaluer l'exposition des humains aux pesticides. L'objectif actuel est donc d'adopter des techniques de surveillance permettant de détecter les changements écologiques à la fois à un stade précoce et à long terme. Un tel suivi biologique pourrait permettre de prendre des décisions de gestion mieux informées et plus efficaces (Landres et al., 1988; Spellerberg, 2005).

À cet égard, les espèces sauvages bioindicatrices représentent un outil pertinent, largement plus représentatif des effets des pesticides rencontrés par les espèces dans leur milieu, que l'utilisation d'espèces modèles. Les espèces bioindicatrices sont des organismes vivants faciles à surveiller et dont l'état reflète ou prédit les conditions de l'environnement dans lequel elles se trouvent, y compris leur contamination (Bartell, 2006; Landres et al., 1988). En effet, elles intègrent la contamination dans de multiples compartiments environnementaux et peuvent fournir des informations précieuses d'un point de vue écologique sur les charges locales de polluants tels que les pesticides. Les espèces sauvages bioindicatrices constituent un complément précieux à l'évaluation des concentrations de polluants dans les matrices environnementales (par exemple, l'eau, l'air, les sédiments), car elles n'intègrent que la fraction biodisponible des contaminants qui persistent dans leurs habitats (Hamza-Chaffai, 2014; Siddig et al., 2016). Ainsi, de nombreuses espèces bioindicatrices peuvent réagir à la présence de polluants à des concentrations faibles, parfois avant même que les méthodes physico-chimiques classiques ne permettent de détecter des anomalies mesurables. Leur sensibilité se traduit par des réponses précoces, telles que des perturbations physiologiques, comportementales ou de la diversité des communautés, permettant ainsi de signaler rapidement la présence de contaminants dans les écosystèmes (Baroudi et

al., 2020; Fahmi et al., 2025; Ghannem et al., 2024; Multisanti et al., 2022; Parmar et al., 2016; Warnasuriya et al., 2023). Les micro-organismes du sol et les invertébrés constituent des bioindicateurs pertinents, leur diversité et leur activité étant dépendantes de la qualité du sol et fortement affectées par les contaminations chimiques (Ghannem et al., 2024). Par exemple, les insectes, tels que les coléoptères, les abeilles, les fourmis ou les papillons, peuvent être utilisés pour détecter des polluants variés (pesticides, métaux lourds, dioxines) dans l'air, l'eau et la végétation. Ils constituent également des outils efficaces pour cartographier la pollution à grande échelle et suivre ses variations spatio-temporelles (Catalano et al., 2024; Chowdhury et al., 2023; Girotti et al., 2020). De même, les organismes marins et d'eau douce, tels que les moules, les éponges marines et les élasmobranches, accumulent des polluants (métaux, microplastiques) et peuvent refléter rapidement la pollution des milieux aquatiques (Alves et al., 2022; Celis-Hernández et al., 2021; Fehrenbach et al., 2025; Li et al., 2019). Par ailleurs, les plantes et lichens, particulièrement sensibles à la qualité de l'air et des sols, sont couramment utilisés pour la détection précoce des pollutions atmosphériques ou industrielles (Terwayet Bayouli et al., 2021). Les mammifères ont été moins étudiés, probablement en raison de contraintes éthiques et juridiques, mais ils ont toutefois permis d'analyser les microplastiques ingérés, en particulier chez les mammifères aquatiques tels que les phoques et les dauphins (Multisanti et al., 2022). Une quantité élevée de microplastiques de formes et de dimensions variées, et de compositions polymères différentes a également été mise en évidence chez les baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*) (Besseling et al., 2015).

4.3 Les oiseaux : des bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides ?

En raison de leur vaste répartition géographique et de leur diversité écologique, les oiseaux sont également reconnus comme des espèces bioindicatrices efficaces pour surveiller les contaminants environnementaux et leurs effets biologiques (Becker, 2003; Mo et al., 2018; Siddig et al., 2016). Par exemple, la biosurveillance de plusieurs espèces d'oiseaux arctiques a permis de mettre en évidence l'augmentation de la contamination au mercure en Arctique (Berglund, 2018). De plus, les oiseaux marins semblent être des bioindicateurs essentiels de la pollution aux microplastiques, en raison de leur longue durée de vie, leur rôle de prédateurs qui les place au sommet de la chaîne de bioamplification, et de leur grande mobilité et présence à la fois dans les milieux aquatiques et terrestres (Saidon et al., 2025). Beaucoup d'études se sont effectivement concentrées sur les fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*), les désignant comme de bons bioindicateurs, mais d'autres études ont aussi porté sur les albatros, les pingouins et les cormorans (Multisanti et al., 2022 pour une review). Les rapaces sont également des espèces bioindicatrices couramment utilisées car ils sont très sensibles aux changements environnementaux, occupent des positions élevées dans la chaîne alimentaire et disposent de territoires et de zones d'alimentation relativement vastes (Chen et al., 2009, 2007; Jaspers et al., 2006). Selon une

méta-analyse, la buse variable (*Buteo buteo*), le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), le pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), la chouette hulotte (*Strix aluco*) et l'Effraie des clochers (*Tyto alba*) sont les espèces les plus fréquemment utilisées dans la biosurveillance de la contamination aux polluants (dans 6 à 10 pays chacune, Gómez-Ramírez et al., 2014).

Concernant les pesticides, les oiseaux ont démontré historiquement leur pertinence en tant que bioindicateurs de la contamination de l'environnement. Dès les années 1950-1960, l'étude de certaines espèces d'oiseaux a permis de révéler l'exposition de la faune non-cible aux pesticides organochlorés, en particulier au DDT et à ses métabolites (Rattner, 2009). Les déclins observés des populations aviaires ont constitué certaines des premières preuves des effets des pesticides sur la faune sauvage et ont largement contribué à une prise de conscience scientifique et réglementaire, synthétisée et diffusée en 1962 auprès du grand public par l'ouvrage *Silent Spring* de Rachel Carson (Carson, 1962; Rattner, 2009). Chez les rapaces, la détection de résidus dans les tissus et les œufs a en effet mis en évidence des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification, ainsi que des effets biologiques marqués, tels que l'amincissement des coquilles d'œufs et la diminution du succès reproducteur (Peakall and Lincer, 1996; Ratcliffe, 1967). En parallèle, les suivis à long terme de perdrix grises ont aussi montré des déclins de populations étroitement liés à l'usage des pesticides, en particulier via des effets indirects sur les ressources alimentaires des poussins (Potts, 1986). Ces exemples fondateurs ont démontré la capacité de ces espèces à refléter les pressions en pesticides exercées dans les agroécosystèmes.

Les passereaux sont également des candidats particulièrement pertinents en tant que bioindicateurs de la contamination aux polluants, et notamment aux pesticides. En effet, les passereaux sont répandus et abondants et occupent des environnements divers (Yu et al., 2014). L'ordre des Passeriformes représente en effet le groupe d'oiseaux le plus diversifié, avec environ 6 500 espèces à l'échelle mondiale et près de 250 espèces présentes ou de passage en France (Schmitt and Edwards, 2022). Cette diversité s'accompagne d'une grande hétérogénéité des traits écologiques, incluant des variations marquées du régime alimentaire (granivores, insectivores, frugivores ou omnivores), du comportement de recherche de nourriture, de l'utilisation de l'habitat, ainsi que du statut migratoire (sédentaire, migrateur partiel ou migrateur longue distance). Cette diversité écologique implique que les passereaux exploitent un large éventail de compartiments de l'écosystème et de ressources trophiques, les exposant à des voies d'exposition aux pesticides variées, générant potentiellement des profils de contamination contrastés (Saidon et al., 2025). Ainsi, l'étude simultanée et comparative de plusieurs espèces de passereaux permettrait d'appréhender la contamination d'une diversité de matrices biologiques et environnementales de manière indirecte mais intégrée (Mo et al., 2018). Par ailleurs, de nombreuses espèces de passereaux présentent des domaines vitaux et des zones de recherche alimentaire relativement restreints durant la saison de reproduction, généralement compris entre 0,2 et 5 ha (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti

et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010). Cette utilisation spatiale restreinte pendant plusieurs mois de l'année, combinée à leur abondance et à leur facilité d'accessibilité pour l'échantillonnage, les rend particulièrement adaptés à l'évaluation de la contamination environnementale à l'échelle locale. Ainsi, les passereaux peuvent constituer un modèle biologique particulièrement intéressant pour le suivi de la contamination aux pesticides, permettant de combler, au moins en partie, les lacunes existantes, en s'intéressant à des mélanges de pesticides sur des individus sauvages vivant en milieux naturels.

5 Objectifs et organisation de la thèse

Les objectifs principaux de cette thèse sont, dans un premier temps, de caractériser la contamination réelle aux pesticides et leurs effets sublétaux sur les passereaux des agroécosystèmes, et, dans un second temps, d'évaluer l'effet de l'agriculture biologique comme levier de réduction des niveaux de contamination aux pesticides et de leurs effets associés. Un intérêt particulier de cette thèse est également d'explorer le rôle des passereaux sauvages en tant que bioindicateurs de la contamination environnementale.

Pour cela, des passereaux sauvages ont été capturés dans deux types de milieux : dans des milieux agricoles chaque année depuis 2019, mais également dans des milieux résidentiels à partir de 2023. D'une part, différentes espèces de passereaux inféodées aux milieux agricoles ont été capturées le long de haies bordant des champs, sélectionnées selon la proportion d'agriculture conventionnelle ou biologique autour des sites. Ainsi, la contamination aux pesticides et différents paramètres ont pu être relevés sur les oiseaux capturés selon une dichotomie entre agriculture conventionnelle et biologique, ou selon un gradient croissant de la proportion d'agriculture biologique dans l'environnement. D'autre part, différentes espèces de passereaux ont été capturées dans des jardins résidentiels appartenant à des communes adjacentes aux zones agricoles, afin de comparer les niveaux et les profils de contamination entre les milieux « urbains » et agricoles. Les jardins ont été sélectionnés selon un gradient croissant de la distance à la parcelle traitée la plus proche, afin de tester l'hypothèse que l'éloignement à la source de pollution permettrait de réduire la contamination aux pesticides.

Après une présentation des méthodologies générales, ma thèse s'articulera autour de la chaine Pression-Exposition-Impact (Figure 11). La pression, dans notre cas pression en pesticides, correspond à ce qui est appliqué directement dans l'environnement, et peut donc être approchée par la quantité et la diversité de pesticides épandus sur les cultures. Cette pression peut aussi être approchée par les modèles agricoles (agriculture biologique vs. agriculture conventionnelle), puisque les cultures en agriculture biologique ont une interdiction d'utilisation de pesticides de synthèse et sont donc supposées sans résidus de pesticides. L'exposition, quant à elle, correspond à ce qui est retrouvé de cette pression en pesticides chez les modèles étudiés, en l'occurrence les passereaux dans ce travail de thèse. Pour finir,

le terme « impact » correspond aux conséquences de cette exposition sur les organismes étudiés. Cette thèse est alors divisée en trois axes de recherche : le premier vise à caractériser le lien Pression-Exposition, et les deux autres se concentrent sur la relation Exposition-Impact. Ces axes sont composés de différents articles scientifiques publiés, soumis ou en préparation (Figure 11).

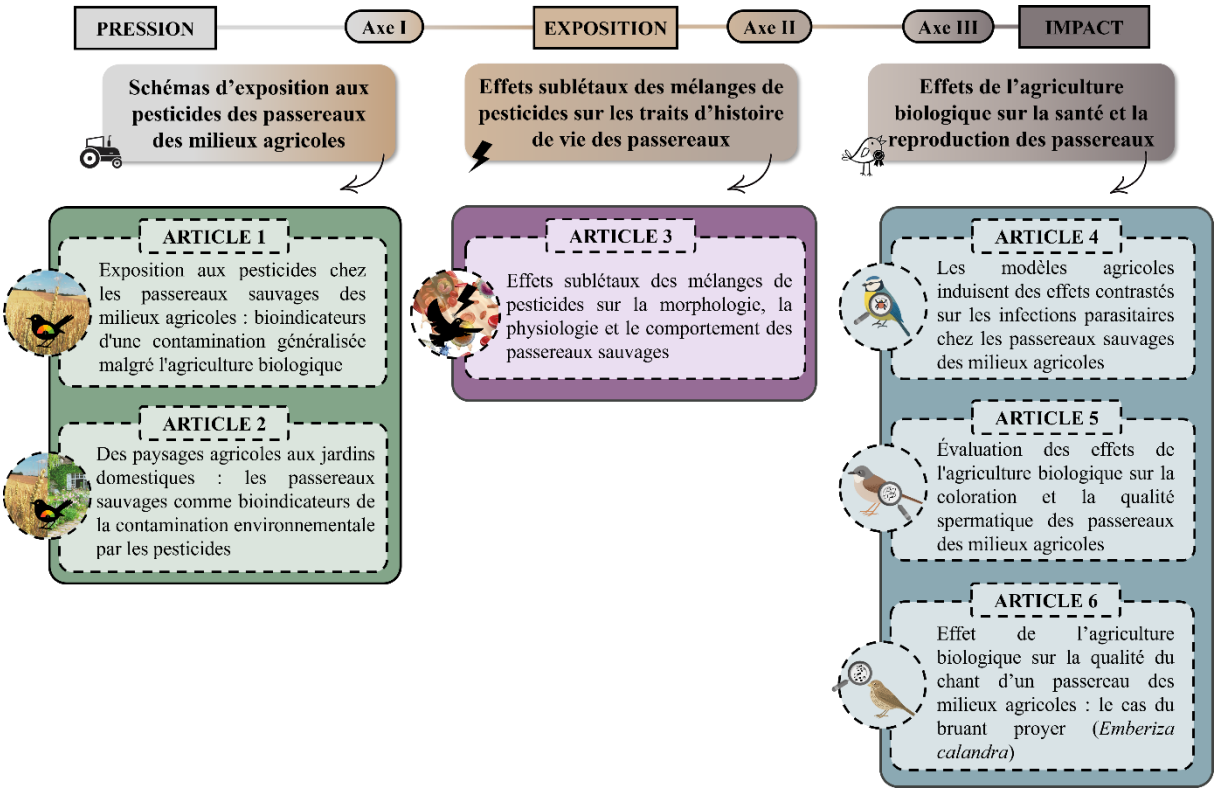


Figure 11. Schéma montrant l'articulation de ma thèse, divisée en trois axes et comprenant un total de six articles.

L'**AXE I** de ma thèse vise à étudier la relation Pression-Exposition, en caractérisant la contamination aux pesticides réelle des passereaux sauvages, à un panel de molécules. Ainsi, plus de 100 molécules ont été examinées et dosées dans le sang des passereaux capturés dans les haies des milieux agricoles et les jardins résidentiels. Les deux articles constituant ce premier axe permettent alors de caractériser, pour la première fois à ma connaissance, le niveau réel de contamination à un aussi grand nombre de composés de pesticides, chez différentes espèces de passereaux, en milieu naturel.

L'objectif de l'**Article 1** est de caractériser les patrons de contamination aux pesticides de cinq espèces de passereaux aux écologies contrastées dans des milieux agricoles, ainsi que d'évaluer le potentiel effet réducteur de l'agriculture biologique sur les niveaux de contamination. Pour cela, les dosages de pesticides des oiseaux capturés dans des environnements en agriculture conventionnelle ont été comparés à ceux des oiseaux capturés dans des environnements en agriculture biologique.

Dans l'**Article 2**, les objectifs sont 1) de comparer les niveaux de contamination aux pesticides des passereaux dans les milieux agricoles vs. dans les jardins résidentiels ; et 2) d'explorer les effets de certains facteurs potentiellement réducteurs des niveaux de contamination des milieux agricoles et des jardins résidentiels, en testant respectivement les effets de l'augmentation de la proportion de parcelles en agriculture biologique et l'augmentation de la distance à la parcelle conventionnelle la plus proche sur les charges en pesticides de différentes espèces d'oiseaux capturées en 2023.

Une fois les niveaux de contamination aux pesticides caractérisés, ils pouvaient être mis directement en relation avec différents traits d'histoire de vie des oiseaux relevés et mesurés lors des captures. C'est l'objectif de l'**AXE II** de ma thèse, qui permet d'investiguer la relation Exposition-Impact. Cet axe, au travers de l'**Article 3**, vise à explorer, pour la première fois, les effets sublétaux des mélanges de pesticides sur des traits d'histoire de vie des passereaux sauvages capturés en 2023 dans les milieux agricoles et les jardins résidentiels. Cet article se concentre sur des traits morphologiques liés à la croissance et la structure des individus (longueur des tarses et tête-bec), des traits physiologiques (condition corporelle et hématocrite) ainsi que des paramètres comportementaux liés à la vitalité des oiseaux (débattements au filet). Ces paramètres ont été confrontés aux niveaux de contamination en pesticides mesurés dans le sang de chaque individu, afin d'estimer les effets sublétaux des mélanges de pesticides sur les oiseaux sauvages.

Ainsi, si de hauts niveaux de contamination aux pesticides sont associés à des effets délétères sur les traits d'histoire de vie (Axe II), et que l'agriculture biologique permet de réduire les niveaux de contamination aux pesticides (Axe I), l'agriculture biologique pourrait permettre de limiter les effets sublétaux induits par les pesticides. Par conséquent, ce modèle agricole pourrait présenter des effets bénéfiques sur des traits d'histoire de vie des oiseaux. Comme les effets potentiels des modèles agricoles et, en particulier de l'agriculture biologique, sur des caractéristiques des oiseaux ne sont que peu documentés, les objectifs de l'**Axe III** de cette thèse sont d'évaluer les effets des modèles agricoles sur des paramètres liés à la santé (Article 4) et la reproduction (Articles 5 et 6) des oiseaux. Ainsi, ce troisième et dernier axe, à travers trois articles, porte également sur la relation Exposition-Impact, mais avec pour objectif d'apporter des éléments sur les impacts des modèles agricoles, en comparant les oiseaux capturés en agriculture conventionnelle à ceux capturés en agriculture biologique.

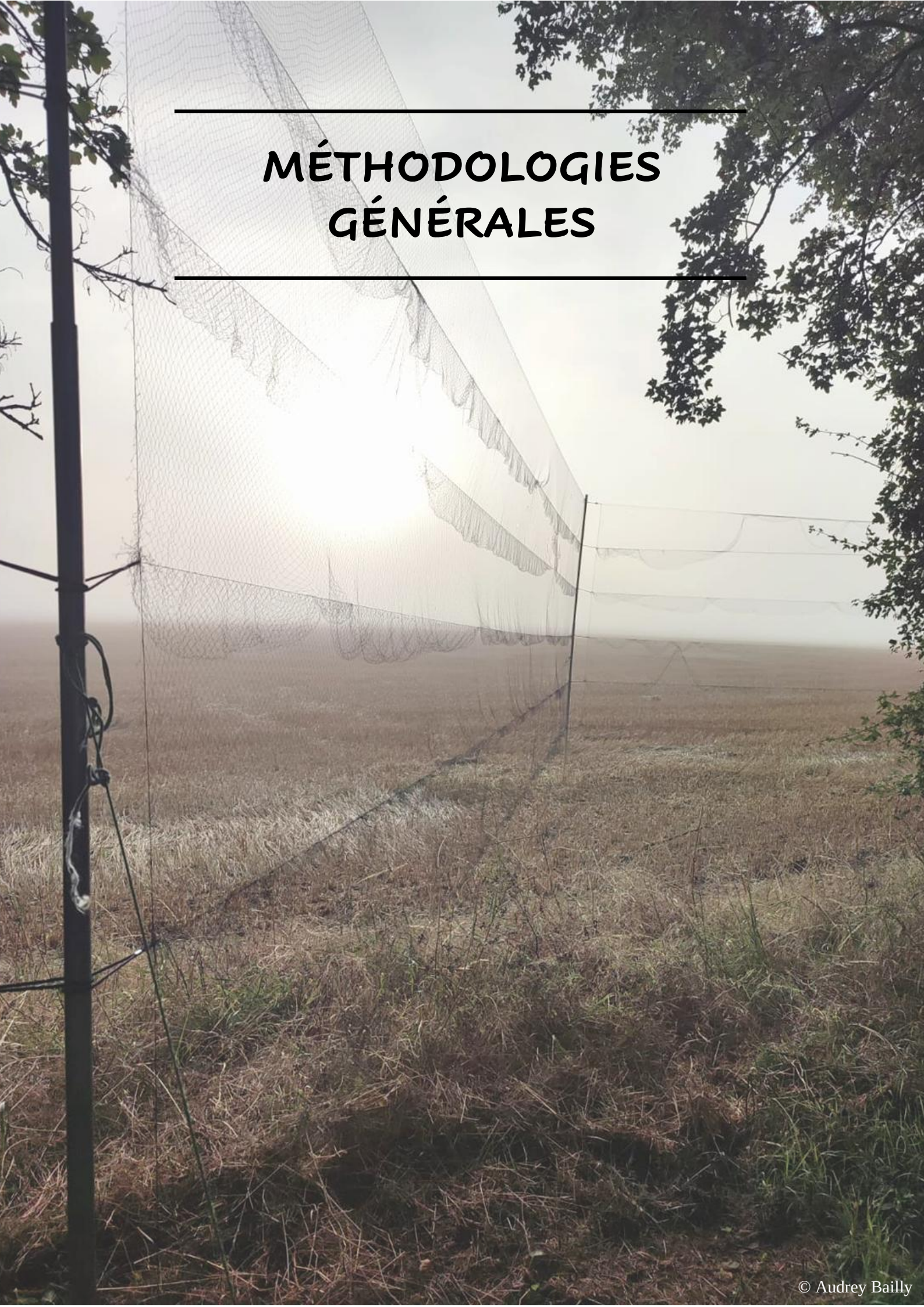
L'**Article 4** permet d'explorer, pour la première fois à notre connaissance, les effets des modèles agricoles (agriculture conventionnelle vs. agriculture biologique) sur les interactions interspécifiques, en se concentrant sur les relations hôtes-parasites, chez les passereaux des milieux agricoles. En effet, des perturbations de ces relations pourraient induire des effets majeurs sur la santé des oiseaux. La prévalence et l'intensité des infestations par deux types d'ectoparasites (tiques et mallophages) et des infections par deux types d'endoparasites (parasites sanguins *Plasmodium* et parasites intestinaux coccidies) ont été évalués chez des individus capturés en 2019 et 2021 dans les haies des milieux agricoles, appartenant à 10 espèces de passereaux.

Dans l'**Article 5**, les potentiels effets des modèles agricoles (agriculture conventionnelle vs. agriculture biologique) sur des paramètres clés de la reproduction ont été investigués, en se concentrant sur l'intensité de la coloration ornementale (caractère sexuel secondaire reflétant honnêtement la qualité des mâles) ainsi que la densité et la qualité spermatique (pourcentage de spermatozoïdes anormaux et morphologie des spermatozoïdes). L'intensité de la coloration ornementale basée sur les caroténoïdes (jaune/orange) ou la mélanine (noire) a alors été estimée chez quatre espèces de passereaux capturées en 2021 dans les haies des milieux agricoles, et les paramètres spermatiques chez huit espèces.

L'**Article 6** vise à évaluer l'impact des modèles agricoles sur l'activité vocale et la qualité du chant du bruant proyer (*Emberiza calandra*), une espèce inféodée aux milieux agricoles. Le chant, un caractère sexuel secondaire qui reflète honnêtement la qualité des mâles, est également un paramètre clé de la reproduction chez les passereaux. Des éventuelles perturbations du chant pourraient alors traduire des différences d'investissement dans la reproduction. Néanmoins, malgré son importance, les effets des pesticides ou des modèles agricoles sur ce paramètre n'ont jamais été étudiés. Ainsi, le chant de bruants proyers a été enregistré en 2025, dans des zones en agriculture conventionnelle et des zones en agriculture biologique afin de relever différents paramètres des chants, permettant de caractériser les effets des modèles agricoles sur des variables acoustiques quantitatives (telles que le taux de chant, la durée moyenne des chants et des intervalles) et qualitatives (gamme de fréquence, motifs de la trille etc).

Cette thèse se terminera ensuite par une discussion générale des résultats obtenus dans les six articles constitutifs des trois axes de recherche de ma thèse. Les limites de ce travail ainsi que les futures perspectives seront aussi discutées dans cette section.

MÉTHODOLOGIES GÉNÉRALES



© Audrey Bailly

Cette section présente le cadre méthodologique des suivis qui ont été réalisés dans la Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre (ZAPVS). Ces suivis ont débuté en 2019 et se sont poursuivis chaque année hormis 2020 (année du confinement lié à la pandémie de Covid-19). Ayant débuté ma thèse en décembre 2022, les suivis de 2019, 2021 et 2022 ont été réalisés avant le début de celle-ci, alors que les suivis réalisés en 2023, 2024 et 2025 ont fait partie intégrante de mon travail de thèse. Les suivis antérieurs à ma thèse ont permis de récolter de nombreuses données, qui n'avaient pas été exploitées jusque-là. Les articles 1, 4 et 5 ont valorisé les données acquises en 2019 et 2021, et les articles 2 et 3 exploitent les données récoltées en 2023. Les suivis réalisés en 2022 ne sont pas inclus dans cette thèse puisque le design expérimental et les données récoltées ne permettaient pas de répondre à des questions de recherche orientées sur la contamination aux pesticides et les modèles agricoles. Les suivis réalisés en 2024 et 2025 ne sont pas inclus dans ce manuscrit puisque les échantillons récoltés sont en cours d'analyse dans les laboratoires partenaires et les données ne sont donc pas disponibles. Ainsi, les méthodologies présentées dans cette section sont communes à tous les articles de cette thèse, à l'exception de l'article 6 qui a nécessité des méthodologies propres à la bioacoustique, décrites directement dans l'article concerné. Dans les sections suivantes, le site d'étude (ZAPVS) et les designs expérimentaux des captures d'oiseaux seront donc présentés. Une section sera également consacrée à la présentation du modèle d'étude choisi, les passereaux, et des différentes espèces étudiées. Pour finir, le protocole de capture et toutes les manipulations effectuées sur les oiseaux permettant de récolter des données et des échantillons biologiques seront détaillés.

1 Zone d'étude et design expérimental

1.1 Zone d'étude : la Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre

La Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre (ZAPVS) est une zone d'étude créée en 1994 et labellisée en tant que « Zone Atelier » depuis 2008, située dans l'ouest de la France, en région Nouvelle-Aquitaine et dans le département des Deux-Sèvres (46°11′ N, 0°28′ W, Figure 12). La ZAPVS est une plaine céréalière intensive de 435 km² avec des systèmes agricoles et des paysages diversifiés. Plus de la moitié de sa surface a été reconnue comme site NATURA 2000 en 2003, pour la biodiversité remarquable des espèces de la Directive Oiseaux, et bénéficie du statut de Zone de Protection Spéciale (ZPS, Bretagnolle et al., 2018). Un suivi de l'occupation du sol est réalisé chaque année depuis 1994 dans la ZAPVS, et géoréférencé sur une base de données SIG (Système d'Informations Géographiques). Historiquement, cette zone était dominée par la polyculture et l'élevage, mais l'intensification des pratiques agricoles a modifié la topographie du lieu de manière importante. L'occupation des sols est relevée selon plus de 30 catégories chaque année depuis 1994 (Figure 12), comprenant les différents types de cultures (blé d'hiver, orge, tournesol, colza, maïs, luzerne par exemple), les milieux forestiers et boisés, le bâti (village, bâtiment agricole et industriel par exemple), les axes routiers et les chemins. Entre 2009 et

2016, la ZAPVS était principalement dominée par des céréales d'hiver (41,5 % de la couverture du sol de la zone en moyenne), et les cultures les plus répandues étaient le blé (33,8 % de la couverture du sol de la zone), le tournesol (10,4 %), le maïs (9,6 %), le colza (8,3 %) et le pois (2 %) (Bretagnolle et al., 2018). Par ailleurs, les prairies, les milieux urbains et les zones boisées représentaient respectivement 13,5 %, 9,8 % et 2,9 % de la couverture du sol en moyenne sur la période 2009-2016.

Depuis 2006, le modèle agricole de chaque parcelle cultivée (en agriculture biologique ou conventionnelle) est également référencé, permettant de cartographier toutes les parcelles en agriculture biologique. Dans la ZAPVS, en 2018, environ 60 exploitations agricoles cultivaient leurs parcelles en agriculture biologique, tandis que ~350 exploitations utilisaient des pratiques agricoles conventionnelles. L'agriculture biologique couvrait alors ~18 % de la surface agricole de la ZAPVS, soit près du double de la moyenne nationale (~10 % en 2021 d'après les données Eurostat).

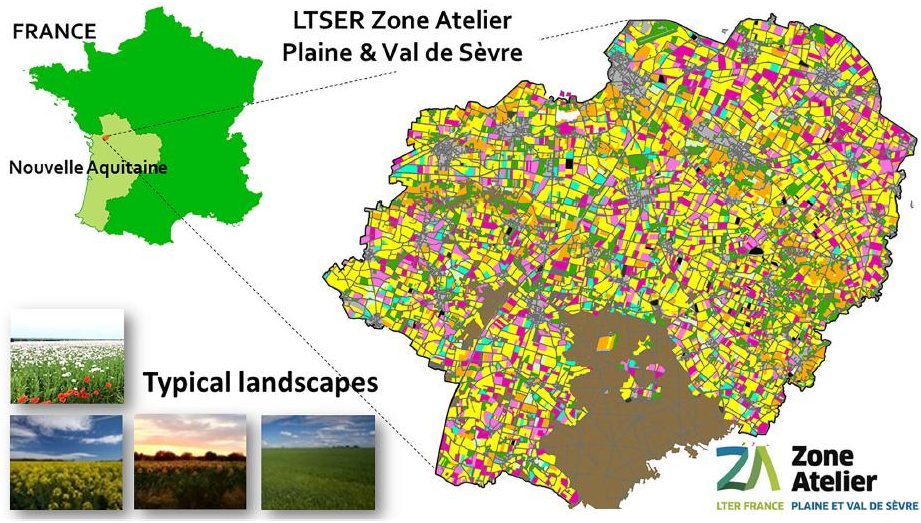


Figure 12. Carte de la ZAPVS dans l'ouest de la France, dans la région Nouvelle Aquitaine. L'utilisation des sols dans la ZAPVS est représentée par différentes couleurs, par exemple les céréales d'hiver en jaune, les bois en brun et les zones urbaines en gris. Figure provenant de Bretagnolle et al., 2018. La légende complète est disponible sur la version web de l'article.

Un biomonitoring global de la biodiversité, du sol jusqu'au niveau supérieur de la chaîne trophique, a été réalisé progressivement depuis 1994 (Bretagnolle et al., 2018). Ces suivis ont débuté en 1994 par des suivis d'abondance et de diversité sur certaines espèces d'oiseaux et les micromammifères. Des suivis d'arthropodes terrestres ont ensuite été mis en place à partir de 1995, puis d'autres arthropodes ont été ajoutés à la liste des espèces suivies (sauterelles depuis 2000, abeilles et syrphes depuis 2009, araignées depuis 2013). Les suivis des organismes du sol, tels que les vers de terre, ont débuté, quant à eux, en 2016. Un suivi floristique est également réalisé chaque année depuis 2005. Ces suivis annuels ont permis de décrire les tendances de déclin de la biodiversité, ainsi que la contamination

globale des espèces non-cibles aux pesticides, par exemple. La contamination globale aux pesticides de la biodiversité et de l'environnement a, en effet, pu être mis en évidence dans le nectar de colza (Wintermantel et al., 2020), l'eau de pluie et l'air (Décuq et al., 2022), les sols et les vers de terre (*Allolobophora chlorotica*, Pelosi et al., 2021), les micromammifères (musaraignes *Crocidura russula*, souris sauvages *Apodemus sylvaticus* et *Apodemus flavicollis*, Fritsch et al., 2022), et des populations d'oiseaux sauvages comme les perdrix grises (*Perdix perdix*) et les busards cendrés (*Circus pygargus*) (Bariod et al., 2025a; Fuentes et al., 2023, 2025a). Cependant, hormis des points d'écoute permettant de suivre les tendances à long terme des populations de certaines espèces de passereaux telles que l'alouette des champs, aucun suivi spécifique ne s'intéressait à ce groupe.

Ainsi, les suivis annuels des populations de passereaux ont débuté en 2019, par le biais de captures au filet japonais réalisées chaque année dans les milieux agricoles. Ma thèse s'inscrit donc dans ce contexte puisqu'elle visait à la fois à exploiter les données récoltées auparavant (suivis réalisés en 2019 et 2021) et à collecter de nouvelles données lors des suivis réalisés de 2023 à 2025. Les suivis de passereaux ont été effectués dans deux types de milieux. D'une part, des haies en milieu agricole ont été sélectionnées au sein de la ZAPVS, afin de capturer des espèces de passereaux vivant dans les milieux agricoles et de suivre leur contamination aux pesticides et les effets associés. Les suivis dans les haies agricoles ont été mis en place chaque année, mais les designs expérimentaux ont été modifiés, lors de ma première année de terrain en 2023. De plus, les suivis de passereaux s'insèrent dans le cadre d'un projet spécifique depuis 2023. Le projet *Santé des Territoires* vise à caractériser l'exposition aux pesticides des riverains vivant dans des villages à proximité des zones agricoles, de leur environnement et de la biodiversité proche. Ainsi, des jardins d'habitation dans des communes de la ZAPVS ont également été sélectionnés chaque année depuis 2023 afin de caractériser la contamination en pesticides dans différents compartiments : sol, eaux, air, graines, vers de terre, insectes, poussières des habitations, poils de chats domestiques et passereaux. Ainsi, une comparaison entre la contamination des passereaux par les pesticides dans les milieux agricoles et les villages a pu être réalisée. Dans ce cadre, les haies des milieux agricoles et les jardins d'habitation ont été sélectionnés selon des designs expérimentaux et des critères prédéfinis, détaillés ci-dessous.

1.2 Sélection des haies en milieux agricoles

Les haies en milieux agricoles ont été sélectionnées de manière à répondre à certains critères : être suffisamment longues et larges pour assurer la présence de passereaux et être au milieu d'un paysage agricole (c'est-à-dire sans zones urbanisées ou industrielles aux alentours). De plus, un des objectifs des suivis étant d'explorer les effets des modèles agricoles (agriculture biologique et conventionnelle), la proportion de surface en agriculture biologique était calculée dans un rayon de 250 m autour du site de capture. Ce rayon a été déterminé sur la base de la littérature indiquant que la taille du domaine vital des

passereaux pendant la saison de reproduction varie entre 0.2 ha et 5 ha en fonction des espèces considérées (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010), ce qui équivaut à des zones circulaires d'environ 30 à 150 m de rayon. Un rayon de 250 m a donc été choisi afin d'avoir une marge supplémentaire, et de s'assurer que les oiseaux étudiés ne se déplacent pas au-delà de la zone considérée.

Le critère de sélection concernant le pourcentage d'agriculture biologique des haies était légèrement différent entre 2019 et 2021, par rapport à ce qui est réalisé depuis 2023. En effet, sur la première période (2019-2021), les haies échantillonnées ont été choisies de manière à obtenir des sites contrastés entre des zones en agriculture biologique et des zones en agriculture conventionnelle avec une dichotomie claire permettant de mettre en exergue le contraste entre ces deux modèles agricoles. Dix haies entourées de plus de 67 % d'agriculture biologique ont été sélectionnées et assimilées à des zones majoritairement en agriculture biologique et 10 autres haies avec moins de 15 % d'agriculture biologique ont été sélectionnées et considérées en zones majoritairement en agriculture conventionnelle (Figure 13a et c). En revanche, depuis 2023, les haies ont été choisies de façon à avoir un gradient croissant du pourcentage d'agriculture biologique, afin d'explorer plus finement les effets des modèles agricoles, et plus particulièrement la proportion minimale d'agriculture biologique permettant de détecter des variations d'impacts. Ainsi, 12 et 11 haies (différentes) allant de 0 à 100% d'agriculture biologique dans un rayon de 250 m ont été sélectionnées en 2023 et 2024 respectivement (Figure 13b et d). En 2025, les captures sur les haies de 2024 ont été répliquées (Figure 13b et e).

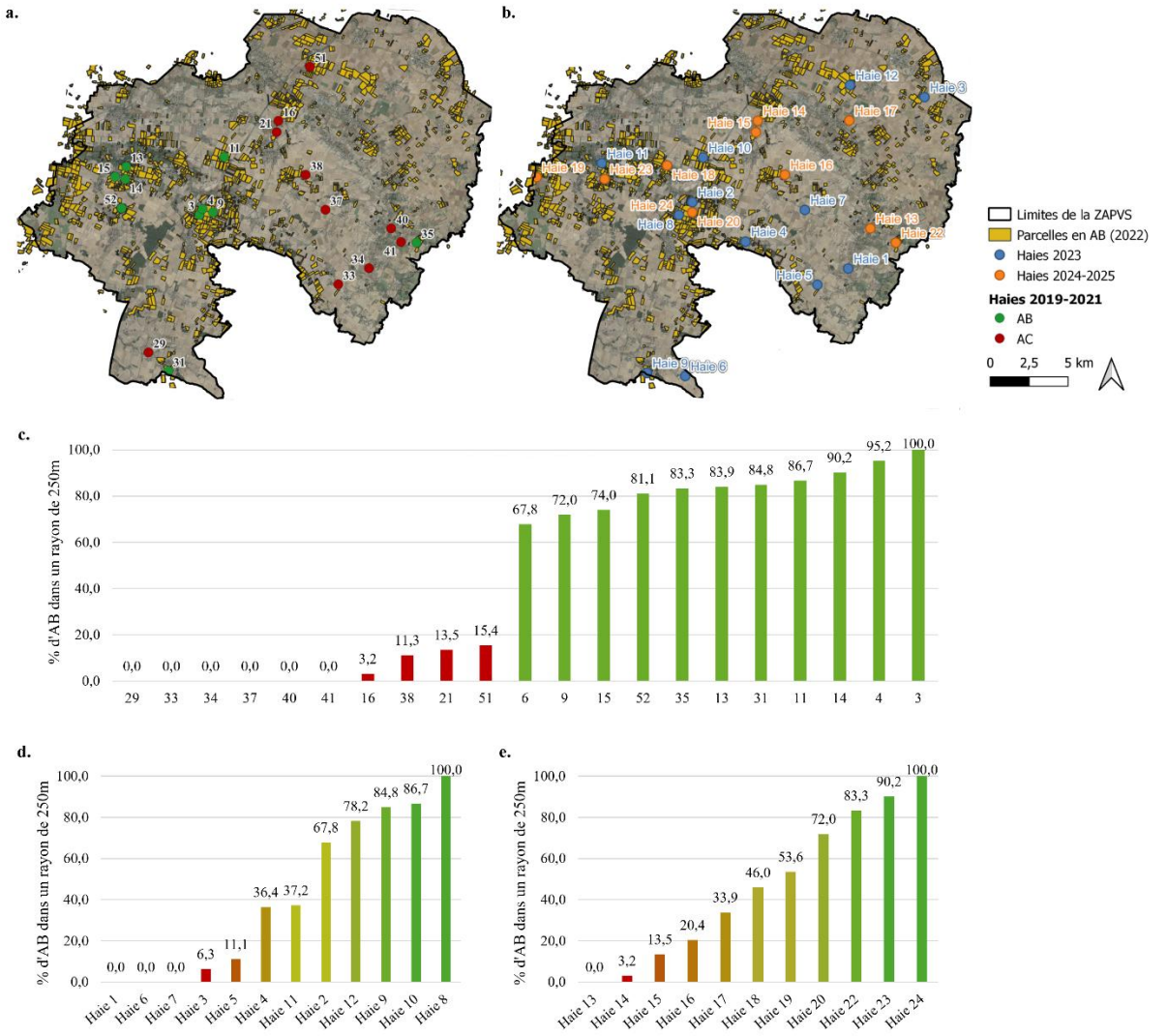


Figure 13. Sites de suivi sélectionnés en milieu agricole en a) 2019 et 2021 et b) en 2023, 2024 et 2025. Ces haies ont été sélectionnées selon le pourcentage de surface en agriculture biologique (% AB) dans un rayon de 250 m autour des sites. Les histogrammes présentent ces pourcentages d'agriculture biologique pour toutes les haies échantillonnées c) en 2019 et 2021, d) en 2023 et e) en 2024 et 2025.

1.3 Sélection des jardins d'habitation dans des communes de la ZAPVS

1.3.1 Sélection des six communes

Six communes faisant partie de la ZAPVS ont été sélectionnées depuis 2023, à raison de deux communes par an : Beauvoir-sur-Niort et Fors en 2023, Secondigné-sur-Belle et Saint-Symphorien en 2024, Mougon et La Foye-Monjault en 2025 (Figure 14).

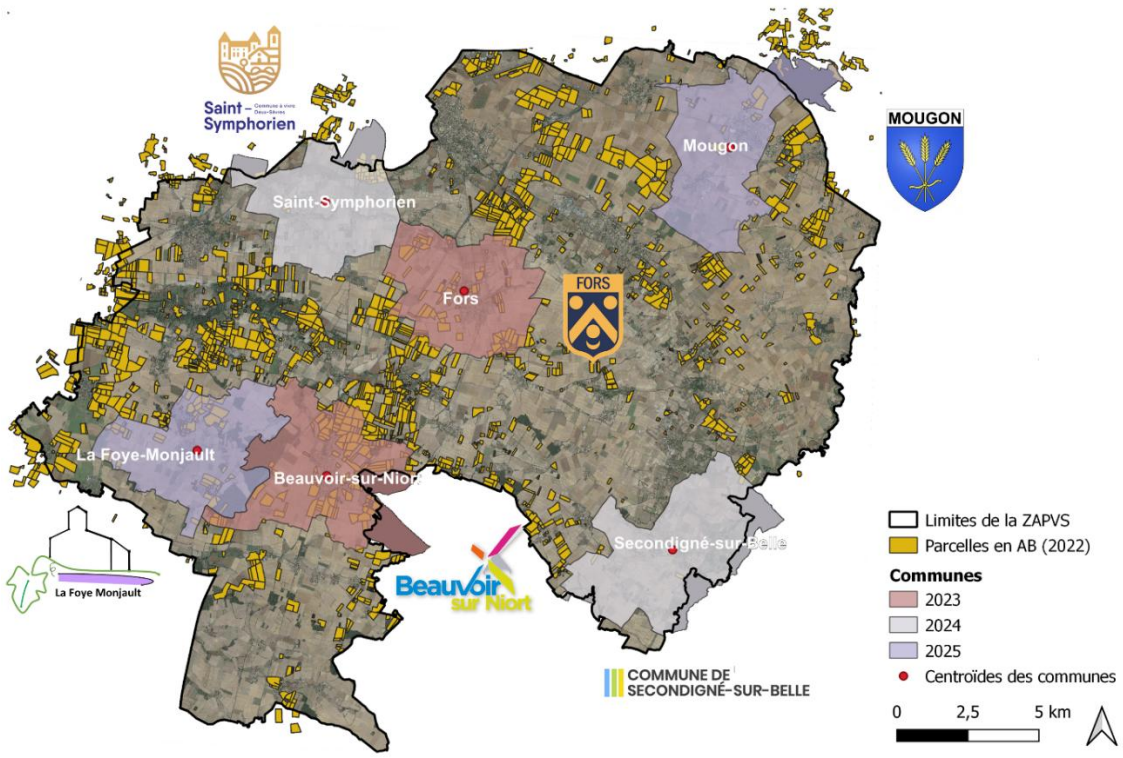


Figure 14. Cartographie représentant les 6 communes administratives sélectionnées entre 2023 et 2025, à raison de 2 communes par an. Les points rouges symbolisent les centroïdes des communes, autour desquels est calculé le pourcentage de parcelles en agriculture biologique (AB) autour de chaque commune.

Ces communes ont été sélectionnées de manière à présenter un contraste en termes de pourcentage de surface en agriculture biologique autour du centroïde de chaque commune, afin d'évaluer les effets potentiels de la proportion d'AB sur la contamination aux pesticides à l'échelle communale. Cette proportion a été calculée relativement à la surface totale de chaque commune, en considérant plusieurs rayons autour du centroïde (1000 m, 1500 m et 2000 m), dans le but d'examiner la stabilité de ce gradient selon l'échelle spatiale retenue. Quel que soit le rayon considéré, Beauvoir-sur-Niort apparaît comme la commune présentant la plus forte proportion d'agriculture biologique. En revanche, le classement des autres communes varie lorsque l'analyse est considérée à un rayon de 1000 m (Figure 15a) ou étendue à des rayons de 1500 m et 2000 m (Figure 15b et 15c). Malgré ces variations, deux groupes de communes se dégagent : trois communes faiblement entourées d'agriculture biologique (Secondigné-sur-Belle, Saint-Symphorien et Mougon) et trois communes présentant une proportion d'agriculture biologique supérieure à 10 % (Fors, La Foye-Monjault et Beauvoir-sur-Niort).

En complément de ces métriques basées sur la surface totale des communes, la proportion d'agriculture biologique a également été calculée relativement à la Surface Agricole Utile (SAU) à l'intérieur des limites administratives communales. La SAU est un indicateur standardisé à l'échelle européenne représentant le territoire consacré à la production agricole, intégrant les terres arables (grandes cultures, cultures maraîchères, prairies artificielles, etc.), les surfaces toujours en herbe

(prairies permanentes, alpages) ainsi que les cultures pérennes (vignes, vergers, etc.). Cette approche a permis une estimation plus fine et plus pertinente de la proportion d'agriculture biologique, en la rapportant spécifiquement aux surfaces effectivement exploitées à des fins agricoles, plutôt qu'à l'ensemble des unités paysagères présentes sur le territoire. La même classification des communes a alors été retrouvée : Secondigné-sur-Belle (0,9 %), Mougon (9,8 %) et Saint-Symphorien (10,2 %) avec une SAU très peu composée d'agriculture biologique puis La Foye-Monjault (14,7 %) et Fors (19 %). Beauvoir-sur-Niort reste la commune sélectionnée avec la plus grande proportion d'agriculture biologique en regard de sa SAU (33.9 %).

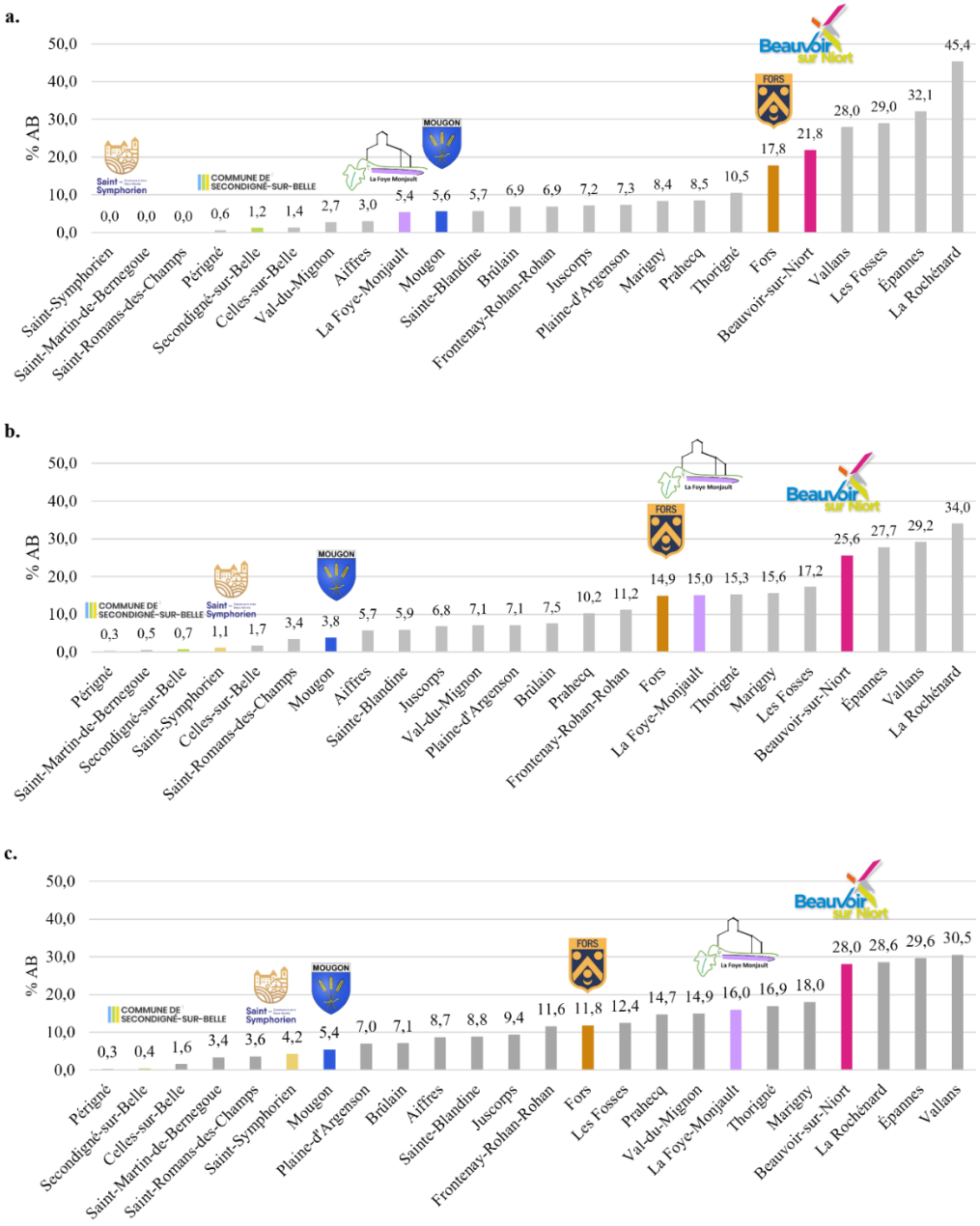


Figure 15. Pourcentages de la surface en agriculture biologique (%AB) par rapport à la surface totale dans une zone de rayon de a) 1000 m, b) 1500 m, c) 2000 m autour des centroïdes de chaque commune de la ZAPVS. Les barres colorées correspondent aux six communes échantillonnées entre 2023 et 2025.

1.3.2 Sélection des jardins d'habitation

Dans chacune des six communes du projet *Santé des Territoires*, des jardins d'habitation ont été sélectionnés afin de mettre en place différents protocoles permettant de caractériser la contamination aux pesticides des riverains, de leur environnement et de la biodiversité proche. Différents canaux de communication *via* les mairies ou associations locales, le porte-à-porte, les enquêtes faites par l'équipe sur les marchés, les connaissances et le bouche-à-oreille ont été utilisés afin de recruter des habitants-partenaires volontaires, à raison de vingt habitations par commune. Les captures d'oiseaux concernaient un sous-échantillonnage par commune (Figure 16a), en fonction des années : 10 habitations par commune en 2023 et 2025 et 8 habitations par commune en 2024. Le critère de sélection des jardins d'habitation le plus important était leur distance à la parcelle en agriculture conventionnelle la plus proche, puisque les jardins sélectionnés devaient suivre un gradient de cette distance pour chacune des communes, reflétant ainsi un gradient supposé de la pression en pesticides appliquée dans l'environnement. La proximité à la parcelle conventionnelle a été mesurée avec QGIS 3.22.16 à partir du centroïde du jardin jusqu'à la limite de la culture conventionnelle la plus proche, sur la base de l'occupation du sol de 2023 et des cultures en agriculture biologique inventoriées en 2022 dans la ZAPVS (réalisés au sein de l'équipe Résilience du CEBC). La proximité de la culture conventionnelle la plus proche variait de 0 à 470 m toutes communes confondues (Figure 16b à g). Avant le début de chaque saison de capture, tous les jardins étaient visités afin de vérifier la faisabilité des captures, puisque les habitations sélectionnées devaient répondre à certains critères prédéfinis permettant la capture des passereaux : jardins suffisamment grands et de manière à pouvoir accueillir des oiseaux, en comprenant des exigences obligatoires comme la présence de haies, arbres et pelouses ainsi que des caractéristiques facultatives (présence de potagers et ou sources d'eau).

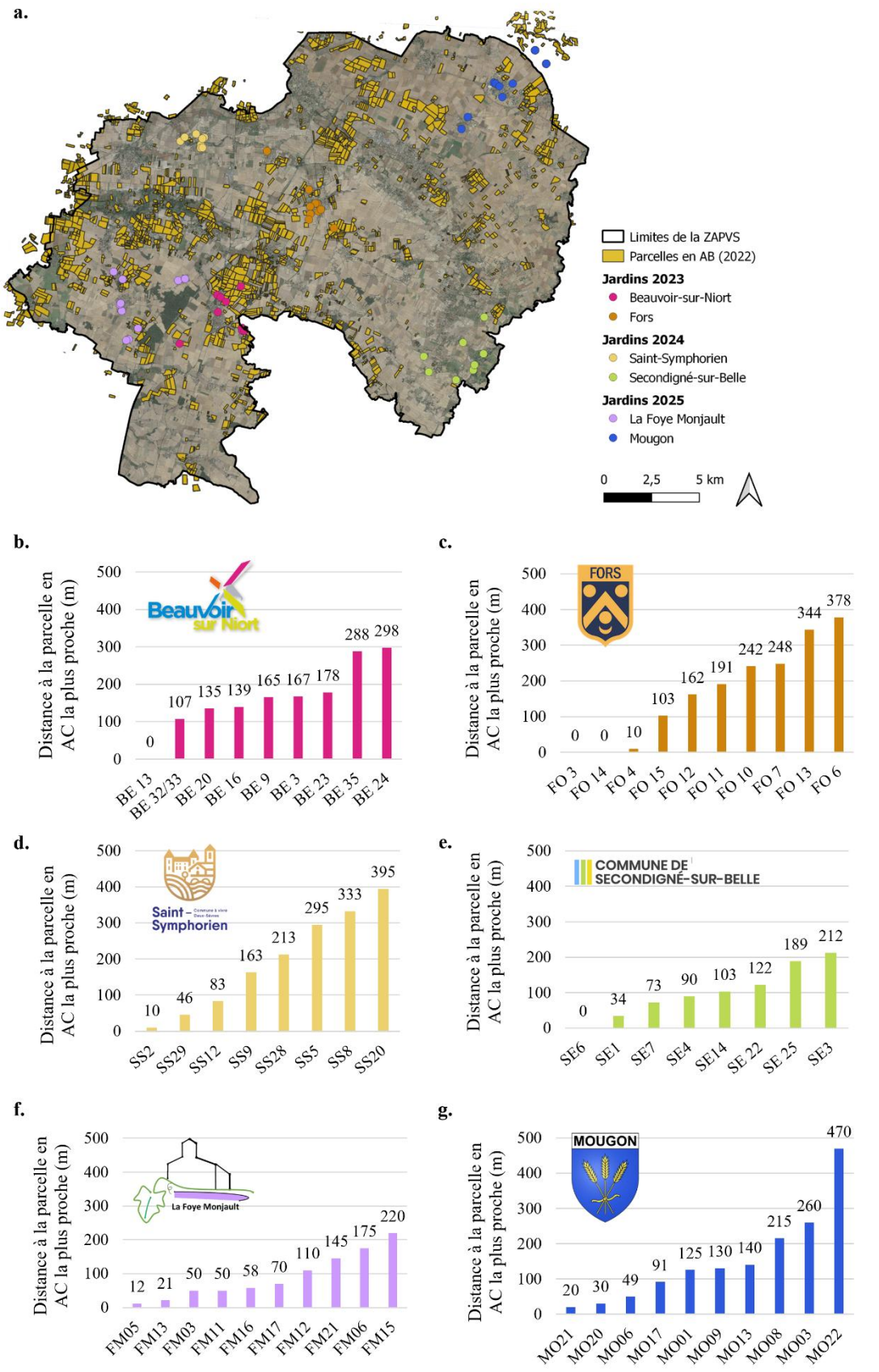


Figure 16. Cartographie en a) représentant les jardins d'habitation sélectionnés pendant les 3 années de thèse (2023 à 2025). Ces jardins ont été sélectionnés selon la distance entre le centroïde de chaque jardin et la bordure de la parcelle en agriculture conventionnelle (AC) la plus proche, dans les différentes communes : b) Beauvoir-sur-Niort, c) Fors, d) Saint-Symphorien, e) Secondigné-sur-Belle, f) La Foye-Monjault, g) Mougon.

2 Modèle d'étude : les passereaux

Les passereaux (ou passeriformes) (Classe : *Aves*, Sous-embranchement : *Vertebrata*, Embranchement : *Chordata*, Règne : *Animalia*) sont répartis dans le monde entier et comptent parmi les oiseaux les plus abondants dans presque tous les milieux terrestres du monde. Cet ordre présente la plus grande variété d'espèces, estimée à environ 6 500 espèces dans le monde (Schmitt and Edwards, 2022) et environ 245 espèces présentes ou de passage (résidentes ou migratrices en reproduction) en France. En raison de leur diversité, de leur abondance et de leur répartition cosmopolite, les passereaux comptent parmi les oiseaux les plus familiers et occupent une place importante dans la culture humaine et la science. Certaines espèces communes comme les moineaux ou les merles sont relativement faciles à maintenir en captivité, ils sont donc devenus des modèles importants pour la recherche en laboratoire. De plus, les moineaux mais aussi d'autres espèces comme les mésanges peuvent facilement nicher dans des nichoirs artificiels, ce qui en fait de bons modèles pour la recherche en période de reproduction. La diversité et l'accessibilité de nombreuses espèces de passereaux dans la nature en font également de bons modèles d'études sur le terrain, pour différents champs disciplinaires, tels que l'écologie comportementale et l'écotoxicologie (Schmitt and Edwards, 2022). En écotoxicologie, les oiseaux, et notamment les passereaux, sont utilisés comme bioindicateurs pour évaluer les niveaux de contaminants de l'environnement et leurs effets néfastes (Mo et al., 2018). En effet, les passereaux peuvent être de bons bioindicateurs puisqu'ils sont répandus et abondants dans une grande diversité de milieux (Yu et al., 2014) et ils présentent des écologies contrastées permettant d'évaluer indirectement différents environnements et différents niveaux trophiques (Mo et al., 2018). Une des caractéristiques intéressantes des passereaux est leurs petites tailles de domaine vital en période de reproduction ce qui peut en faire de bons bioindicateurs de la contamination locale (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010).

2.1 Autorisations éthiques, de capture et de baguage

Afin d'étudier les passereaux en milieu naturel, des autorisations d'expérimentation sur la faune sauvage soumises à un comité d'éthique et des autorisations de capture étaient nécessaires. Les autorisations soumises au comité d'éthique ont été obtenues en 2019. De plus, des autorisations de capture et de baguage sont nécessaires. Elles ont été obtenues en 2019 et 2021 par la DREAL Nouvelle-Aquitaine (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, DREAL/2019D/2323). À partir de 2023, une demande de programme personnel a été effectuée auprès du Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO, Muséum national d'Histoire naturelle de Paris), portée par le bagueur généraliste Etienne Debenest du GODS (Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres). Ainsi, nous avons obtenu l'autorisation de capturer et de réaliser les manipulations (décrites dans les parties ci-dessous) pour un total de 25 espèces (Tableau 1). Cette liste d'espèces a été choisie

en se basant sur les espèces les plus présentes dans notre zone d'étude, dans les milieux agricoles et/ou milieux urbanisés, et sur les effectifs les plus importants capturés les années précédentes (Tableau 1). Les 25 espèces ciblées ont un statut de conservation classé en préoccupation mineure sur la liste rouge de l'UICN des espèces menacées (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) et leurs populations sont globalement stables ou en baisse en Europe (5 espèces en baisse, 12 stables, 8 en augmentation).

Tableau 1. Liste des 25 espèces entrant dans le cadre du programme personnel. Uniquement les espèces ciblées listées étaient autorisées à être baguées et manipulées. Cette liste a été basée sur la moyenne d'individus capturés de chaque espèce chaque année, en se basant sur les captures de 2019 et 2021 réalisées dans des haies agricoles (« Effectif moy. »). Les espèces ciblées sont toutes classées en préoccupation mineure (LC, Least Concern), dont les populations sont en baisse, stables ou en augmentation en Europe sur la liste rouge de l'UICN des espèces menacées (Union Internationale pour la Conservation de la Nature).

Espèce Nom latin	Nom français	Effectif moy.	Statut de conservation	Tendance démographique
Aegithalos caudatus	Mésange à longue queue	1,5	LC	Stable
Anthus trivialis	Pipit des arbres	15,5	LC	En baisse
Carduelis carduelis	Chardonneret élégant	3	LC	En augmentation
Cettia cetti	Bouscarle de Cetti	1	LC	Stable
Chloris chloris	Verdier d'Europe	2,5	LC	Stable
Cyanistes caeruleus	Mésange bleue	9	LC	En augmentation
Emberiza cirlus	Bruant zizi	49,5	LC	En baisse
Emberiza citrus	Bruant jaune	3,5	LC	En baisse
Erithacus rubecula	Rougegorge familier	45	LC	Stable
Fringilla coelebs	Pinson des arbres	21	LC	Stable
Hippolais polyglotta	Hypolaïs polyglotte	58,5	LC	En augmentation
Linaria cannabina	Linotte mélodieuse	3	LC	En augmentation
Luscinia megarhynchos	Rossignol philomèle	60	LC	Stable
Parus major	Mésange charbonnière	55,5	LC	Stable
Passer domesticus	Moineau domestique	24,5	LC	En baisse
Phoenicurus ochruros	Rougequeue noir	1	LC	Stable
Phylloscopus collybita	Pouillot véloce	1	LC	Stable
Prunella modularis	Accenteur mouchet	44	LC	En baisse
Streptopelia decaocto	Tourterelle turque	0	LC	Stable
Sturnus vulgaris	Etourneau sansonnet	2,5	LC	Stable
Sylvia atricapilla	Fauvette à tête noire	91,5	LC	En augmentation
Curruca communis	Fauvette grisette	44,5	LC	En augmentation
Troglodytes troglodytes	Troglodyte mignon	0,5	LC	En augmentation
Turdus merula	Merle noir	47	LC	En augmentation
Turdus philomelos	Grive musicienne	7	LC	Stable

2.2 Choix des espèces considérées

Certaines espèces n'ont été que très peu capturées pendant les suivis des différentes campagnes réalisées pendant ma thèse. Ainsi, je me suis focalisée sur une sous-sélection de 13 espèces, selon les effectifs obtenus par année et les thématiques de chacun des articles, afin d'avoir des effectifs suffisants pour les différents types d'analyses statistiques (Tableau 2). Une quatorzième espèce a également été considérée dans cette thèse, mais n'est pas issue des captures : le bruant proyer. En effet, cette espèce a fait l'objet d'une étude de terrain spécifique (hors captures), qui est présentée dans l'article 6, comme indiqué dans le Tableau 2.

Tableau 2. Espèces de passereaux incluses dans les différents articles de la thèse, avec le nom latin de chaque espèce, le nom français des espèces utilisé dans cette thèse et les noms en anglais utilisés dans les articles.

			Axe 1 – Schémas d'exposition		**Axe 2 – Effets sublétaux**	**Axe 3 – Effets de l'agriculture biologique**		
Nom latin	Nom français	Nom anglais	Article 1	Article 2	Article 3	Article 4	Article 5	Article 6
Carduelis carduelis	Chardonneret élégant	European Goldfinch						
Emberiza calandra	Bruant proyer	Corn Bunting						
Emberiza cirlus	Bruant zizi	Cirl Bunting						
Erithacus rubecula	Rougegorge familier	European Robin						
Fringilla coelebs	Pinson des arbres	Eurasian Chaffinch						
Hippolais polyglotta	Hypolaïs polyglotte	Melodious Warbler						
Linaria cannabina	Linotte mélodieuse	Common Linnet						
Luscinia megarhynchos	Rossignol philomèle	Common Nightingale						
Parus major	Mésange charbonnière	Great Tit						
Phoenicurus ochruros	Rougequeue noir	Black Redstart						
Prunella modularis	Accenteur mouchet	Dunnock						
Sylvia atricapilla	Fauvette à tête noire	Eurasian Blackcap						
Curruca communis	Fauvette grisette	Common Whitethroat						
Turdus merula	Merle noir	Common Blackbird						

Au-delà de leurs effectifs corrects, ces 13 espèces sont intéressantes et complémentaires du fait de leurs écologies contrastées, permettant de refléter indirectement une diversité de matrices biologiques et environnementales (Figure 17). En effet, elles diffèrent notamment par leur régime alimentaire, leur utilisation de l'habitat, leur statut migratoire ou encore leur domaine vital en période de reproduction. Même si la majorité des espèces est insectivore en période de reproduction, les adultes de certaines espèces ont un régime majoritairement granivore (comme le bruant zizi, la linotte mélodieuse et le chardonneret élégant), et le merle noir a un régime alimentaire mixte, composé d'insectes, de vers de terre, de fruits ou de graines. Le statut migratoire de ces treize espèces est différent, certaines espèces sont sédentaires dans notre zone d'étude (restant toute l'année) ou migratrices (présentes dans notre zone d'étude uniquement durant la période de reproduction). Certaines espèces sont également partiellement migratrices, signifiant que certaines populations migrent alors que d'autres sont sédentaires, ou qu'une partie des individus d'une même population migre en automne/hiver alors que l'autre partie reste sur place. Néanmoins, les espèces partiellement migratrices dont les populations sont connues pour être sédentaires dans notre zone d'étude ont ici été classées comme sédentaires, et les espèces dont certains individus migrent alors que d'autres restent sur place ont été classées en tant qu'espèces migratrices pour plus de clarté et de prudence (Figure 17). De plus, bien que les données soient parfois rares et que la taille des domaines vitaux puisse varier en fonction de l'habitat et des conditions environnementales, une estimation de ceux-ci a été réalisée sur la base de la littérature pour chacune des espèces dans des conditions similaires aux nôtres, puis moyennées lorsque plusieurs valeurs étaient relevées. Les domaines vitaux moyens en période de reproduction ont été répartis en trois classes afin de minimiser la variation possible : taille strictement inférieure à 1.5 ha (soit inférieure à un domaine circulaire d'un rayon d'environ 70 m), entre 1.5 et 3 ha (correspondant à des domaines circulaires de rayons compris entre environ 70 m et 100 m) et strictement supérieure à 3 ha (domaine circulaire de rayon supérieur à 100 m) (Figure 17).

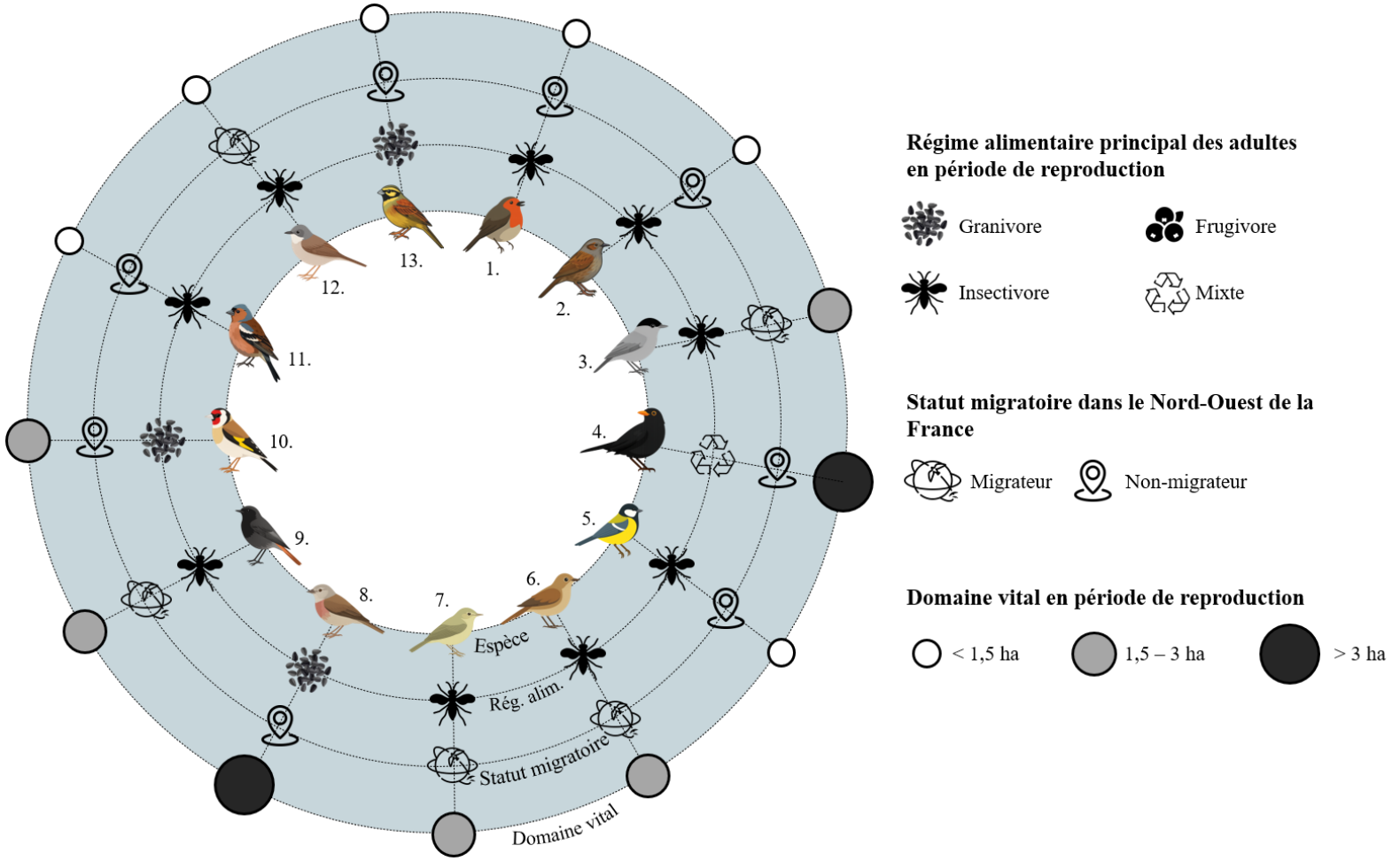


Figure 17. Paramètres écologiques, comprenant le régime alimentaire principal des adultes pendant la saison de reproduction, le statut migratoire dans le nord-ouest de la France et la taille moyenne du domaine vital (basée sur la littérature , pour les treize espèces intégrées dans les articles de cette thèse : 1. Rougegorge familier (Kirwan et al., 2025), 2. Accenteur mouchet (Hatchwell, 2024), 3. Fauvette à tête noire (Ferry et al., 1981; Morganti et al., 2017), 4. Merle noir (Ferry et al., 1981), 5. Mésange charbonnière (Wilkin et al., 2009), 6. Rossignol philomèle (Collar and Christie, 2020), 7. Hypolaïs polyglotte (Moskát et al., 1993), 8. Linotte mélodieuse (Eybert et al., 1995; Moorcroft and Wilson, 2000), 9. Rougequeue noir (Collar, 2024), 10. Chardonneret élégant (Nickell, 1951), 11. Pinson des arbres (Clement et al., 2023), 12. Fauvette grisette (Aymí and Gargallo, 2021), 13. Bruant zizi (Copete, 2020). Figure adaptée de l'Article 2.

3 Protocole de captures

Toutes les données qui ont permis l'élaboration des articles de ma thèse (hormis l'article 6) ont été récoltées *in natura* lors de captures de passereaux au filet japonais, dont la méthode est décrite dans Moreau et al., (2022b). Chaque jour, avant le lever du soleil, des filets japonais étaient déployés sur le site d'étude (haie agricole ou jardin d'habitation). En 2019 et 2021, une longueur standardisée de 120 m de filets était déployée sur chacune des haies agricoles. Les années suivantes, l'effort de capture (longueur de filets installée par site) était légèrement variable selon les années, en fonction des sites sélectionnés et des moyens humains disponibles. Dans les haies des milieux agricoles, la plus grande longueur de filets était installée le long des haies (combinaison de filets de 12 m, 15 m et 30 m), au nord ou à l'est des haies lorsque cela était possible afin que les filets ne soient pas ou peu exposés au soleil dans la matinée afin de limiter leur détection par les oiseaux. Ainsi, une moyenne de 97 m de filets a été déployée en 2023 (longueurs variant de 66 m à 138 m selon les sites). En 2024 et 2025, en moyenne 130 m (60 m à 192 m) et 148 m (78 m à 189 m) de filets ont été installés respectivement. Dans les jardins d'habitation, où la zone de capture était généralement plus restreinte, le plus de filets possible étaient disposés, selon les limites que les habitants-partenaires nous avaient communiquées. Ainsi, des filets de taille variable (entre 3 et 30 m) étaient installés le long des haies, autour des potagers et des mares ou encore à des points stratégiques, notamment des couloirs de passage d'oiseaux déterminés lors de la visite préalable. En 2023, 90 m de filets ont été posés par jardin d'habitation en moyenne (minimum 27 m, maximum 162 m), 89 m (42 m à 171 m) en 2024 et 120 m (72 m à 192 m) en 2025. La même méthode de capture au filet a été utilisée sur chacun des sites (haies et jardins) afin de capturer les passereaux du lever du soleil (entre 5h30 et 7h00 selon les mois) jusqu'à la fin de matinée (entre 11h00 ou 12h00 selon la période), ou le soir d'environ 18h jusqu'au coucher du soleil (entre 22h et 23h), pendant la saison de reproduction, entre fin mars et mi-juillet chaque année. À partir du début d'une saison de capture (vers fin mars-début avril), tous les sites étaient échantillonnés une première fois à raison d'un site par jour (Session 1), puis ils étaient tous répliqués une deuxième fois (Session 2), voire une troisième fois (Session 3). Le nombre de sessions a varié selon les années afin de couvrir toute la saison de reproduction, en fonction des conditions météorologiques et des dates de capture, du nombre de sites sélectionnés et des moyens humains mobilisables. Deux sessions sur un même site de capture étaient séparées d'au moins 1 mois afin de pouvoir refaire l'intégralité des manipulations et des prélèvements. Les dates des saisons de capture et des sessions sont présentées pour chaque année en Figure 18. Les filets japonais ont été posés uniquement lorsque les conditions météorologiques étaient favorables (pas de vent, pas de pluie). A chaque capture, différentes informations telles que l'heure d'ouverture des filets, les durées des captures ainsi que la température ambiante et le vent moyen au début et à la fin de la capture ont été notées.

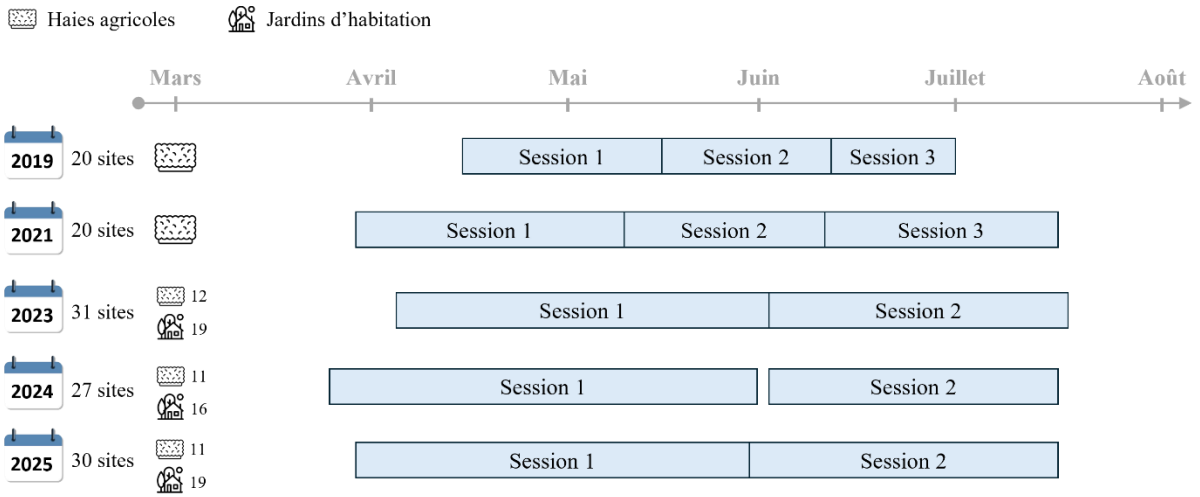


Figure 18. Périodes de capture et nombre de sessions de captures réalisées dans les haies agricoles ou les jardins d'habitations pour chaque année de suivi.

Le protocole de collecte de données sur les individus comprend différentes étapes détaillées dans les parties ci-dessous, et dont la chronologie est présentée en Figure 19. Une fois les filets ouverts, un test comportemental sur les oiseaux capturés était réalisé au filet puis les oiseaux capturés étaient ramenés dans des pochons à la table de manipulation, installée chaque jour sur le site de capture. Chaque oiseau était alors bagué et identifié (espèce, sexe, âge), puis différentes mesures morphométriques étaient réalisées. Par la suite, les ectoparasites (tiques et mallophages) étaient dénombrés, puis une prise de sang était réalisée. Pour finir, les oiseaux étaient ensuite relâchés à l'endroit de leur capture. Pendant toute la durée du protocole, les fèces étaient collectées de manière opportuniste (au filet, à la table ou dans le pochon) afin d'analyser la présence de parasites intestinaux. Par ailleurs, en 2021, des mesures supplémentaires ont été ajoutées au protocole, afin d'évaluer spécifiquement la qualité de la reproduction chez les individus capturés. Ainsi, en 2021, certaines parties du corps des individus étaient photographiées de manière standardisée, et des échantillons de sperme étaient prélevés chez les mâles de certaines espèces. Le temps de manipulation des oiseaux étant contraint à environ 5 min par oiseau pour des raisons éthiques, des choix permettant de minimiser le temps des individus en main ont dû être effectués certaines années, et ces mesures n'ont pas été reconduites les années suivantes.

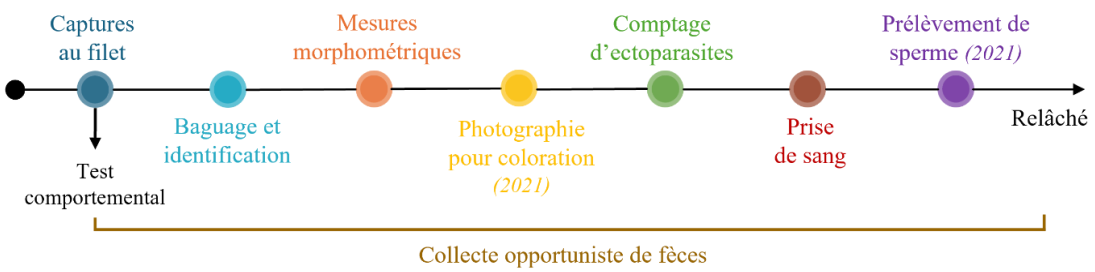


Figure 19. Chronologie des manipulations effectuées sur les passereaux capturés au filet japonais in natura.

3.1 Captures au filet japonais

Tous les filets (Figure 20a) étaient contrôlés toutes les 10-15 minutes afin de s'assurer que les oiseaux ne restaient pas dans le filet pendant plus de 15 minutes. Lorsqu'un oiseau était capturé, sa capacité de fuite était évaluée à l'aide d'une méthode standardisée suivant Moreau et al. (2022b). L'expérimentateur s'approchait lentement du filet et, une fois que l'oiseau détectait l'expérimentateur (c'est-à-dire lorsqu'il essayait de s'enfuir), le nombre de tentatives d'évasion était compté pendant 30 secondes tout en continuant à marcher lentement vers l'oiseau. Lorsque plusieurs oiseaux étaient pris dans le même filet au même moment, ces individus étaient exclus du test comportemental.

Les oiseaux étaient ensuite démaillés avec précaution, et les oiseaux appartenant à la liste d'espèces incluses dans le programme personnel étaient mis en pochon (Figure 20b), tandis que les autres étaient directement relâchés au filet. Les oiseaux gardés en pochon étaient ramenés à la table de manipulation afin de poursuivre le protocole (Figure 20c). Les oiseaux contrôlés en intra-journalier (oiseaux capturés plus d'une fois dans la même session de capture) étaient relâchés directement au filet une fois la bague vérifiée, et les contrôles inter-journaliers (recaptures entre les sessions) étaient mis en pochon et ramenés à la table pour réaliser les manipulations. Les individus ne devaient pas rester plus d'une heure en pochon afin de ne pas perturber la reproduction et devaient être libérés si cette limite de temps était atteinte. Les espèces et les individus les plus sensibles (pouillot véloce, verdier d'Europe ; jeunes et femelles en couvaison par exemple) ont été traités en priorité à la table de baguage.

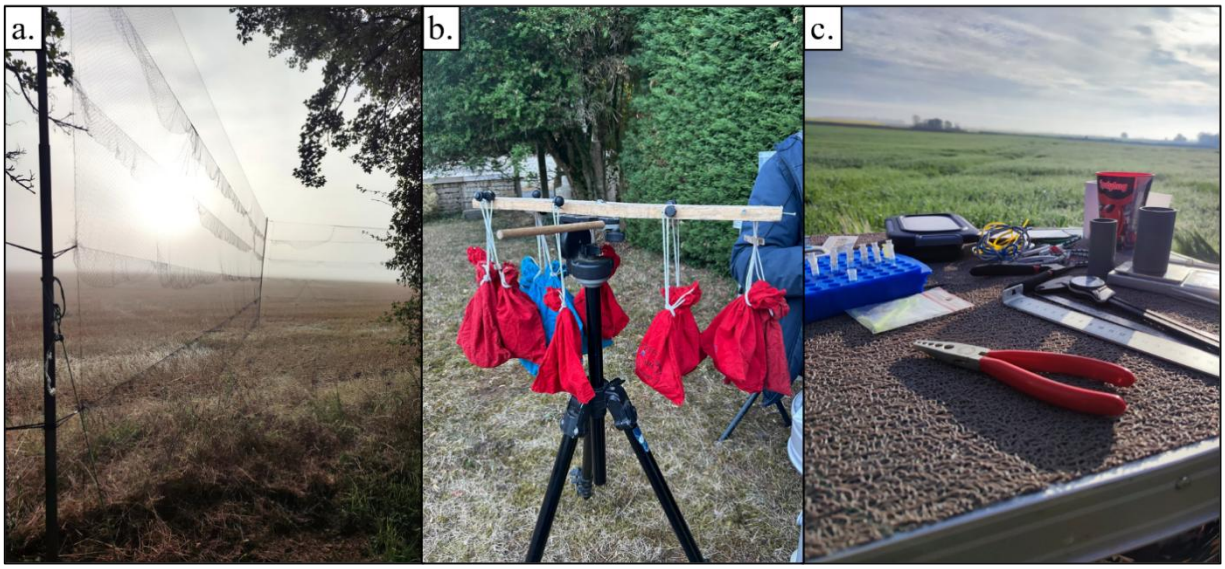


Figure 20. Photographies sur le terrain a) de filets installés et ouverts le long de haies et au sein d'une discontinuité entre les deux haies, pouvant servir de « couloir de passage » pour les passereaux ; b) d'oiseaux dans des pochons en attente à la table de manipulation ; c) de la table de manipulation avec une partie du matériel nécessaire aux mesures et collectes d'échantillons biologiques. © Audrey Bailly

3.2 Baguage et identification

En 2019 et 2021, les oiseaux étaient bagués avec des bagues colorées et numérotées. À partir de 2023, dans le cadre du programme personnel sous l'égide du Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO), les oiseaux étaient bagués sur le tarse gauche avec des bagues en aluminium du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris avec un numéro unique, de taille variable selon les espèces (Figure 21). Parmi les 13 espèces, la plupart était baguée avec des bagues « 0 » (diamètre 2,3 mm), sauf les bruants zizis et les rossignols philomèles qui recevaient des bagues « V » (diamètre 3,0 mm) et les merles noirs des bagues « J » (diamètre 4,2 mm) (Demongin, 2020).

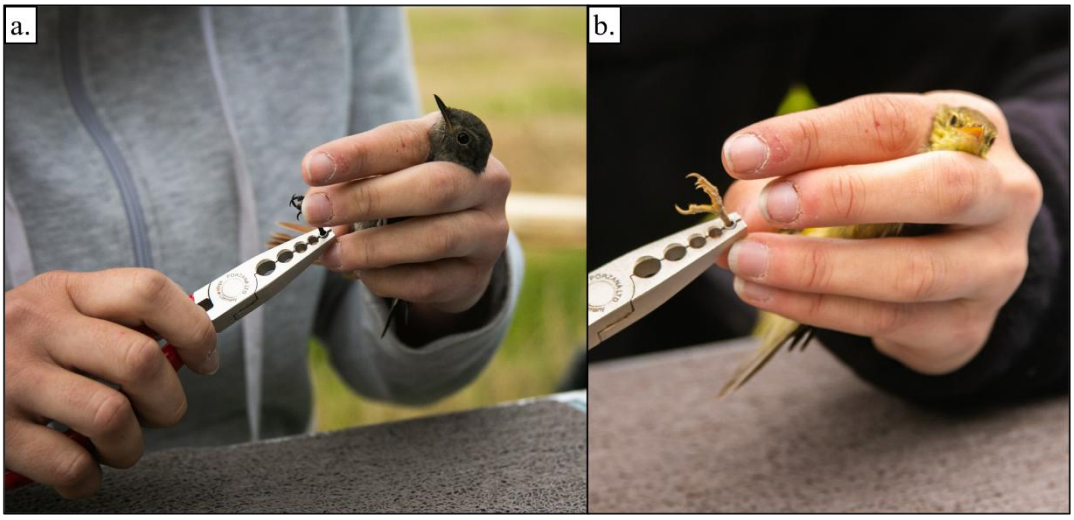
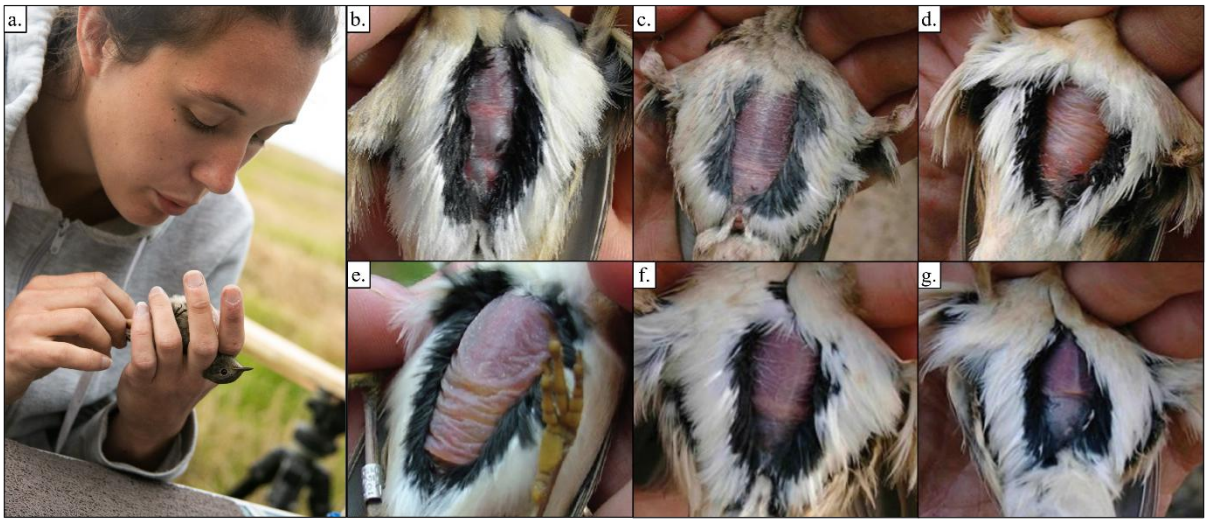


Figure 21. Photographies du baguage a) d'un rougequeue noir et b) d'un hypolaïs polyglotte. © Laura Bonnefond

Les oiseaux étaient ensuite âgés en différentes catégories selon les critères de Demongin (2020) : les oiseaux juvéniles tout juste sortis du nid (oiseaux nés au cours de l'année civile, dont la croissance des plumes de vol n'est pas terminée) ; les oiseaux juvéniles dont la croissance des plumes de vol est terminée ; et les oiseaux adultes (oiseaux nés au minimum l'année civile précédant la capture).

Les individus étaient également sexés selon différents critères. Tout d'abord, les individus de certaines espèces qui présentent un dimorphisme sexuel pouvaient être sexés par des critères visuels notamment sur la base des couleurs du bec ou du plumage. D'autres critères, liés à la reproduction, pouvaient aussi être utilisés pour sexer les individus (critères sexuels). En effet, lorsqu'une protubérance cloacale était visible, l'individu pouvait être identifié en mâle. En l'absence de protubérance cloacale, la présence d'une plaque incubatrice (PI) était notée en soufflant sur le ventre de l'oiseau. Le stade de la plaque incubatrice était également estimé en différentes catégories présentées en Figure 22, qui permettaient de savoir si l'individu était capturé avant, pendant ou après la couvaison des œufs. En effet, les plaques incubatrices se détectent facilement, puisque les individus couvant des œufs

perdent leurs plumes au niveau du ventre, afin de favoriser le transfert de chaleur aux œufs. Si une plaque incubatrice était visible, l'individu pouvait donc être classé en femelle, uniquement pour les espèces où seules les femelles couvent les œufs (Demongin, 2020). Si aucun de ces critères visuels et sexuels n'était visible, le sexe de l'individu ne pouvait donc pas être déterminé : un échantillon de sang était collecté et réservé pour sexer l'individu par sexage moléculaire (*voir section 3.4.2*).



Stade	Description	Photo
0	Absence de plaque	
1	Début de formation de plaque avec des zones sans plumes	b
2	Plaque bien définie, le muscle de la poitrine et les intestins sont toujours visibles à travers la peau	c
3	Plaque veinée et rouge avec de larges ondulations et « rides ». La peau du ventre est opaque, épaissie ou engorgée.	d et e
4	La peau du ventre a de fines rides, l'engorgement de la peau a disparu, mais la peau est toujours tendue. Les muscles de la poitrine et les intestins sont à nouveau visibles à travers la peau.	f
5	Les plumes commencent à se reformer.	g

Figure 22. Photographies a) de la manipulation du souffle sur le ventre d'un rougequeue noir pour détecter la présence d'une plaque incubatrice observée chez les oiseaux qui couvent. Les photographies suivantes montrent les différents stades de plaque incubatrice : b) stade 1 ; c) stade 2 ; d) stade 3 précoce ; e) stade 3 ; f) stade 4 ; g) stade 5. Le tableau présente une brève description de l'aspect des différents stades de plaque incubatrice. © Laura Bonnefond (photo a) ; © Jérôme Moreau (photos b à g).

3.3 Mesures morphométriques

Sur chaque individu, des mesures morphométriques étaient relevées, en tant que proxy de la condition corporelle et de l'état de santé de l'individu *(Article 3)*. Ces mesures sont officiellement décrites par le CRBPO dans le Guide de saisie des données issues du baguage d'oiseaux (CRBPO, 2024). Ces mesures peuvent se subdiviser en deux groupes : des mesures dites « staturales » et des mesures dites « variables » (Figure 23).

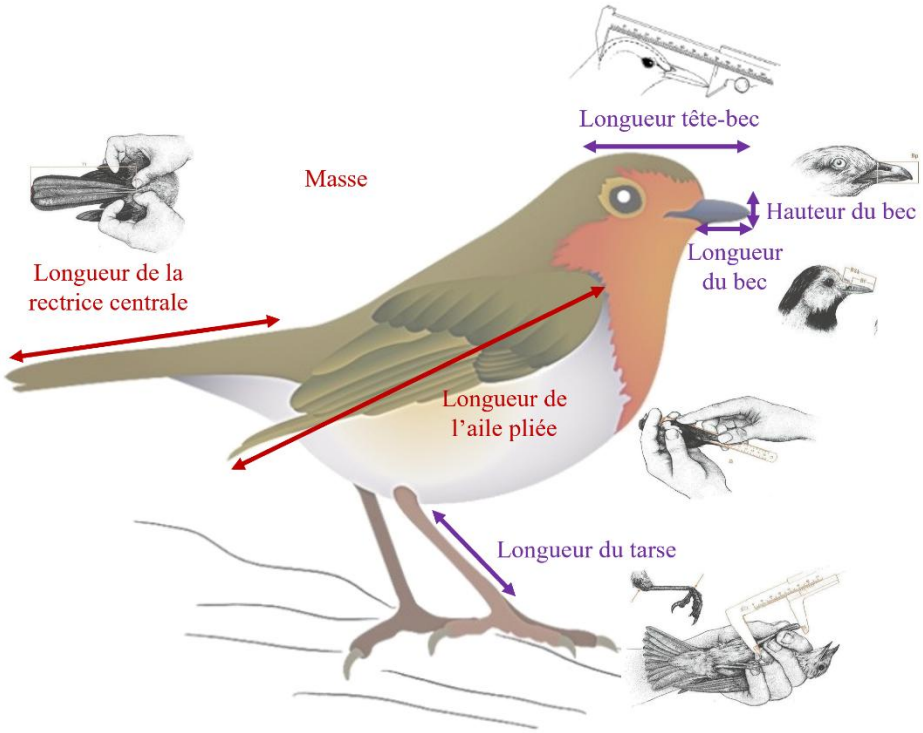


Figure 23. Schéma des différentes mesures morphométriques relevées chez les oiseaux capturés et manipulés, comprenant des mesures dites staturales (en violet) et des mesures variables (en rouge). Illustrations des mesures provenant de CRBPO (2024).

Les mesures « staturales » se réfèrent à l'ossature des oiseaux et pourraient donc servir d'indicateurs de la croissance osseuse. Ces mesures sont donc *a priori* fixes pour les adultes volants et comprennent la longueur du tarse et les mesures du bec. Les tarses droit et gauche étaient mesurés deux fois chacun afin de s'assurer de la répétabilité des mesures (Figure 24a). Les mesures du bec, également prises deux fois, sont constituées de la longueur tête-bec (longueur de l'occiput jusqu'à la pointe du bec), de la longueur du bec (de la base du bec au niveau du début des plumes jusqu'à la pointe du bec) et de la hauteur du bec (prise au niveau de la base du bec, Figure 24b). L'ensemble de ces mesures était réalisé avec un pied à coulisse manuel (précision : ± 0,1 mm).

Les mesures « variables » sont des mesures pouvant varier selon différents critères, tels que la période dans la saison de reproduction, les conditions météorologiques ou la qualité et la disponibilité alimentaire (Alatalo et al., 1988; Kelly et al., 2002; Ormerod, 1989; Polo and Bautista, 2006; Y. Sun et al., 2017). La longueur de l'aile pliée était mesurée du « coude » jusqu'à l'extrémité de la première rémige primaire, avec un réglet avec butée, en aplatissant légèrement pour corriger la courbure (Figure 24c). La longueur de la queue était mesurée à l'aide d'un réglet sans butée, placé sous la queue de l'oiseau jusqu'à arriver en butée au niveau du croupion, et la longueur était mesurée jusqu'à l'extrémité de la rectrice centrale. La longueur de l'aile pliée droite et la longueur de la rectrice centrale étant des

mesures correctement répétables, elles étaient mesurées une fois chacune afin de minimiser le temps de manipulation. Ces mesures sont dépendantes de la longueur des plumes et donc de la mue ainsi que de l'usure des plumes (particulièrement chez les jeunes, Alonso and Arizaga, 2006). La masse corporelle des individus était également relevée puisque chaque oiseau était pesé à l'aide d'une balance électronique (Scout Pro, précision ± 0,1 g).



Figure 24. Photographies des mesures morphométriques réalisées sur un rougequeue noir avec a) la mesure du tarse gauche, b) la mesure de la hauteur du bec, c) la mesure de l'aile pliée droite. © Laura Bonnefond

3.4 Prises de sang

Des échantillons de sang étaient ensuite prélevés en ponctionnant la veine brachiale avec une aiguille stérile, le sang était récolté par capillarité, dans un capillaire hépariné de 10 µL pour réaliser un hématocrite, puis dans des capillaires de 100 µL afin de réaliser différents échantillons de sang permettant d'effectuer différents types d'analyses au laboratoire (Figure 25). Tout d'abord, les frottis sanguins étaient réalisés immédiatement après le prélèvement de sang (*voir section 3.5.3*). Ensuite, un échantillon de sang était collecté afin de réaliser du sexage moléculaire pour les individus qui n'ont pas pu être sexés à l'aide des critères visuels et sexuels précédemment décrits. Enfin, un échantillon de 30 à 50 µL de sang total était collecté afin de doser les résidus de pesticides. D'autres échantillons de sang ont également été collectés afin de doser différents paramètres physiologiques, toujours en cours d'analyse ; les résultats ne figureront donc pas dans cette thèse. Un point de compression était alors réalisé pendant le temps nécessaire pour arrêter le saignement. Un maximum de 1 % de la masse totale de l'individu était collecté afin de respecter les normes éthiques standards (Fair et al., 2010).



Figure 25.Photographies d'une prise de sang réalisée sur un rougequeue noir montrant a) la ponction de la veine brachiale avec une aiguille et b) la collecte de sang par capillarité. © Laura Bonnefond

3.4.1 Hématocrite

Un micro-capillaire contenant 10 µL de sang total était collecté puis il était stocké dans une glacière jusqu'au retour au laboratoire. Les microcapillaires étaient ensuite centrifugés pendant 5 minutes à 5000 tours/minute, de manière à séparer les globules rouges du plasma (Figure 26). Ainsi, la longueur totale de l'hématocrite et la longueur de la zone contenant les globules rouges étaient mesurées avec un pied à coulisse manuel (précision : ± 0.1 mm). Ces deux mesures permettent alors de déterminer l'hématocrite, qui correspond à la longueur du tube contenant des globules rouges divisée par la longueur totale de sang dans le tube (Biard et al., 2015; Svensson and Merila, 1996). L'hématocrite peut être un indicateur de maladies aiguës ou chroniques (par exemple, l'anémie), mais aussi de déshydratation et de carences nutritionnelles en certains minéraux ou protéines qui peuvent entraîner une baisse de l'hématocrite. En outre, le parasitisme sanguin et gastro-intestinal ainsi que les infections bactériennes peuvent entraîner une baisse de l'hématocrite (Ots et al., 1998; Svensson and Merila, 1996).



Figure 26. Photographie de micro-capillaires à hématocrite après centrifugation. La longueur totale (« Long. Tot. ») et la longueur de la zone avec globules rouges (Long. GR ») étaient mesurées. © Audrey Bailly

3.4.2 Sexage moléculaire

Lorsque les critères visuels et sexuels décrits précédemment ne permettaient pas de déterminer le sexe des individus (principalement les jeunes mais aussi les adultes de certaines espèces en particulier les rougegorges familiers, les hypolaïs polyglottes, les rossignols philomèles et les accenteurs mouchets), un sexage moléculaire a été réalisé au laboratoire (Plateforme AnaBio du CEBC). Les méthodes basées sur l'ADN permettent de sexer les individus, sur la base de marqueurs spécifiques des chromosomes sexuels : les femelles présentent des chromosomes Z et W (hétérogames) et les mâles ont deux chromosomes Z (homogames) (Fridolfsson and Ellegren, 1999; Griffiths et al., 1998; Kahn et al., 1998; Morinha et al., 2012). Le gène CHD1 est en effet très conservé et présente de légères différences de taille et de séquence nucléotidique entre certaines régions introniques du CHD1|Z et du CHD1|W (Morinha et al., 2012). Ces différences entre les chromosomes Z et W chez les oiseaux non-ratites ont alors permis le développement de plusieurs méthodologies moléculaires appliquées avec succès à la différenciation des sexes (Cerit and Avanus, 2007; Dubiec and Zagalska-Neubauer, 2006).

Quelques gouttes de sang total étaient alors collectées, dans un tube Eppendorf rempli d'éthanol pur (qualité biologie moléculaire) puis ils étaient conservés au congélateur à -20 °C afin de s'assurer de la non-dégradation de l'ADN jusqu'à analyse. En effet, l'ADN est stable dans l'éthanol à température ambiante et peut être conservé ainsi pendant plusieurs années, mais la stabilité de l'ADN peut être prolongée en conservant les échantillons congelés à -20 °C ou -80 °C (Dubiec and Zagalska-Neubauer, 2006). Tout d'abord, l'ADN contenu dans les cellules sanguines était extrait suivant un protocole classique phénol-chloroforme (Romanov et al., 2019), puis amplifié par PCR (Polymerase Chain Reaction). Pour les espèces d'oiseaux dont les amorces utilisées étaient connues, ces mêmes amorces ont été utilisées. Par exemple l'amorce P2/P8 (Griffiths et al., 1998) était utilisée pour sexer les merles noirs (Dybus et al., 2009). Pour les espèces dont les amorces n'étaient pas connues, différentes amorces ont été testées afin de sélectionner l'amorce la plus efficace et fiable pour chaque espèce. Les produits d'amplification ont été ensuite séparés par électrophorèse horizontale, dans des gels d'agarose, qui permettaient la lecture du sexage des individus en fonction de la migration des amplicons (Figure 27). Lorsque deux bandes étaient visibles, l'individu pouvait être sexé en femelle (deux bandes correspondant au génotype ZW) et lorsqu'une seule bande était visible, l'individu était sexé en mâle (une bande correspondant au génotype ZZ).

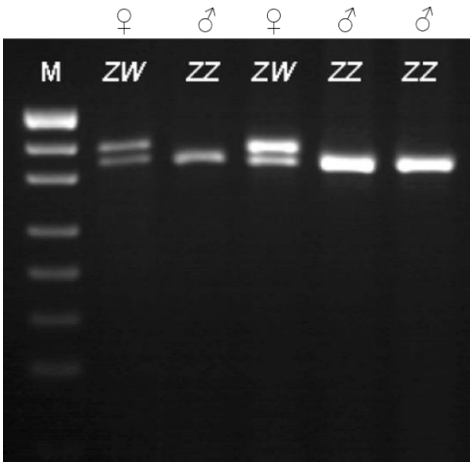


Figure 27. Photographie d'un gel d'électrophorèse permettant le sexage de merles noirs. Photographie tirée et adaptée de Dybus et al., 2009.

3.4.3 Détection et quantification de composés de pesticides

Des échantillons de 50 µL de sang total étaient collectés puis placés dans des tubes Eppendorf dans la glacière de terrain à 0-5 °C, puis conservés au laboratoire à -20 °C pour les analyses ultérieures. Ces échantillons de sang ont permis de détecter la présence et la quantification des résidus de pesticides. Puisque le sang reflète une contamination récente aux polluants (Espín et al., 2016) et que les passereaux restent dans des domaines vitaux petits en période de reproduction, les échantillons de sang collectés sur les oiseaux capturés durant cette période pouvaient ainsi fournir des informations sur la contamination aux pesticides locale.

Pour cela, les échantillons de sang ont été analysés par l'Institut de Chimie des Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé (UMR 7515, ICPEES) de l'Université de Strasbourg (France). Une liste de plus d'une centaine de composés de pesticides a été sélectionnée, parmi les composés les plus utilisés en France, incluant des herbicides, des fongicides et des insecticides, ainsi que des additifs. Ainsi, 104 composés ont pu être détectés et quantifiés en 2021 (*Article 1*), puis la méthodologie a été étendue à d'autres composés, augmentant le nombre de composés à 111 à partir de 2023 (*Article 2*). La méthodologie utilisée pour le dosage des pesticides a été développée et détaillée dans Rodrigues et al. (2023), et utilisée dans plusieurs études antérieures dans la ZAPVS sur les perdrix grises et les busards cendrés (Bariod et al., 2025a; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2025). Comme décrit par Rodrigues et al. (2023), deux méthodes d'analyse ont été mises en œuvre : la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) pour les composés non-volatils ou thermolabiles comme les néonicotinoïdes, et la chromatographie gazeuse à désorption thermique automatisée couplée à la spectrométrie de masse en tandem (ATD-GC-MS/MS) pour les composés volatils et non thermolabiles, ou pour les composés semi-volatils (avec une étape de dérivation préalable afin de modifier la structure chimique de la molécule et améliorer les capacités de détection). Les limites de

détection (LOD) et de quantification (LOQ) ont été définies pour chaque composé. Au cours du développement méthodologique, des blancs de procédure ont été inclus trois fois sur chaque échantillon d'étalonnage, avec des échantillons blancs obtenus à partir d'oiseaux captifs (perdrix grises) considérés sans aucune contamination par les pesticides, garantissant que la procédure n'induisait aucune contamination. Des blancs analytiques ont également été inclus tout au long de l'analyse pour garantir la qualité des données, en particulier compte tenu des faibles niveaux de contaminants environnementaux mesurés (niveaux de traces). Ils ont été traités en même temps que chaque lot d'échantillons dans des conditions identiques. Tous les blancs ont été analysés selon les mêmes méthodes analytiques que celles des échantillons. Les résultats finaux étaient exprimés en pg/mg, c'est-à-dire en picogrammes d'analyte par milligramme de sang, car tous les échantillons ont été pesés avant l'extraction, afin de normaliser les résultats en fonction de la masse exacte de chaque échantillon.

La contamination en pesticides a été évaluée pour chaque individu, à l'aide de trois paramètres couramment utilisés dans les études écotoxicologiques (Alonso-Prados et al., 2020; Bariod et al., 2025a; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2025; Nicholson et al., 2024) : le nombre de composés détectés, la somme des concentrations de chaque pesticide (concentration totale) ainsi que les quotients de risque (QR, ou Unité Toxique). Ces derniers ont été calculés en divisant la concentration de chaque composé par sa DL_{50} (dose causant la mort de 50 % des individus lors des tests expérimentaux). Les quotients de risque obtenus pour chaque composé ont ensuite été additionnés afin d'évaluer le risque de contamination global de chaque oiseau (QR total, voir Brodeur et al. (2022) pour une approche similaire). Les DL_{50} ont été obtenues à partir de la base de données PPDB (Pesticide Properties Database, Lewis et al., 2016). Cette approche par le quotient de risque est cependant contestable puisque tous les pesticides n'agissent pas selon le même mode d'action et que leur toxicité n'est pas nécessairement additive. De plus, les valeurs de DL_{50} sont calculées suite à l'administration des composés en laboratoire, sur des espèces modèles (comme la caille japonaise et le canard colvert), et le plus souvent par voie orale, en omettant les effets cocktails et les différentes voies de contamination des espèces sauvages. Néanmoins, puisqu'aucune valeur plus fiable n'est disponible pour tous les composés dosés, cette approche était utilisée afin d'obtenir un indice du risque associé à la contamination globale, que nous pouvions comparer entre les individus et les sites de capture, par exemple.

3.5 Estimations des infections parasitaires

Pour chaque individu capturé, certaines informations et échantillons biologiques étaient également collectés, afin d'explorer les effets des modèles agricoles sur les infections parasitaires des passereaux (*Article 4*). Nous avons étudié quatre types de parasites divisés en deux sous-groupes : les ectoparasites et les endoparasites. Deux types d'ectoparasites ont été pris en compte : les tiques et les mallophages, que nous avons dénombrés sur chaque individu en main lors des captures. Les infections parasitaires de

deux types d'endoparasites ont également été mesurées après la récolte d'échantillons biologiques : des parasites sanguins, tels que *Plasmodium* spp., dénombrés sur les frottis sanguins réalisés après la prise de sang, et des parasites intestinaux et plus particulièrement les coccidies, dénombrées dans les fèces collectées uniquement lors des captures le soir. Pour chaque type de parasite, la prévalence (proportion d'oiseaux infectés dans la population) et l'intensité (nombre de parasites infectant un seul hôte parasité) des infections ont été évaluées.

3.5.1 Infestation par les tiques

Chez les oiseaux, la plupart des tiques appartiennent au genre *Ixodes* et, pendant la saison de reproduction en France, l'espèce de tique la plus répandue est *Ixodes ricinus* (89,5 % des oiseaux capturés parmi 56 espèces, Rataud et al., 2022). La plupart des tiques *Ixodes* sont des parasites hétéroxènes (c'est-à-dire ayant plusieurs hôtes successifs pour accomplir leur cycle de vie), avec un cycle de vie à trois hôtes. Les larves éclosent d'œufs pondus sur le sol, parasitent de petits hôtes tels que des oiseaux ou des rongeurs, puis tombent sur le sol et muent en nymphes. Ensuite, ces nymphes parasitent des oiseaux ou de petits mammifères tels que des lapins et muent sur le sol pour devenir des adultes, qui parasitent ensuite des hôtes plus grands, tels que les chiens ou les bovins, où ils se nourrissent et se reproduisent. Enfin, les mâles meurent après l'accouplement et les femelles engorgées retournent au sol pour pondre des œufs (Apanaskevich and Oliver, 2014).

Les tiques se trouvent souvent sur des parties spécifiques du corps de l'hôte. Le site d'attachement dépend de l'hôte, de l'espèce de tique et du stade de vie (Fracasso et al., 2019). Sur les oiseaux chanteurs, différentes espèces de tiques *Ixodes* préfèrent s'attacher à la tête, en particulier autour des orbites des yeux, de la cavité buccale et de la cavité nasale (Fracasso et al., 2019; Gregoire et al., 2002). Les oiseaux peuvent réduire le nombre d'ectoparasites en se toilettant, mais comme leur bec peut atteindre toutes les parties du corps sauf la tête, cette zone reste particulièrement vulnérable. La tête est également bien vascularisée et recouverte d'une fine couche de peau (Stettenheim, 2000), ce qui peut faciliter l'attachement des tiques et leur engorgement rapide. Ceci pourrait expliquer la préférence des parasites pour cette partie du corps chez les oiseaux chanteurs. Afin de dénombrer toutes les tiques présentes sur chaque individu, la tête des oiseaux était donc soigneusement inspectée, avec une attention particulière autour des conduits auditifs, des yeux et de la commissure du bec.

3.5.2 Infestation par les mallophages

Les mallophages sont des ectoparasites des oiseaux et des mammifères, appartenant à trois sous-ordres (*Amblycera*, *Ischnocera* et *Rhynchophthirina*) au sein de l'ordre des *Phthiraptera* (Diakou et al., 2017). Ce sont des parasites homoxènes, c'est-à-dire avec un seul hôte dans le cycle de vie, et permanents, avec un cycle de vie direct : tous les stades de leur cycle de vie (œuf, trois stades nymphaux et adulte) sont

réalisés sur le corps d'un seul hôte (Clayton and Drown, 2001; Price et al., 2003). Ce cycle de vie nécessite des conditions de température spécifiques, les mallophages se déplacent donc sur le corps de l'hôte pour trouver des températures propices à la ponte ou à la mue par exemple (Mullen and Durden, 2009). La contamination se fait par contact direct entre les hôtes, par transfert vertical (des parents à la progéniture) ou horizontal (entre deux individus non apparentés appartenant à la même espèce ou à des espèces différentes, Clayton and Drown, 2001; Rózsa and Garay, 2023). Les mallophages infestant les oiseaux utilisent principalement leurs mandibules pour couper de petits morceaux de plumes, même si certaines espèces peuvent également se nourrir de peau ou de sang (Mullen and Durden, 2009).

La quantification des mallophages était donc effectuée en comptant les mallophages sur les plumes de vol des ailes (rémiges primaires et secondaires) au-dessus d'une lumière vive (Figure 28). Cette méthode est recommandée pour quantifier les mallophages sans les enlever et en minimisant le temps de manipulation de l'oiseau (Clayton and Drown, 2001). Lors d'un test préliminaire, les mallophages étaient comptés sur les deux ailes. Comme le nombre de mallophages ne différait pas entre les deux ailes, le nombre de mallophages était finalement estimé seulement sur l'aile droite, afin de minimiser le temps de manipulation.

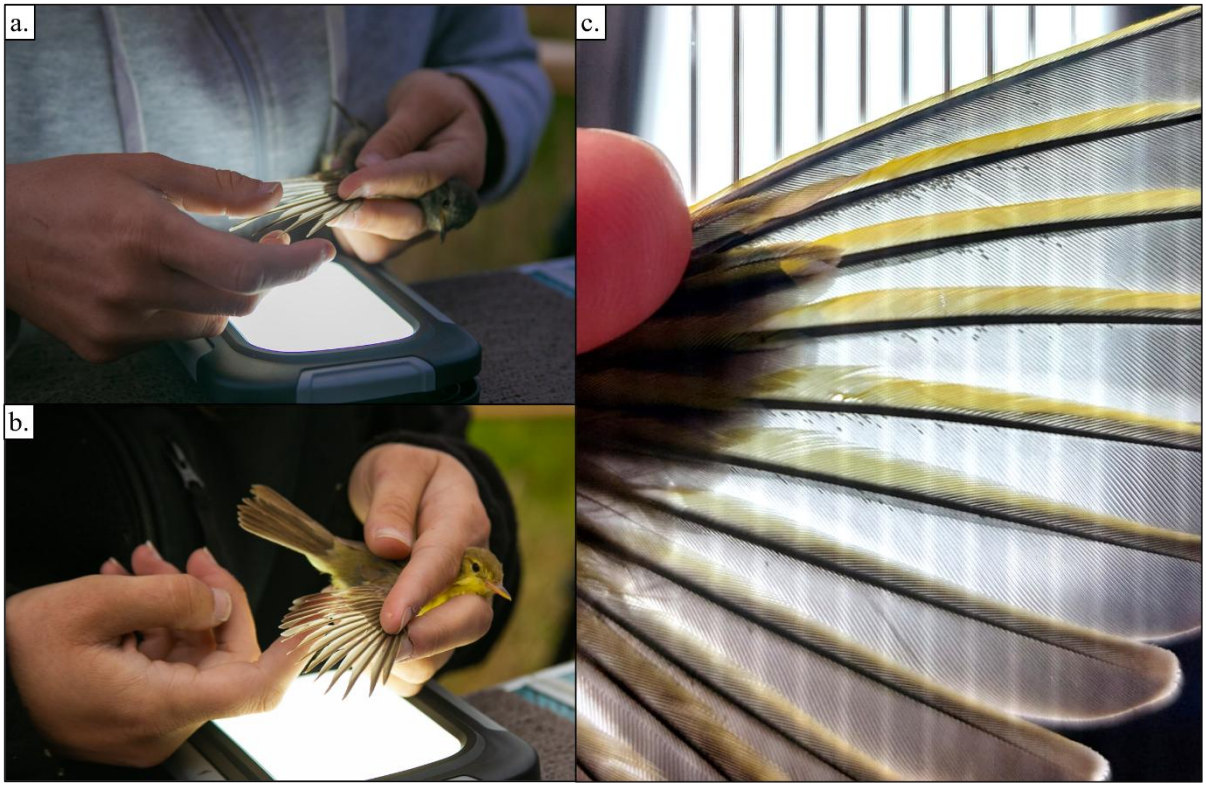


Figure 28. Comptage de mallophages au-dessus d'une lumière vive a) chez un rougequeue noir et b) chez un hypolaïs polyglotte, afin de visualiser c) les mallophages sur les plumes de vol. © Laura Bonnefond (photos a et b) et © Audrey Bailly (photo c).

3.5.3 Infections par des parasites sanguins *Plasmodium* spp.

Chez les oiseaux, les parasites hémosporidiens appartiennent principalement à quatre genres : *Haemoproteus*, *Leucocytozoon*, *Trypanosoma* et *Plasmodium* (Hatchwell et al., 2000; Merino et al., 1997). Les parasites appartenant à *Haemoproteus*, *Leucocytozoon* ou *Trypanosoma* ne sont retrouvés que rarement, alors que *Plasmodium* spp. semble être le plus commun (plus de 97% des merles noirs, Biard et al., 2015). L'estimation des infections par les parasites sanguins s'est donc concentrée sur les parasites appartenant au genre *Plasmodium*. Ce sont des parasites hétéroxènes, qui peuvent infecter les amphibiens, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Ils utilisent des insectes diptères hématophages comme vecteurs pendant leurs phases sexuelles et sporogoniques (Santiago-Alarcon et al., 2012; Valkiunas, 2004). En particulier, les espèces de *Plasmodium* sont transmises par plusieurs espèces de moustiques (Santiago-Alarcon et al., 2012). Les infections à *Plasmodium* sont notamment à l'origine du paludisme, un pathogène répandu qui infecte de nombreux hôtes vertébrés tels que les humains, les reptiles et les oiseaux (Cornet et al., 2014).

Pour estimer les infections aux parasites sanguins, des frottis sanguins (Figure 29) étaient réalisés sur le terrain. Une goutte de sang était disposée sur une lame microscopique immédiatement après la prise de sang, puis une lamelle était inclinée à 45° afin d'étirer le sang le long de la lame de manière très fine, tout en s'assurant de ne pas faire éclater les cellules. Les frottis étaient ensuite séchés à l'air libre puis conservés à température ambiante. À la fin de chaque saison de terrain, les frottis sanguins étaient traités au laboratoire en 3 étapes : fixation dans un bain d'éthanol pur pendant 5-7 minutes ; coloration dans un bain de Giemsa (25 ml de Giemsa dans 475 ml d'eau distillée) pendant 40 minutes ; rinçage à l'eau distillée et séchage avant observation. Ensuite, les frottis sanguins étaient examinés à l'aide d'un microscope avec un grossissement x1000 et d'huile à immersion. Le nombre de cellules parasitées était relevé deux fois sur un examen de 5000 érythrocytes par frottis afin de minimiser les éventuelles erreurs de comptage, et le nombre moyen de *Plasmodium* spp. pouvait être estimé (Biard et al., 2015; Hatchwell et al., 2000). Même si la numération des parasites hématozoaires à partir des frottis sanguins tend à sous-estimer la prévalence réelle des parasites, cette méthode présente une corrélation significative et positive avec la parasitémie et a donc été utilisée comme une mesure biologiquement significative des infections (Bentz et al., 2006; Biard et al., 2015).

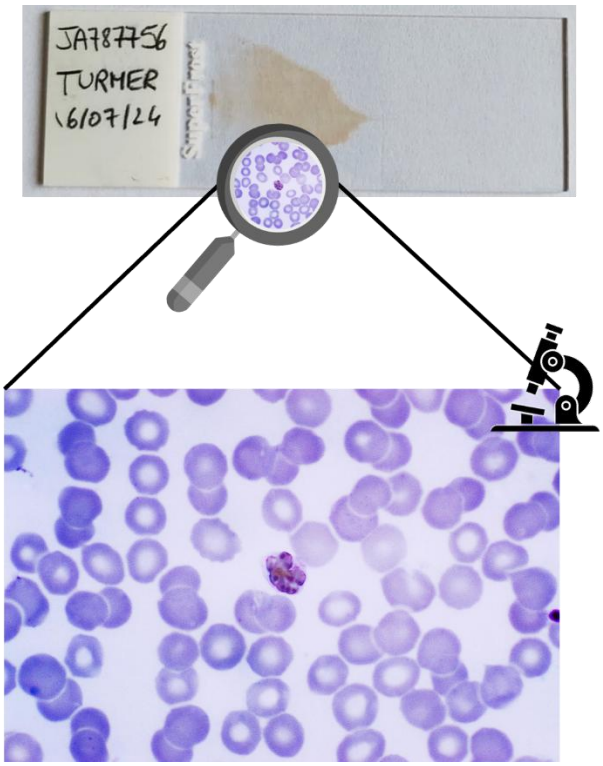


Figure 29. Photographie d'un frottis sanguin d'un merle noir (en haut, © Audrey Bailly) et d'une vue au microscope d'un parasite sanguin (en bas, © M. Melvin).

3.5.4 Infections par des parasites intestinaux : coccidies

Enfin, les infections par les parasites intestinaux ont été étudiés *via* la charge en coccidies, en raison du manque de données pour les nématodes et les cestodes. Les coccidies sont des parasites unicellulaires obligatoires appartenant principalement à trois genres (*Isospora*, *Eimeria*, *Caryospora*, Berto et al., 2011; Brown et al., 2010), qui infectent presque tous les taxons d'oiseaux, mais cette étude s'est concentrée sur le genre *Isospora*. Ce sont des parasites intestinaux intracellulaires, localisés dans les cellules du duodénum, du jéjunum et de l'iléon (Abd-Al-Aal et al., 2000). La plupart des espèces de coccidies infectant les vertébrés sont homoxènes et présentent à la fois des phases sexuelles et asexuées, en trois étapes. Tout d'abord, un ou plusieurs cycles de multiplication asexuée (mérogonie) sont réalisés dans l'épithélium intestinal de l'hôte. Puis, lors de la phase sexuelle, des zygotes se forment et se transforment ensuite en oocystes (gamogonie). Ces oocystes sont ensuite libérés dans le tractus intestinal de l'hôte et excrétés dans les fèces. Enfin, les oocystes sporulent à l'extérieur de l'hôte (sporogonie) pour infecter un nouvel hôte par l'ingestion de ces oocystes sporulés (Abd-Al-Aal et al., 2000; Biard et al., 2022; Schrenzel et al., 2005). Les coccidies peuvent donc être dénombrées sous forme d'oocystes dans les fèces. L'excrétion d'oocystes dans les fèces est un phénomène ubiquitaire qui suit un rythme circadien strict. En effet, le pic d'excrétion des oocystes se produit en fin d'après-midi ou en soirée selon les espèces (Biard et al., 2022; Knight et al., 2018; Martinaud et al., 2009).

Pour déterminer le nombre de coccidies, des fèces étaient collectées sur les oiseaux capturés le soir, lors des captures réalisées en 2019 et 2021. Les oiseaux étaient placés dans une cage individuelle pendant un maximum de 30 minutes afin de collecter un échantillon de fèces sur une feuille d'aluminium placée au fond de la cage. Toutes les fèces étaient ensuite homogénéisées à l'aide d'une spatule, puis placées dans un tube Eppendorf conservé dans une glacière sur le terrain puis au congélateur à -80 °C au laboratoire. Une fois par semaine, les coccidies étaient quantifiées dans les échantillons fécaux collectés les jours précédents, comme décrit par Biard et al., (2015). Les échantillons fécaux étaient pesés avec une balance électronique (précision : ± 0,01 g) et transférés dans des tubes Falcon de 50 mL. Les échantillons étaient ensuite mélangés avec une solution de Sheather (solution de sucre à 45 % dans de l'eau du robinet) afin d'obtenir une concentration de 1 mg de fèces pour 4 mL de solution de Sheather. Ensuite, 600 µL de la solution de l'échantillon étaient placés dans une chambre de McMaster. Avant de procéder au comptage, il était nécessaire de la laisser reposer pendant 10 minutes, afin de permettre aux oocystes et aux œufs de remonter à la surface. Enfin, tous les oocystes se trouvant sous la grille de chaque cellule de la chambre de McMaster étaient comptés à l'aide d'un microscope et d'un grossissement x10. Le nombre d'oocystes et d'œufs a été divisé par le poids de l'échantillon fécal, afin d'exprimer le nombre de coccidies par gramme d'échantillon fécal. Les comptages ont été effectués deux fois et le nombre moyen d'oocystes a été estimé, afin de limiter les biais de comptage.

3.6 Étude de la qualité individuelle pour la reproduction *(en 2021)*

Durant la campagne de captures de 2021, des mesures supplémentaires ont été ajoutées au protocole de capture afin de répondre à un intérêt particulier d'évaluer la qualité des individus mâles pour la reproduction. Pour cela, l'intensité de la coloration ornementale (caractères sexuels secondaires) a été évaluée chez les mâles de certaines espèces, et des prélèvements de sperme ont été collectés afin d'examiner la densité et la qualité spermatique *(Article 5)*.

3.6.1 Estimation de l'intensité de la coloration des ornements sexuels des mâles

Les mâles de certaines espèces d'oiseaux étaient photographiés afin d'examiner l'intensité de la coloration des traits ornementaux. Les deux principaux types de pigments impliqués dans la coloration des traits ornementaux chez les vertébrés sont la mélanine et les caroténoïdes. La mélanine est le pigment le plus répandu chez les vertébrés : la phéomélanine produit des caractéristiques jaune-brun et l'eumélanine produit des caractéristiques gris-noir (McGraw, 2005). L'autre type de pigment, les caroténoïdes, produit des traits jaunes, orange et rouges. Ils ne peuvent pas être synthétisés chez les vertébrés, mais sont acquis par l'alimentation (Schiedt, 1989). Ainsi, des motifs colorés du corps de certaines espèces d'oiseaux sont connus pour jouer un rôle important dans la communication intra- et intersexuelle et/ou pour refléter la qualité physiologique de l'individu dans cette espèce (Helfenstein et

al., 2010). Par exemple, chez la mésange charbonnière, les individus exposés expérimentalement à un stress oxydatif ont un plumage à base de caroténoïdes au niveau de la poitrine moins coloré (Helfenstein et al., 2010).

Quatre espèces d'oiseaux ont alors été sélectionnées pour ces analyses, en raison de leurs effectifs suffisants : la mésange charbonnière, le bruant zizi, le merle noir et la fauvette à tête noire. La couleur de certains motifs du corps a été caractérisée selon les espèces : les lignes jaunes de la tête des bruants zizi, le plumage jaune de la poitrine des mésanges charbonnières, le bec orange des merles noirs et la calotte noire des fauvettes à tête noire (Figure 30a à d). Chaque oiseau a été photographié deux fois dans une boîte noire à l'aide d'un anneau lumineux pour obtenir un éclairage uniforme, ainsi qu'une charte de référence blanche standard (guide de séparation des couleurs Kodak et échelle de gris, Q13/Q14) pour un calibrage précis des couleurs (Figure 30e et f). Les images ont été traitées à l'aide du logiciel PhotoFiltre, où les valeurs de couleur rouge-vert-bleu (RVB) ont été mesurées à partir de trois carrés aléatoires dans les motifs de couleur et moyennées sur les deux images par oiseau. Ces valeurs RVB ont ensuite été converties en valeurs de teinte-saturation-luminosité (Hue-Saturation-Brightness, HSB) à l'aide de la fonction *rgb2hsv* du package « grDevice » (Fischer, 1999). La variation de l'exposition à la lumière évaluée à partir de la charte de référence blanche (Fitze and Richner, 2002; Tschirren et al., 2003) a été corrigée afin de garantir une évaluation précise des couleurs. Une analyse en composantes principales (ACP) a ensuite été réalisée à l'aide du package « FactoMineR » (Lê et al., 2008) afin de générer un indice d'intensité de couleur à partir du premier axe principal. Le premier axe ACP était négativement corrélé avec les paramètres de teinte et positivement corrélé avec la saturation et la luminosité. La moyenne des valeurs du premier axe ACP, calculée à partir de deux images par oiseau, a ainsi fourni un indice d'intensité de couleur, les scores les plus élevés indiquant une coloration plus intense.



Figure 30. Les rectangles rouges montrent les parties du corps des oiseaux photographiées, pour l'étude de la coloration caroténoïde-dépendante sur a) les lignes jaunes de la tête des bruants zizi, b) le bec orange des merles noirs, c) la poitrine jaune des mésanges charbonnières ; et d) pour l'étude de la coloration mélanine-dépendante sur la calotte noire des fauvettes à tête noire. En e) est montré la boîte noire dans laquelle sont prises les photographies, et en f) est présenté un exemple de photographie obtenue pour une mésange charbonnière. © Audrey Bailly (photo a), © Taylor Abbott (photo b), © Boris Georgi (photo c), © Santiago Caballero Carrera (photo d), © IFFCAM (photo e), © Audrey Bailly (photo f).

3.6.2 Caractérisation de la quantité et qualité spermatique

Pour finir, un prélèvement de sperme était collecté pour les mâles de certaines espèces d'oiseaux pour mesurer la densité et la qualité spermatiques. La collecte de sperme s'étant avérée particulièrement difficile pour certaines espèces, les éjaculats de quatre espèces d'oiseaux ont été collectés : accenteur mouchet, fauvette à tête noire, fauvette grisette, rossignol philomèle. Le sperme a été recueilli en massant le cloaque des oiseaux (Wolfson, 1952), permettant de récolter un échantillon de minimum 2 µL dans un capillaire de 5 µL, dans les 5 min suivant le massage du cloaque (Figure 31a). Après la collecte de sperme, le capillaire contenant l'éjaculat était placé sur un papier millimétré et photographié, afin d'évaluer la taille de l'éjaculat.

Différents paramètres ont alors pu être évalués : la densité spermatique, la morphologie des spermatozoïdes et le pourcentage de spermatozoïdes anormaux, en suivant le protocole décrit dans Humann-Guilleminot et al. (2019b). Tout d'abord, lors de la collecte, 0,20 µL de l'éjaculat étaient pipetés et mélangés dans 10 à 40 µL de tampon (10 % DMSO : 90 % sérum bovin nouveau-né), en fonction de l'espèce et de la densité de l'éjaculat. La solution était stockée à -80°C jusqu'à l'analyse de la densité spermatique. Ensuite, 10µL de cette solution diluée dans du PBS (dilution dépendante de la concentration en spermatozoïdes) étaient chargés sur une lame de chambre Neubauer. Les spermatozoïdes étaient comptés sous un microscope réglé à un grossissement ×400 et la densité des spermatozoïdes était déterminée en divisant le nombre total de spermatozoïdes par le volume de la section de la chambre et ajustée pour le niveau de dilution (Figure 31b). La densité moyenne des spermatozoïdes était calculée à partir de deux mesures par individu.

En outre, un frottis était réalisé, avec une petite gouttelette d'éjaculat étalée sur une lame de verre avec de la formaline, séchée et conservée à température ambiante. Sur chaque lame de frottis, dix spermatozoïdes intacts étaient photographiés à l'aide d'un appareil photo monté sur un microscope, à un grossissement de ×200 ou ×400 selon l'espèce. Sept à dix spermatozoïdes par éjaculat étaient ensuite mesurés, afin d'estimer la morphologie des spermatozoïdes en considérant la taille de la tête, la partie centrale, le flagelle et la longueur totale.

Le pourcentage de spermatozoïdes anormaux a également pu être estimé grâce aux frottis, en sélectionnant aléatoirement 50 spermatozoïdes par lame. Les spermatozoïdes étaient classés comme morphologiquement normaux ou présentant une ou plusieurs anomalies. Les anomalies pouvaient comprendre une tête anormale (pas de tête, tête en forme de S, tête pliée, pas d'acrosome, tête éclatée), une pièce médiane anormale (pas de pièce médiane, pièce médiane cassée) ou un flagelle anormal (pas de flagelle, flagelle cassé, flagelle plié, flagelle avec un angle de 90°, flagelle enroulé, double flagelle, flagelle fendu) (Humann-Guilleminot et al., 2018). Deux comptages des spermatozoïdes anormaux étaient effectués et leur moyenne était calculée afin de limiter les biais.

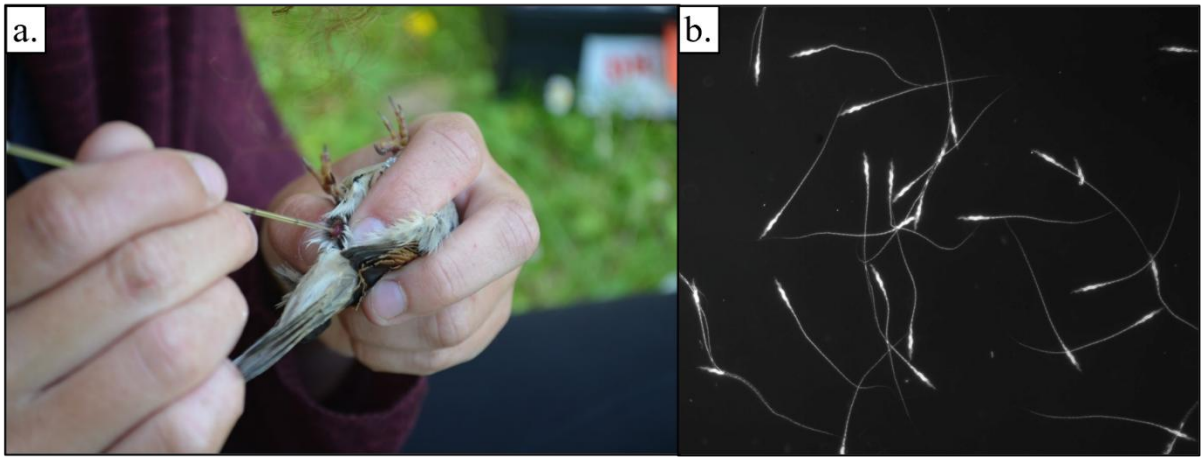
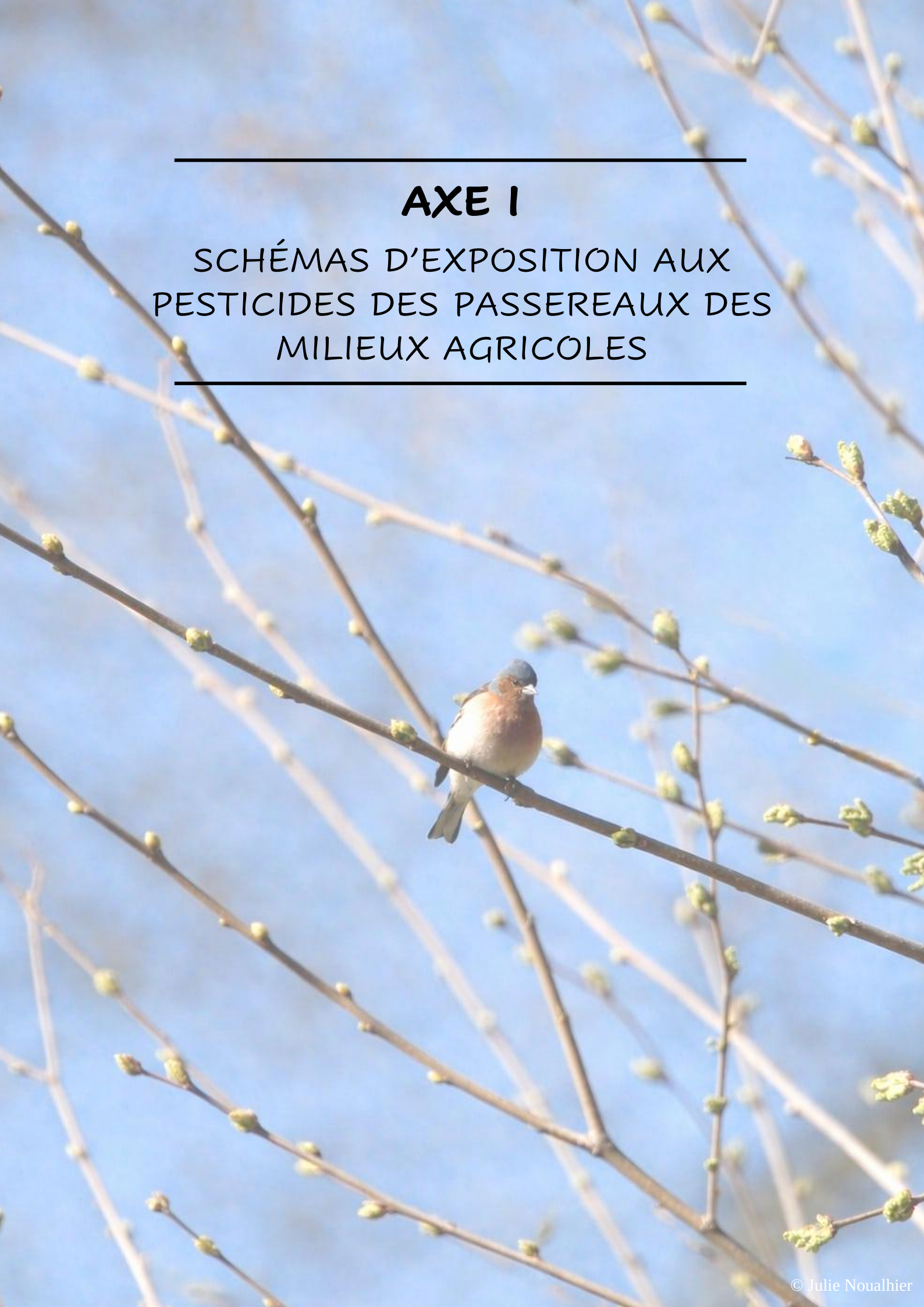


Figure 31. Photographies a) d'un prélèvement de sperme sur un moineau domestique, b) de spermatozoïdes de moineau domestique vus au microscope au grossissement ×400 et un contraste de phase 2. © Ségolène Humann-Guilleminot.

AXE 1

SCHÉMAS D'EXPOSITION AUX PESTICIDES DES PASSEREAUX DES MILIEUX AGRICOLES



© Julie Noualhier

Avant-propos et résumé de l'Axe I

L'utilisation massive de pesticides synthétiques dans le cadre de l'agriculture conventionnelle a entraîné une contamination des pesticides dans un large éventail de compartiments abiotiques et biotiques des agroécosystèmes, tels que les eaux, les sols, l'air et tous les organismes vivants. Cependant, très peu d'études ont examiné la présence d'un grand nombre de pesticides en simultané chez les espèces non-cibles des agroécosystèmes, en particulier à l'aide de méthodes non destructives. Quelques rares études ont tout de même examiné la contamination aux pesticides d'une centaine de composés, mettant en évidence la présence d'une multitude de pesticides contaminant des espèces inféodées aux milieux agricoles, les perdrix grises et les poussins de busard cendré. Cependant, à ma connaissance, aucune étude n'a fait l'objet d'une analyse d'une telle ampleur chez les passereaux sauvages des agroécosystèmes, évaluant leurs niveaux réels de contamination par des mélanges de pesticides. Or, comme les passereaux fréquentent des environnements variés, ils peuvent constituer des bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides. Ainsi, les passereaux peuvent être étudiés dans deux types d'environnements : les milieux agricoles et les milieux urbanisés bordant des zones agricoles. La description des patrons de contamination aux pesticides de différentes espèces de passereaux dans ces deux types d'environnement pourrait ainsi refléter les niveaux de contamination d'autres espèces vivant dans les mêmes environnements, y compris les humains. Dans le premier article de cet axe, l'objectif était alors de caractériser les niveaux de contamination aux pesticides de différentes espèces de passereaux capturées dans des milieux agricoles, en agriculture conventionnelle ou biologique. Les potentiels effets de l'agriculture biologique sur la contamination aux pesticides des passereaux ont aussi pu être explorés, puisque ce modèle agricole est décrit comme un potentiel levier pour réduire les niveaux de contamination. Dans le deuxième article de cet axe, nous avons investigué la contamination aux pesticides d'oiseaux capturés dans les milieux agricoles et dans des jardins résidentiels afin de comparer les niveaux de contamination dans ces deux environnements. Dans la littérature, la proximité aux cultures intensives est associée à une exposition accrue aux pesticides, comme l'a montré la quantification des pesticides dans les matrices environnementales (par exemple dans les poussières domestiques et l'air intérieur et extérieur). Ainsi, nous avons pu également tester l'effet de l'éloignement aux parcelles traitées sur les niveaux de contamination.

Dans un premier temps, la méthode d'analyse multi-résiduelle des pesticides a permis de rechercher et quantifier 104 composés de pesticides dans le sang des passereaux capturés dans les haies des milieux agricoles en 2021. La liste des composés recherchés était composée de 36 fongicides, 38 herbicides, 28 insecticides et 2 additifs (un phytoprotecteur et un synergiste). Les schémas de contamination aux pesticides ont alors été décrits pour cinq espèces de passereaux **(Article 1)** : l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*) le bruant zizi (*Emberiza cirlus*), la fauvette tête noire (*Sylvia atricapilla*), le merle noir (*Turdus merula*) et le rossignol philomèle (*Luscinia megarhyncos*). Les niveaux de contamination ont été évalués à l'aide de quatre indicateurs clés : (1) la proportion d'oiseaux

contaminés, 2) le nombre de composés détectés chez les individus exposés à au moins un pesticide, (3) la concentration totale (c'est-à-dire la somme de toutes les concentrations quantifiées pour chaque composé détecté) et (4) le quotient de risque total (c'est-à-dire la somme des quotients de risque obtenus pour chaque composé détecté, obtenus par la division de chaque concentration par la DL_{50} associée au composé). Au total, toutes espèces confondues, 130 passereaux sur 154, soit 84,4 % des oiseaux testés, étaient contaminés par au moins un composé de pesticides. Tous les bruants zizis étaient contaminés par au moins un pesticide, et de hautes prévalences ont été retrouvées chez les merles noirs, les rossignols philomèles et les accenteurs mouchets (respectivement 94,0 %, 96,8 % et 89,5 % des populations). La proportion la plus faible de contamination a été observée chez les fauvettes à tête noire, avec 43,7 % des individus testés contaminés par au moins un composé. Sur les 104 composés testés, 57 composés ont été détectés chez au moins un individu, dont 25 fongicides, 22 herbicides, 9 insecticides et un synergiste. La proportion de chaque classe de pesticides en termes de nombre de composés et de concentrations de pesticides variait entre les espèces. En effet, les bruants zizis et les rossignols philomèles étaient davantage contaminés par les herbicides et les fongicides. Les merles noirs étaient davantage contaminés par les fongicides, tandis que les accenteurs mouchets étaient davantage contaminés par les herbicides. Les fauvettes à tête noire semblaient être davantage contaminées par les insecticides que par les autres classes de pesticides. De manière notable, 14 composés détectés étaient interdits depuis plus d'un an au moment de l'étude. Les niveaux de contamination variaient également entre les espèces : les fauvettes à tête noire présentaient la charge en pesticides la plus faible (en moyenne 1,21 ± 0,43 composés détectés et 5,82 ± 10,88 $pg.mg^{-1}$), tandis que les bruants zizis avaient le nombre le plus élevé de composés détectés (9,27 ± 2,39 composés en moyenne) et les merles noirs présentaient la concentration totale moyenne de pesticides la plus élevée (239,43 ± 358,20 $pg.mg^{-1}$ en moyenne). Ces résultats mettent en évidence d'importantes variations de la contamination par les pesticides entre des espèces de passereaux partageant les mêmes environnements. Ces variations pourraient alors provenir de différences dans les mécanismes de détoxification et/ou dans les traits écologiques des espèces, tels que leur régime alimentaire, leur utilisation de l'habitat ou leur statut migratoire, et appellent donc à des études supplémentaires pour tester ces hypothèses.

Par ailleurs, les passereaux capturés en 2021 étaient issus d'environnements contrastés en pourcentage de parcelles en agriculture biologique dans un rayon de 250m autour du site : plus de 73% ou moins de 20% *(voir le chapitre sur les méthodologies générales)*. Ce design expérimental permettait donc d'obtenir une dichotomie entre les deux types de modèles agricoles afin de comparer les niveaux de contamination des passereaux. Les résultats de ces suivis ont mis en évidence que le modèle agricole influençait les concentrations totales de pesticides chez les merles noirs et les fauvettes à tête noire, les charges en pesticides étant plus élevées dans les environnements en agriculture conventionnelle que ceux en agriculture biologique pour ces deux espèces **(Article 1)**. Cependant, le nombre de composés détectés ne différait pas entre les oiseaux capturés en agriculture biologique et ceux capturés en

agriculture conventionnelle. L'agriculture biologique semblait donc avoir un effet réducteur sur les niveaux de contamination aux pesticides, même s'il semblait relativement faible et dépendant des espèces de passereaux considérées.

En travaillant non plus sur une dichotomie agriculture biologique vs. agriculture conventionnelle, mais sur un gradient de 0% à 100% de la proportion de parcelles en agriculture biologique dans un rayon de 250m autour des haies échantillonnées en 2023, nous avons pu affiner nos analyses **(Article 2)**. Sur les 104 substances recherchées en 2021, 7 composés supplémentaires ont été optimisés et validés (3 fongicides, 2 herbicides, 1 insecticide, 1 additif), de sorte que 111 composés ont été recherchés dans les échantillons de sang prélevés sur les passereaux capturés en 2023. Nous avons également augmenté le nombre d'espèces de passereaux testées, en incluant dans cette étude sept espèces vivant dans les milieux agricoles : l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*), la fauvette tête noire (*Sylvia atricapilla*), l'hypolaïs polyglotte (*Hippolais polyglotta*), le merle noir (*Turdus merula*), la mésange charbonnière (*Parus major*), le rossignol philomèle (*Luscinia megarhyncos*) et le rougegorge familier (*Erithacus rubecula*). En considérant ces sept espèces de passereaux, le pourcentage d'agriculture biologique n'influençait ni le nombre de composés détectés, ni le quotient de risque total. En revanche, la concentration totale diminuait d'environ 11,2 % à mesure que le pourcentage d'agriculture biologique augmentait autour des haies. Cependant, les espèces présentent des réponses contrastées, avec des corrélations entre les concentrations totales et la proportion d'agriculture biologique plus fortes pour les mésanges charbonnières et les rougegorges familiers que pour les fauvettes à tête noire et les hypolaïs polyglottes, par exemple. Finalement, même si l'agriculture biologique ne semble pas permettre de réduire le nombre de composés et leur toxicité associée, ces deux articles ont mis en évidence le rôle de l'agriculture biologique dans la réduction des concentrations totales détectées. Ainsi, l'agriculture biologique pourrait être un outil de conservation utile pour réduire l'exposition des oiseaux des milieux agricoles aux cocktails de pesticides et leurs effets associés.

En outre, nous avons étudié les niveaux de contamination aux pesticides des passereaux capturés dans des jardins de résidents dans des communes adjacentes aux milieux agricoles. Ces jardins ont été sélectionnés selon un gradient croissant de la distance à la parcelle conventionnelle la plus proche, permettant de tester l'effet de l'éloignement des jardins aux parcelles traitées. Dans un premier temps, nous avons alors comparé les niveaux de contamination aux pesticides détectés dans les milieux agricoles à ceux détectés dans les jardins résidentiels, chez cinq espèces de passereaux communément retrouvées dans les deux environnements : l'accenteur mouchet, la fauvette tête noire, le merle noir, la mésange charbonnière et le rougegorge familier **(Article 2).** Les niveaux de pesticides et les schémas de contamination (présence/absence des composés) ne différaient pas entre les haies des milieux agricoles et les jardins. Dans un second temps, nous avons également exploré si l'augmentation de la distance à la culture conventionnelle la plus proche permettait de réduire les niveaux de contamination chez les oiseaux capturés dans les jardins des résidents **(Article 2)**. Neuf espèces de passereaux capturées dans

les jardins ont été considérées : l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*), le chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), la fauvette tête noire (*Sylvia atricapilla*), la linotte mélodieuse (*Linaria cannabina*), le merle noir (*Turdus merula*), la mésange charbonnière (*Parus major*), le pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), le rougegorge familier (*Erithacus rubecula*) et le rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*). Globalement, en considérant ces neuf espèces, les niveaux de contamination ont diminué avec l'éloignement à la parcelle en agriculture conventionnelle la plus proche (diminution de ~ 43,5% du nombre de composés, de 14,0% de la concentration totale, et de 29,9% pour le quotient de risque total). Une fois encore, la force des associations entre la contamination aux pesticides et la proximité des cultures conventionnelles semblait varier selon les espèces. La contamination par les pesticides chez les mésanges charbonnières et les rougegorges familiers était à nouveau fortement influencée par la distance par rapport à la culture traitée la plus proche, tandis que cette association était faible, voire inexistante, chez les fauvettes à tête noire, par exemple.

Finalement, les résultats du premier axe de cette thèse suggèrent que les pesticides semblent être largement dispersés (par exemple par le ruissellement des eaux de pluie et la dérive des pulvérisations), affectant tous les paysages, y compris les zones en agriculture biologique et les jardins des résidents. Néanmoins, les augmentations de la proportion en agriculture biologique et de la distance aux cultures conventionnelles semblent utiles pour diminuer la contamination par les pesticides chez les passereaux, même si l'impact de l'agriculture biologique semble limité. Nos conclusions renforcent la valeur de certaines espèces de passereaux en tant que bioindicateurs puisque leur contamination semble refléter la quantité de pesticides appliqués dans l'environnement, approchée par l'agriculture biologique et la distance à la parcelle traitée. Cependant, certaines espèces semblent plus pertinentes que d'autres comme bioindicateurs au niveau local, comme les rougegorges familiers et les mésanges charbonnières. La détection répétée de substances interdites soulève également des questions sur les voies de contamination des oiseaux des zones agricoles. Si la persistance de ces composés dans l'environnement est l'explication la plus parcimonieuse pour les composés récemment interdits, la question de l'utilisation frauduleuse ne peut être omise. Il serait donc nécessaire de procéder à une quantification des pesticides dans d'autres compartiments environnementaux de la zone d'étude, en particulier dans le sol, l'air et l'eau ainsi que dans les graines et les insectes, afin de mieux comprendre les voies de contamination aux pesticides des passereaux.

Ce premier axe ayant permis de révéler la présence complexe d'un large éventail de pesticides chez les passereaux des zones agricoles, il est désormais indispensable d'évaluer les effets potentiels des mélanges de pesticides sur différents traits d'histoire de vie des oiseaux permettant de refléter leurs états de santé (Axe II).

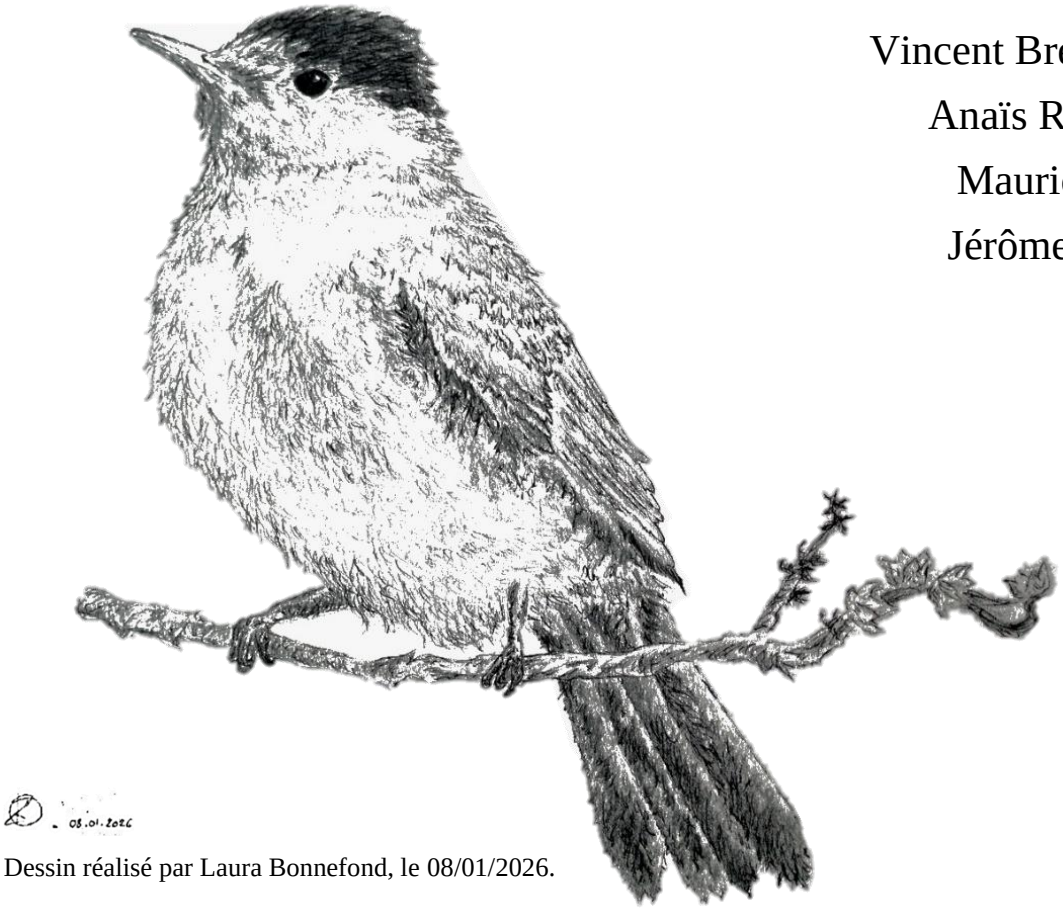
ARTICLE 1

Exposition aux pesticides chez les passereaux sauvages des milieux agricoles : bioindicateurs d'une contamination généralisée malgré l'agriculture biologique

Publié dans *Environmental Research*

DOI : https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389

Audrey Bailly
Karine Monceau
Vincent Bretagnolle
Anaïs Rodrigues
Maurice Millet
Jérôme Moreau



Dessin réalisé par Laura Bonnefond, le 08/01/2026.

Environmental Research 285 (2025) 122389



Contents lists available at ScienceDirect

Environmental Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/envres





Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming

Audrey Bailly [a,b,*], Karine Monceau [b,c], Vincent Bretagnolle [b,c], Anaïs Rodrigues [d], Maurice Millet [d], Jérôme Moreau [b,c]

[a] USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois, 79360, France
[b] LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, Villiers-en-Bois, 79360, France
[c] UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois, 79360, France
[d] UMR 7515 ICPEES CNRS Université de Strasbourg, Cedex 2, Strasbourg, 67087, France

ARTICLE INFO

Keywords:
Farmland passerines
Multi-residual analysis
Organic farming
Pesticide cocktails
Wildlife contamination

ABSTRACT

Agricultural intensification has led to widespread pesticide contamination, contributing to the decline of farmland bird populations. Organic farming (OF) presents an alternative approach, relying on nature-based methods and prohibiting synthetic pesticides. This study aimed to investigate contamination patterns in wild farmland passerines and compare pesticide exposure levels between OF and conventional farming (CF) environments. During the breeding season, five passerine species were captured across 9 hedgerows surrounded by OF and 10 hedgerows adjacent to CF. Blood samples were analysed for 104 pesticide residues, providing insights into recent and local exposure. Contamination levels were assessed using two metrics: (1) the number of compounds detected and (2) the total concentration of pesticides. Overall, 84.5 % of the birds were contaminated with at least one compound, with 57 compounds detected, including 14 pesticides banned for over a year. Contamination patterns varied across species: Eurasian blackcaps (*Sylvia atricapilla*) exhibited the lowest pesticide load, whereas cirl buntings (*Emberiza cirlus*) had the highest number of detected compounds, and common blackbirds (*Turdus merula*) displayed the highest total pesticide concentration. While the number of compounds did not significantly differ between agricultural systems, common blackbirds and Eurasian blackcaps had lower pesticide concentrations in OF than in CF, suggesting that organic farming may offer some reduction in exposure. However, pesticide contamination remains persistent across environments, indicating potential exposure risks for other species, including humans, with possible health implications under the One Health framework.

1. Introduction

In recent decades, agricultural intensification has significantly increased crop yields to ensure food security for a growing world population. This intensification has been achieved through agricultural mechanisation, standardisation and chemicalisation (Benton et al., 2003). These practices led to major changes in agricultural landscapes, including the homogenisation and the destruction of natural elements such as hedgerows and groves (Benton et al., 2003). This simplification of the landscape facilitated the expansion of monocultures, leading to higher pest densities and increased prevalence of plant diseases (Wilby and Thomas, 2002), thereby driving the development of pesticide use. Indeed, total agricultural pesticide use reached 3.70 million tonnes of active ingredients in 2022, an increase of 4 % from 2021, a 13 % increase over the last decade, and a doubling since 1990 (FAO, 2024). Pesticides have contaminated all environmental compartments and biodiversity throughout the trophic chain. For example, neonicotinoids have been detected in different environmental matrices and organisms in the same study area, even several years after the official ban on neonicotinoid use, in oilseed rape nectar (Wintermantel et al., 2020), rainwater and air (Décuq et al., 2022), soils and earthworms (Pelosi et al., 2021) and wildlife such as small mammals (Fritsch et al., 2022) and birds like passerines, grey partridges, and Montagu's harriers (Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2023, 2024a).

In addition to their original targets, pesticides can have adverse effects on non-target species (Mitra et al., 2011; Moreau et al., 2022b; Wan et al., 2025). Pesticide use has therefore been identified as a major contributor to the decline of biodiversity, particularly in farmland bird

* Corresponding author. Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois, 79360, France.
E-mail address: audrey.bailly545@gmail.com (A. Bailly).

https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389
Received 23 April 2025; Received in revised form 17 July 2025; Accepted 17 July 2025
Available online 18 July 2025
0013-9351/© 2025 The Authors. Published by Elsevier Inc. This is an open access article under the CC BY-NC license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).

populations (Inger et al., 2015; Rigal et al., 2023; Stanton et al., 2018). Intensive agriculture can affect bird populations through indirect effects, such as the fragmentation and destruction of natural habitats (Butet et al., 2010; Fischer et al., 2011; Martin et al., 2020) and the reduction of food resources (Blackburn and Wallace, 2001; Gandara et al., 2024; Girard et al., 2014), but also through direct effects. Although exposure to high doses of pesticides can be lethal in the short term (Addy-Orduna et al., 2019; Poliserpi et al., 2021), chronic exposure to lower sublethal doses can have long-term effects on individuals (Moreau et al., 2022a). Pesticides can affect life history traits through effects on behaviour (Gaffard et al., 2022a; Mitra et al., 2011; Moreau et al., 2022b), reproduction (Gaffard et al., 2022b; Lopez-Antia et al., 2015a, 2015b, 2018; Mitra et al., 2011; Moreau et al., 2021) and physiology (Lopez-Antia et al., 2013, 2015a; Mitra et al., 2011).

The effects of pesticides on non-target organisms have been extensively studied under short-term experimental conditions. In general, the effects of high doses of one or a few compounds are assessed after oral administration in model species such as the Japanese quail or the mallard duck (see for example Bean et al., 2019; Foudoulakis et al., 2013; Gross et al., 2020; Oliveira et al., 2007, reviewed in Moreau et al., 2022a). While ingestion is considered the main route of exposure in birds (Lopez-Antia et al., 2016; Mineau, 2011), wild species cover a wide range of ecologies (e.g., feeding, habitats), resulting in exposure *via* non-oral routes that are rarely considered in toxicological studies (Moreau et al., 2022a). Wild species may also have detoxification processes that differ from those of the captive species used in the tests due to rearing methods and artificial selection (Bariod et al., 2024). In addition, wild species are not exposed to a single compound but to a cocktail of pesticides, with potential interactions between compounds that alter their effects on the organisms (see for example Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2024a). These effects may be enhanced if the compounds interact synergistically or reduced if the compounds interact antagonistically. The reliability of studies conducted under controlled conditions can, therefore, be questioned, as their results may not accurately reflect the effects observed in natural environments (Moreau et al., 2022a). The actual exposure of wildlife, particularly of wild birds, to large numbers of compounds and chemical families simultaneously remains poorly understood. Indeed, most studies in nature have focused on the effects of a limited number of compounds or a few classes of pesticides. For example, many studies have focused on azoles, the most widely used family of fungicides worldwide (Angelier et al., 2023; Jiménez-Peñuela et al., 2025; Prouteau et al., 2025) and neonicotinoids, the most widely used class of insecticides in the world (Anderson et al., 2023; Byholm et al., 2018; Fuentes et al., 2023; Humann-Guilleminot et al., 2019a, 2019b; Lennon et al., 2020; Millot et al., 2017).

Birds can be used as sentinel species to assess contaminant levels and their adverse effects due to their wide distribution and diverse ecology (Mo et al., 2018). Indeed, passerines are widespread and abundant, and inhabit diverse environments (Yu et al., 2014). Due to their small territories and foraging areas, resident passerine species are, therefore, well-suited for monitoring local contamination. In this study, we investigate pesticide contamination in wild passerines. We focused on five farmland species and quantified 104 pesticide compounds in their blood. We captured birds in hedgerows surrounded by conventional farming or organic farming to assess the effect of these two farming systems on pesticide contamination. We expected that birds living in organic farming would be less contaminated by pesticides than birds caught in conventional environments. Organic farming is primarily characterised by the prohibition of synthetic chemical pesticides (Van Mansvelt et al., 1998), representing an alternative agricultural model that could reduce pesticide contamination in agroecosystems and thus improve the diversity and abundance of biodiversity (Bavec and Bavec, 2015; Bengtsson et al., 2005; Pfiffner et al., 2001), such as plants (Hyvönen et al., 2003; Rundlöf et al., 2010), insects (Gabriel and Tscharntke, 2007; Grabovska et al., 2020) and birds (Belfrage et al., 2005; Chamberlain et al., 2010; Katayama, 2016; McKenzie and Whittingham, 2009; Smith et al., 2010). However, organic farming does not guarantee the absence of pesticide contamination. Indeed, even in these crops, pesticide residues have been found in adjacent water (Shahpoury et al., 2013), in soils (Geissen et al., 2021; Humann-Guilleminot et al., 2019c) and in organisms such as birds (Fuentes et al., 2024b) and earthworms (Pelosi et al., 2021). Although we can expect birds to be less contaminated by pesticides in organic environments, we do not expect them to be pesticide-free, due to the widespread contamination in all compartments of agroecosystems (Froger et al., 2023; Mauser et al., 2025). Instead, we expect contamination patterns (number of pesticides, concentrations and pesticide types) to differ between bird species due to their ecology (e.g. diet, spatial use) and due to their specific detoxification processes (Fossi et al., 1995; Lucia et al., 2012; Rainio et al., 2012).

2. Materials and methods

This study complies with French legal regulations and ethical standards. Capture permits were provided by Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing (DREAL/2019D/2323).

2.1. Study area

The study was carried out within the Long-Term Socio-Ecological Research site "Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre" (ZAPVS thereafter). This study area is located in the south-west of France, in the Nouvelle-Aquitaine region and in the Deux-Sèvres department (46°11′ N, 0°28′ W). The ZAPVS is an intensively farmed area of 450 km^2 with diverse farming systems and landscapes, mainly covered by winter cereals (41.5 % on average from 2009 to 2016, Bretagnolle et al., 2018). Major crops include wheat (33.8 %), sunflower (10.4 %), maize (9.6 %), oilseed rape (8.3 %), and peas (2 %), and permanent meadows account for about 13.5 % of the land area (Bretagnolle et al., 2018). Since 1994, annual monitoring has been carried out to know the land use and agricultural practices. Organic farming is not widespread in the ZAPVS, covering 18 % of the agricultural area and about 60 farms, while ~350 farms used conventional agricultural practices during the study period (2021). Since 2006, the ZAPVS has documented the land cover and agricultural practices for each crop (with or without pesticide use) through farmer surveys, enabling us to map all crops in organic farming.

2.2. Experimental design and blood collection

In this study, 19 sampling sites were selected in 2021 according to the percentage of organic farming crops within a 250-m radius buffer, following the methodology explained in Moreau et al. (2022b). This radius was determined based on literature stating that the home range size for the different species studied during the breeding season ranges from 20m to 180m (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010). We therefore chose a radius of 250m to allow for an additional margin. Our study used the same hedgerows as in Moreau et al. (2022b), except for three sites that no longer exist (hedges 6, 9 and 22 in Table 1 in Moreau et al., 2022b); they were replaced by two other sites (hedge 51 with 15.37 % of organic farming and hedge 52 with 81.06 % of organic farming). In total, nine hedgerows were predominantly surrounded by organic farming ("organic sites" between 73.95 % and 100 % of organic farming within the buffer) and ten hedgerows were predominantly surrounded by conventional farming ("conventional sites" between 0 % and 20.42 % of organic farming within the buffer). The structural characteristics of the hedgerows, such as length, height, density, and thickness, were analysed in the previous study and did not differ significantly between the farming types. The new hedgerows were also checked for the same structural characteristics. At a larger spatial scale, the surface area of

Table 1
Summary of descriptive parameters by bird species and type of farming in which the birds were caught. The number of contaminated birds, the total number of birds and the percentage of the population contaminated by at least one compound are given for each species in each type of farming. The mean N_P and C_T correspond to the mean number of pesticides detected and the mean total concentration (in $pg.mg^{-1}$) per individual on contaminated birds only, with their standard deviation (sd). The range (minimum – maximum) corresponds to the lower and upper value found for an individual, only on birds contaminated by at least one compound.

Bird species	Agricultural type	Contaminated birds/Total nb	%contamination	Mean $N_P \pm$ sd	Range	Mean $C_T \pm$ sd	Range
Cirl bunting	Conventional	11/11	100 %	9.18 ± 1.72	6–12	73.33 ± 56.78	17.87–204.94
	Organic	11/11	100 %	9.36 ± 3.01	5–14	65.09 ± 55.01	25.19–224.62
	Total	22/22	100 %	9.27 ± 2.39	5–14	69.21 ± 54.72	17.87–224.62
Common blackbird	Conventional	22/24	91.67 %	2.00 ± 0.87	1–4	338.68 ± 483.03	0.82-1715-91
	Organic	25/26	96.15 %	1.96 ± 0.84	1–4	152.10 ± 157.45	0.17–550.28
	Total	47/50	94 %	1.98 ± 0.85	1–4	239.43 ± 358.20	0.17–1715.91
Common nightingale	Conventional	19/20	95 %	2.74 ± 1.52	1–6	31.71 ± 37.83	0.01–132.54
	Organic	11/11	100 %	3.73 ± 1.55	1–6	120.57 ± 241.19	2.17–835.76
	Total	30/31	96.77 %	3.10 ± 1.58	1–6	64.29 ± 151.14	0.01–835.76
Dunnock	Conventional	6/7	85.71 %	2.83 ± 1.83	1–5	114.03 ± 132.70	15.13–306.56
	Organic	11/12	91.67 %	2.27 ± 1.27	1–4	63.18 ± 51.51	2.31–178.61
	Total	17/19	89.47 %	2.47 ± 1.46	1–5	81.13 ± 88.25	2.31–306.56
Eurasian blackcap	Conventional	10/19	52.63 %	1.30 ± 0.48	1–2	7.81 ± 12.46	0.15–41.70
	Organic	4/13	30.77 %	1.00 ± 0.00	1–1	0.82 ± 0.65	0.06–1.63
	Total	14/32	43.75 %	1.21 ± 0.43	1–2	5.82 ± 10.88	0.06–41.70
All species	Conventional	68/81	83.95 %	3.34 ± 2.92	1–12	141.50 ± 308.24	0.01–1715.91
	Organic	62/73	84.93 %	3.58 ± 3.21	1–14	105.53 ± 149.96	0.06–835.76
	Total	130/154	84.42 %	3.45 ± 3.05	1–14	124.35 ± 245.57	0.01–1715.91

woodland within a 250-m radius of a hedgerow and the dominant type of cultivation were also recorded (Table 1 in Moreau et al., 2022b). None of the parameters differed significantly between the two types of agricultural systems. The only significant difference was the percentage of organic farming within the 250-m buffer (Table 1 in Moreau et al., 2022b). Birds were captured in each hedgerow using the same method (net trapping) and conditions (start and end times of capture, weather conditions, net placement) as described in Moreau et al. (2022b). Males and females, juveniles (one-year-old) and adults were captured and identified by their plumage characteristics. Bird captures were made three times at each site during the 2021 breeding season, from March 30th to July 19th.

During the 2021 season, 733 birds were captured and identified with a numbered metal ring. Twenty-eight species were caught, but only species with enough individuals sampled in both organic and conventional farming systems were included in this study: the cirl bunting *Emberiza cirlus*, the common blackbird *Turdus merula*, the common nightingale *Luscinia megarhynchos*, the dunnock *Prunella modularis* and the Eurasian blackcap *Sylvia atricapilla* (Table 1). Blood samples were collected from adult birds of all species, as blood reflects a local and recent exposure (Espín et al., 2016). By puncturing the brachial vein with a sterile needle and heparinised capillaries, 50 μL of blood could be collected. Blood samples were placed in Eppendorf tubes at 0–5 °C and then stored at the laboratory at −20 °C for subsequent analyses.

2.3. Multi-residual analyses of pesticides

The blood samples were analysed by the Institut de Chimie des Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé (UMR 7515, ICPEES) at the University of Strasbourg (France). A list of 104 pesticides was selected among the most commonly used in France. These compounds were detected and quantified in whole blood samples, using the method developed and detailed in Rodrigues et al. (2023) and used in several previous studies (Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2024c).

As described by Rodrigues et al. (2023), for non-volatile compounds, samples (injection volume: 20 μL) were analysed using a Thermo Scientific TSQ Quantum Access triple quadrupole mass spectrometer. This was equipped with a heated electrospray ionization source (HESI+, 4500 V) and coupled to a Thermo Accela 1250 high-performance liquid chromatography (HPLC) system and a Combi Pal autosampler (5 °C sample tray). Chromatographic separation was performed at room temperature using a Nucleodur C18 Pyramid column (150 mm × 3 mm, 3 μm) and a mobile phase of water and acetonitrile (both containing 0.1 % formic acid) at a flow rate of 0.3 mL min^{-1}. Gradient elution was applied: ranging from 70:30 to 5:95 (v/v) over 18 min, held for 6 min, then re-equilibrated to 70:30 over a total runtime of 33 min. Detection was performed in MRM mode with two transitions per analyte and internal standard. The ion source operated at 300 °C (vaporizer and capillary), using nitrogen (20/10 a.u. for sheath/auxiliary gas) and argon (1.5 a.u.) as the collision gas. For volatile and semi-volatile compounds, a thermal desorption (TD) step was implemented by depositing 100 μL of the extract onto conditioned Tenax®-TA tubes (89 mm × 5 mm i.d.), followed by the addition of 10 μL internal standard mix (trifluralin-d14, nitrophenol-d4, 2,4-D-d3, pendimethalin-d5) and 10 μL MTBSTFA as the derivatization agent. MTBSTFA was chosen for its efficiency and characteristic mass spectral fragmentation (e.g., [M−57], [M−131]). After 5 min of solvent dispersion, tubes were analysed using an ATD 350 (PerkinElmer) connected to a Trace 1300 GC and ITQ 900 MS/MS (Thermo Scientific) system *via* a heated transfer line (300 °C). Desorption was performed in two steps: a 5-min helium purge (45 mL min^{-1}) followed by thermal desorption at 300 °C for 30 min. Analytes were cryo-focused within a cold trap (20 °C) and flash-desorbed at 300 °C. GC separation was carried out on a Macherey-Nagel OPTIMA XLB capillary column (30 m × 0.25 mm i.d., 0.25 μm film thickness) with helium as the carrier gas (1.2 mL min^{-1}, constant flow). The oven program ramped from 50 °C to 300 °C over ~50 min. MS detection was performed in EI mode (70 eV), with data acquired in MS/MS using CID in resonant mode. Precursor ions were selected based on full-scan spectra, and the most abundant product ions were used for compound identification.

The list of 104 compounds molecules (Supplementary Material Table S1) included 36 fungicides, 38 herbicides, 28 insecticides, one safener (improving the herbicide selectivity towards weeds) and one synergist (enhancing pesticide efficacy). Some chemical characteristics for each compound are listed in Table S1, obtained from the Pesticide Properties Data-Base (PPDB, at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm, Lewis et al., 2016). We used the PPDB database, as it contains a large amount of ecotoxicological data in a single database, for all the compounds we are studying. This database has also been used in other studies to access DT50 or LD50 values (see for example Froger et al., 2023; Pelosi et al., 2021). The limits of detection (LODs) and quantification (LOQs) for each compound were defined as the concentrations corresponding to signal-to-noise ratios of 3 and 10, respectively and were validated using spiked blank samples. Calibration curves were prepared in triplicate with deuterated internal standards and showed

acceptable precision (RSD <15 %). Method uncertainties for both LC and GC analyses were assessed through repeatability (same-day replicates) and reproducibility (across different days), which involved analysing all calibration levels from spiked samples. The LODs and LOQs are listed in Supplementary Material Table S1. During the methodological development (Rodrigues et al., 2023), procedural blanks were included three times on each calibration sample, with blank samples obtained from captive birds (grey partridges) without any pesticide contamination, ensuring that the procedure does not induce any contamination. Analytical blanks were also included throughout the analysis to ensure data quality, particularly given the trace levels of environmental contaminants measured. They were processed alongside each batch of samples under identical conditions. All blanks were analysed using the same analytical methods as the samples. No contamination was detected in the blanks. The final results are expressed in pg/mg, which refers to picograms of analyte per milligram of the matrix, as all samples were weighed prior to extraction. This enabled us to normalize the results to the exact mass of each sample, given the difficulty of determining an exact volume in whole blood samples.

2.4. Statistical analysis

In the present study, we investigated differences between the five passerine species, and we compared birds living in organic farming (OF) and birds living in conventional farming (CF) to explore the effect of farming practices on pesticide contamination. Firstly, the proportion of the population contaminated by pesticides was examined using a generalised linear mixed effects model fitted with a binomial distribution (B-GLMM), with a binary variable response of the presence and absence of at least one pesticide compound on captured birds. We used the species, the type of farming (OF vs. CF), their interaction and the sampling date (in Julian days) as explanatory variables, and capture site as a random variable. The sampling date was added to explore the global temporal trends of pesticide contamination in farmland bird populations, as crop treatments and atmospheric concentrations of pesticides vary with the season (Larsen, 2019; Villiot et al., 2018). When the effect of the species was significant, we estimated pairwise comparisons between species using a Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test corrected for multiple comparisons with Benjamini–Hochberg's correction (false discovery rate ("*fdr*"), Benjamini and Hochberg, 1995). Pairs were considered significant if the p-value was greater than 0.05.

Then, individuals contaminated with at least one compound were selected and the pesticide load was assessed using two parameters commonly used in ecotoxicological studies: the number of compounds detected ("N_P" hereafter) and the sum of the concentrations of each pesticide (the total concentration in $pg.mg^{-1}$ "C_T" hereafter). In addition, the risk quotients (RQ) were calculated by dividing the concentration of each compound by its LD50 (obtained from the Pesticide Properties Database – PPDB at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm; Lewis et al., 2016). The RQs were then summed to assess the risk of contamination for each bird (total RQ provided in Table S3). For these three response variables, several distributions (i.e., Poisson, Negative Binomial, Normal and Gamma distributions) were tested using "fitdistrplus" (Delignette-Muller and Dutang, 2015) and "DHARMa" (Hartig, 2022) packages. We selected the distribution with the best fit and the lowest Akaike's Information Criterion from the *gofstat* function of the same package. We investigated the number of compounds detected with a generalised linear mixed effects model fitted with a Negative Binomial distribution (NB-GLMM), and we constructed a generalised linear mixed effects model fitted with a Gamma distribution (G-GLMM) for the total concentration. A linear mixed effects model (LMM) was used to analyse the log-transformed total RQ. We used the same variables as previously described: the species, the type of farming (OF vs. CF), their interaction and the sampling date (in Julian days) as explanatory variables, and sampling locations as a random variable. When a significant effect of the species was found, the comparison between the five passerine species was assessed using a Pairwise Wilcoxon Rank Sum Test adjusted with a "*fdr*" method (significant if p-value <0.05). If the interaction was significant, the effect of organic farming on contamination levels in birds was tested separately for each species. To ensure optimal model fit, different distribution families were tested, and we applied a Gamma distribution to each species for total concentrations, and a LMM for the log-transformed total RQ. In these models, we tested the effect of the type of farming and the sex of individuals on response variables (i.e., number of compounds and total concentration) for each species, except for dunnocks and common nightingales for which the sex could not be determined. We also added the site of capture as a random factor. The package "glmmTMB" (Brooks et al., 2017) was used to implement NB-GLMM model and the "lme4" package (Bates et al., 2015) was used for other models. The statistical significance of each explanatory variable was tested using likelihood-ratio Chi-square tests from "car" package (Fox and Weisberg, 2019).

Finally, we compared the proportion of each pesticide class (i.e., fungicides, herbicides, insecticides, additives) in the number of compounds and log-transformed concentrations between species, the farming type and their interaction (as explanatory variables) using a Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) from the "stats" package. We used the "emmeans" function from the package "emmeans" (Lenth, 2017) to evaluate pairwise comparisons (significant if p-value <0.05). All statistical analyses were performed in R v.4.2.2 software (R Core Team, 2022).

3. Results

3.1. Proportion of contamination in bird populations

Of all captured birds, 84.42 % were contaminated with at least one compound (Table 1), but the proportion of contaminated birds differed significantly between species (Table 2). All cirl buntings were contaminated by at least one pesticide, and high proportions of common blackbirds, common nightingales and dunnocks were

Table 2
Summary of the effects of the species, type of farming (OF vs. CF), their interaction and the date of capture (in Julian days) on the proportion of contaminated birds, the number of compounds, the total concentration and the log-transformed total risk quotients (RQ), analysed respectively using a B-GLMM, a NB-GLMM, a G-GLMM and a LMM. Only birds contaminated by at least one compound were included in analyses of the number of compounds and the total concentration. Significant effects ($P < 0.05$) are shown in bold. The effects of the species and type of farming on the number of pesticides and on the total concentration are shown in Fig. 3, and the effects of the date of capture are shown in Fig. 4. The summary of the effects of the interaction between species and type of farming on the total concentration is shown in Table 3.

Parameters	X^2	*df*	*P*
Proportion of contaminated birds			
Species	**15.69**	**4**	**<0.01**
Agricultural type	0.08	1	0.77
Date	0.24	1	0.63
Species x Agricultural type	1.98	4	0.74
Number of compounds			
Species	**241.73**	**4**	**<0.001**
Agricultural type	0.62	1	0.43
Date	0.00	1	1.00
Species x Agricultural type	4.02	4	0.40
Total concentration			
Species	**59.54**	**4**	**<0.001**
Agricultural type	0.67	1	0.41
Date	**6.15**	**1**	**0.01**
Species x Agricultural type	**21.60**	**4**	**<0.001**
Log-transformed total RQ			
Species	**23.74**	**4**	**<0.001**
Agricultural type	0.03	1	0.87
Date	3.37	1	0.07
Species x Agricultural type	7.87	4	0.10

contaminated. The lowest proportion of contamination was found in Eurasian blackcaps, with only 43.75 % of the total population contaminated by at least one compound (Table 1). However, the type of agriculture and the date of capture did not influence the number of contaminated birds (Tables 1 and 2).

3.2. Pesticide load on contaminated birds: species-dependent patterns

A total of 57 out of the 104 pesticides searched for were found in passerines: 25 fungicides, 22 herbicides, nine insecticides and one synergist (Fig. 2). No chemical was common to all species, but, conversely, some compounds were only found in one species. For example, the most common chemical detected was dimethomorph, a fungicide found only in blackbirds (32 birds out of 50, Fig. 2). The synergist piperonyl butoxide was found only in common nightingales (12 birds out of 31). The most common compound in all species was clothianidin, an insecticide that, despite being banned in 2018, was detected in all species except common blackbird. In fact, 14 out of the 57 compounds detected have been banned in France before the year of the study (Fig. 2). The most frequently detected prohibited compound was chloridazon, an herbicide that has been banned from marketing in France since January 1, 2020 and banned from use since January 1, 2021. It was found in 22 out of 154 birds, but only in cirl buntings. The oldest banned compound was fenarimol, a fungicide banned in France in 2007, found in three common blackbirds. The species with the highest number of banned compounds was the cirl bunting (9 out of 14 banned compounds detected), followed by the common blackbird and the common nightingale (7 and 6 banned compounds detected respectively) and then the dunnock and the Eurasian blackcap (2 and 1 banned compounds detected respectively). Further details on the detection of compounds for each species are given in Table S2.

The number of pesticides detected varied significantly between species (Fig. 3a, Table 2). The number of compounds detected in cirl buntings (9.27 ± 2.39 compounds) was notably higher than in other species (Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P < 0.001$ for each pair, Table 1). Common nightingales, dunnocks and common blackbirds had similar numbers of chemicals (3.10 ± 1.58, 2.47 ± 1.46 and 1.98 ± 0.85 compounds respectively, Table 1), although there was a significant difference between common nightingales and common blackbirds (Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P = 0.002$). Eurasian blackcaps had the lowest number of pesticides detected (1.21 ± 0.43 compounds, Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P < 0.01$ for each comparison, Table 1). The total concentration of pesticides was also significantly influenced by the species (Fig. 3b, Table 2). Common blackbirds had the highest total concentration which did not differ significantly from those found in dunnocks and cirl buntings (Table 1). Common nightingales had a lower total concentration (Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P < 0.01$ compared to common blackbirds and cirl buntings), and Eurasian blackcaps had the lowest concentration, which was significantly different from all other species (Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P < 0.001$ for each comparison, Table 1). Log-transformed total risk quotients differed significantly between species (Fig. 3c–Table 2), as Eurasian blackcaps had lower risk quotients than all the other species (Pairwise Wilcoxon Rank Sum test, $P < 0.01$ for each comparison). While the number of compounds detected did not differ with the date of capture, the total concentration was also influenced by the date of capture (Table 2), regardless of the type of agriculture (interaction not significant). As the season progressed, the total concentration decreased by about 30 % (Fig. 4).

Furthermore, the proportion of each pesticide class in terms of number of compounds and pesticide concentrations also varied between species ($P < 0.001$ for both parameters, Fig. 5). Indeed, cirl buntings and

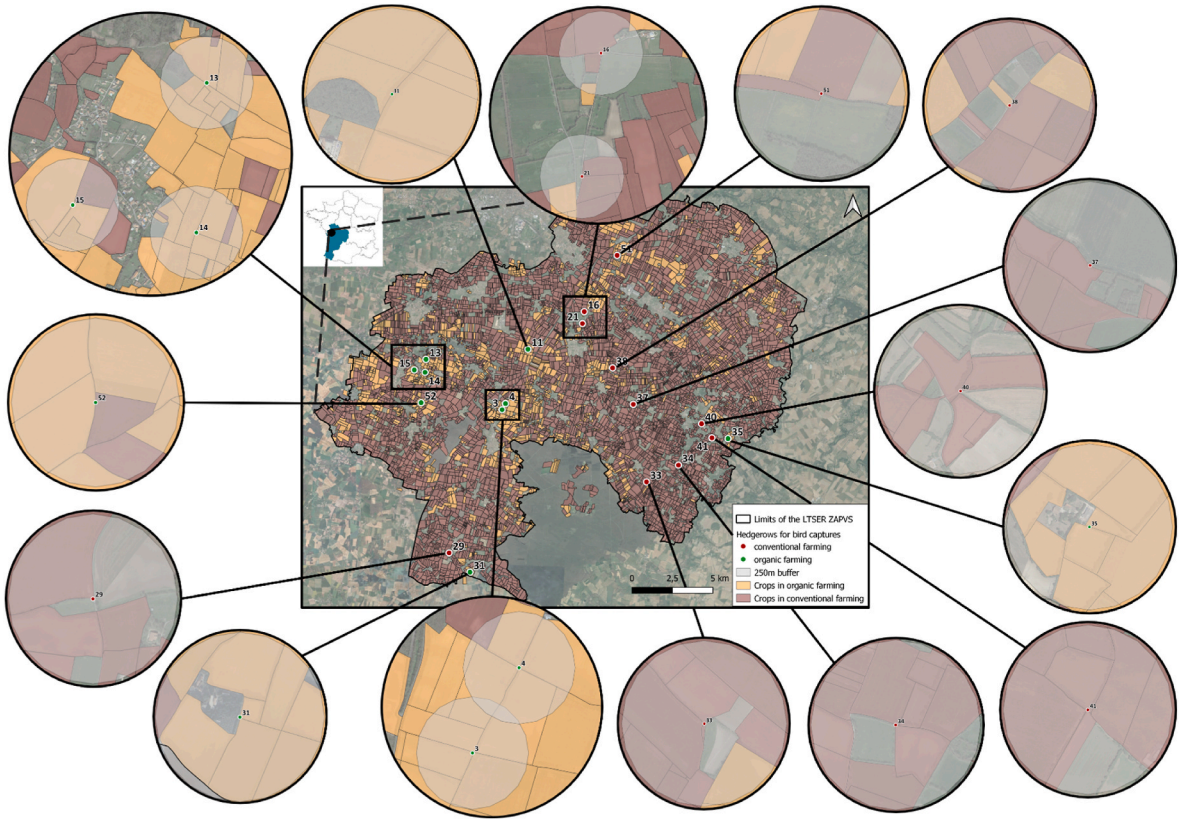


Fig. 1. Location of the 19 sampled hedgerows in the Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre (ZAPVS), in Southwest France. Crops in organic farming appear in yellow and crops in conventional farming appear in brown. Sampling sites in organic farming ("organic sites") and in conventional farming ("conventional sites") are represented respectively in green and in red.

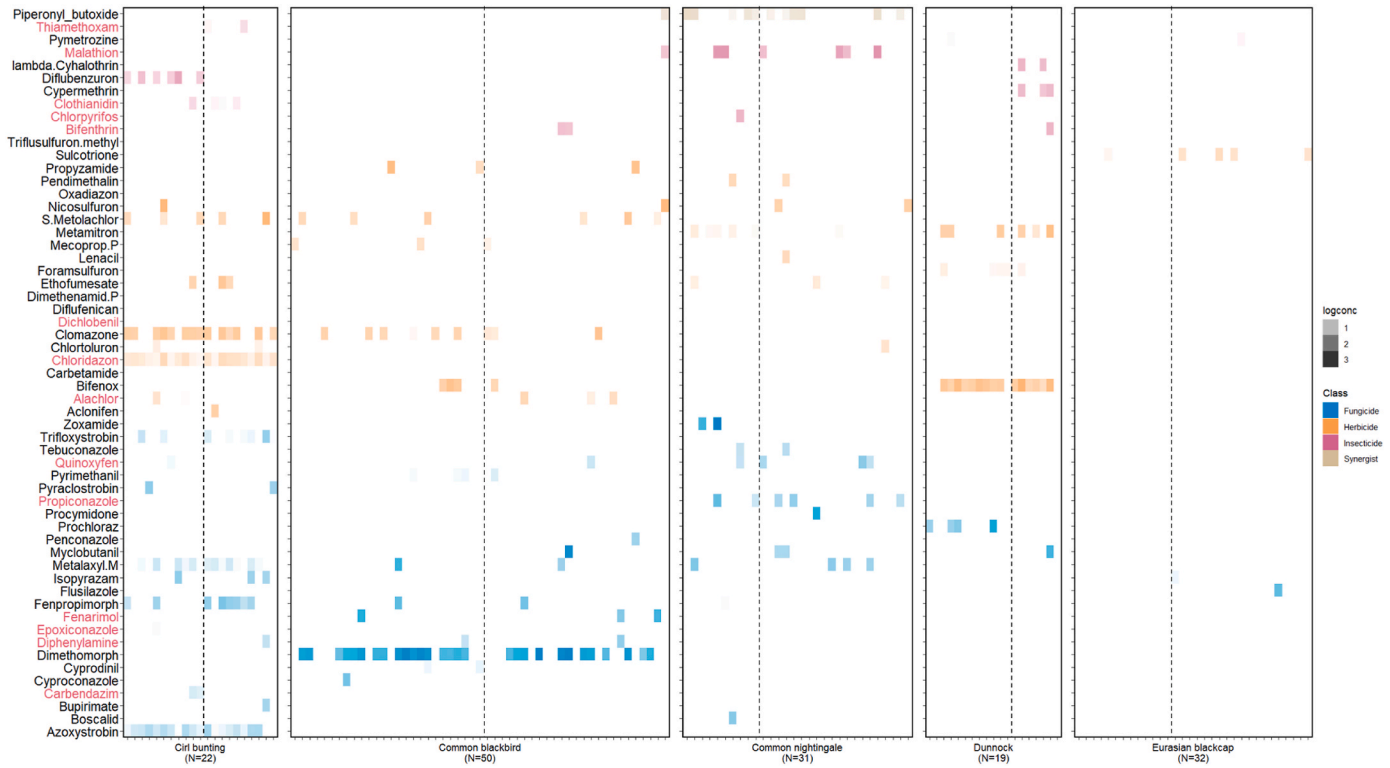


Fig. 2. Heatmap showing the log-transformed concentrations (in pg.mg^{-1}) of the 57 compounds detected in the blood of all passerine birds, according to the five species. Columns represent birds and rows represent pesticide compounds. The compounds are classified according to the pesticide class (fungicides in blue, herbicides in orange, insecticides in pink and synergists in beige). The shading indicates the intensity of the concentration: the darker the shading, the higher the concentration. The names of compounds in red are those that were banned before the year of the study (banned in 2020 or earlier). The dotted line separates the individuals according to the type of farming in which they were caught: the birds on the left of the line were caught in organic farming, and those on the right were caught in conventional farming.

common nightingales were more contaminated by herbicides and fungicides (respectively an average of 44.12 % and 49.02 % for cirl buntings; 35.48 % and 39.78 % for common nightingales) than by insecticides (6.86 % for cirl buntings; 11.83 % for common nightingales). Common blackbirds were more contaminated by fungicides (65.59 % of the total number detected), while dunnocks were more contaminated by herbicides (77.29 % of the total number detected). Eurasian blackcaps appeared to be more contaminated by insecticides (52.94 % of the total number detected) than the other pesticide classes.

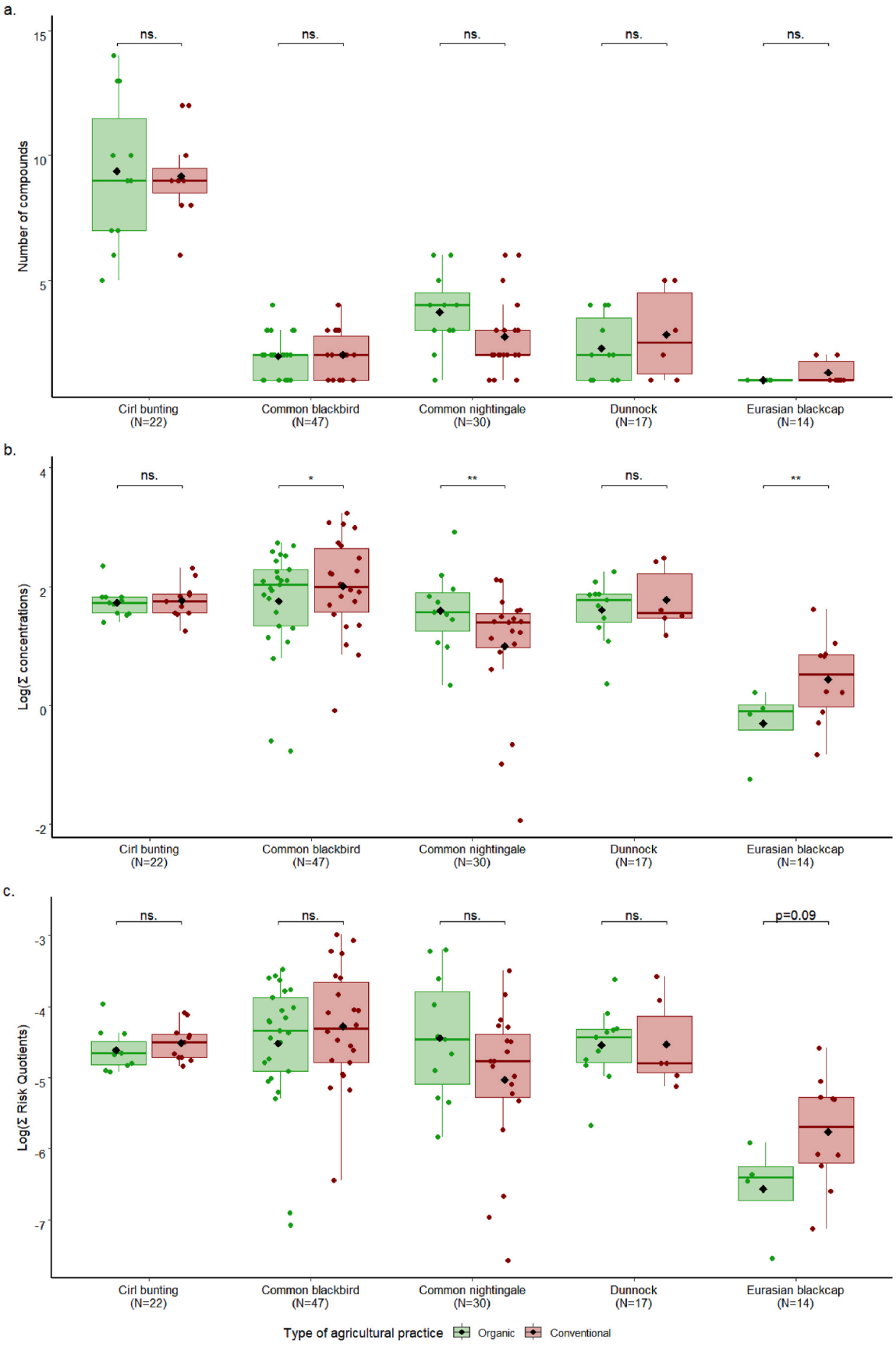
3.3. *Effects of organic farming on the pesticide load*

The type of farming did not affect the pesticide load (i.e., the number of compounds detected and the total concentration, Table 2). However, the mean total concentration differed significantly between the two types of farming for some species (significant interaction, Table 2). This was the case for common blackbirds and Eurasian blackcaps, which had higher total pesticide concentrations in conventional farming than in organic farming ($P = 0.02$ and $P < 0.01$ respectively, Fig. 3b–Tables 1 and 3). Conversely, the total concentrations of common nightingales were significantly higher in organic farming than in conventional farming ($P < 0.01$, Fig. 3b–Tables 1 and 3). This is probably due to the extreme concentration of 836 pg mg^{-1} found for a single individual caught in organic farming, as the agricultural type was no longer significant for common nightingales when this individual was removed from the analyses (G-GLMM, $X^2 = 0.67$, $df = 1$, $P = 0.41$). The other two species did not show any significant differences between the two types of farming, although dunnocks seemed to have a higher total concentration in conventional farming (Tables 1 and 3). Log-transformed total risk quotients did not differ significantly between both farming practices (Table 2). However, for Eurasian blackcaps, they tended to be lower in organic farming than in conventional farming (LMM, $X^2 = 2.82$, $df = 1$, $P = 0.09$, Fig. 3c). The total concentration and the log-transformed total risk quotients were not influenced by the sex of the individuals for each species (Table 3).

The proportion of each pesticide class based on total concentrations was also significantly influenced by the interaction between bird species and farming type ($P = 0.02$). Indeed, it differed significantly between each agricultural type for the common nightingales ($P = 0.04$), because the synergist piperonyl butoxide was only detected in common nightingales. By removing piperonyl butoxide from our analyses, we did not find that certain pesticides were more prevalent in one type of farming than the other, and no compounds were specific to conventional or organic sites. The proportion of compounds detected appeared equivalent between both types of farming (Fig. 2, Table S2). Dimethomorph, for example, the most frequently found compound, was detected in 15 birds caught in conventional farming and 17 in organic farming. Table S2 provides more details about the proportion of detections of the 57 compounds in each farming type and species.

4. Discussion

The aim of this study was to investigate the pesticide exposure in farmland wild birds and the effect of farming practices on the pesticide exposure. We found a wide diversity of compounds in birds, including 14 compounds that were banned up to 14 years before our study. Passerine species showed contrasting patterns of pesticide contamination, with differences in the proportion of each pesticide class (i.e., fungicides, insecticides, herbicides, additives). Our results also showed differences between the five species in the proportion of birds contaminated by at least one compound and in the pesticide load (i.e., the number of compounds detected and the total concentration in contaminated birds).



(caption on next page)

Fig. 3. Effects of the species and the type of farming on (a) the number of compounds detected, (b) the log-transformed total concentrations (sum of all compound concentrations in $pg.mg^{-1}$) and (c) the log-transformed total risk quotients (sum of all risk quotients) of five passerine species (only on birds contaminated by at least one compound). Individuals not contaminated by pesticides do not appear on this graph. Birds caught in conventional farming are in red and birds caught in organic farming are in green. Each point represents an individual value. In the boxplots, black diamonds represent the mean intensity, the bold line is the median, the box is between the two quartiles (lower edge is the 25th percentile while the upper edge is the 75th percentile) and whiskers extend to 1.5 times the interquartile range. The sample sizes for each species appear in brackets below each bar, and the sample sizes for each type of farming appear in Table 1. The results of the statistical comparison between the two types of farming are shown above each species: "ns." for non-significative; "*" for p-values <0.05; "**" for p-values <0.01; "***" for p-values <0.001.

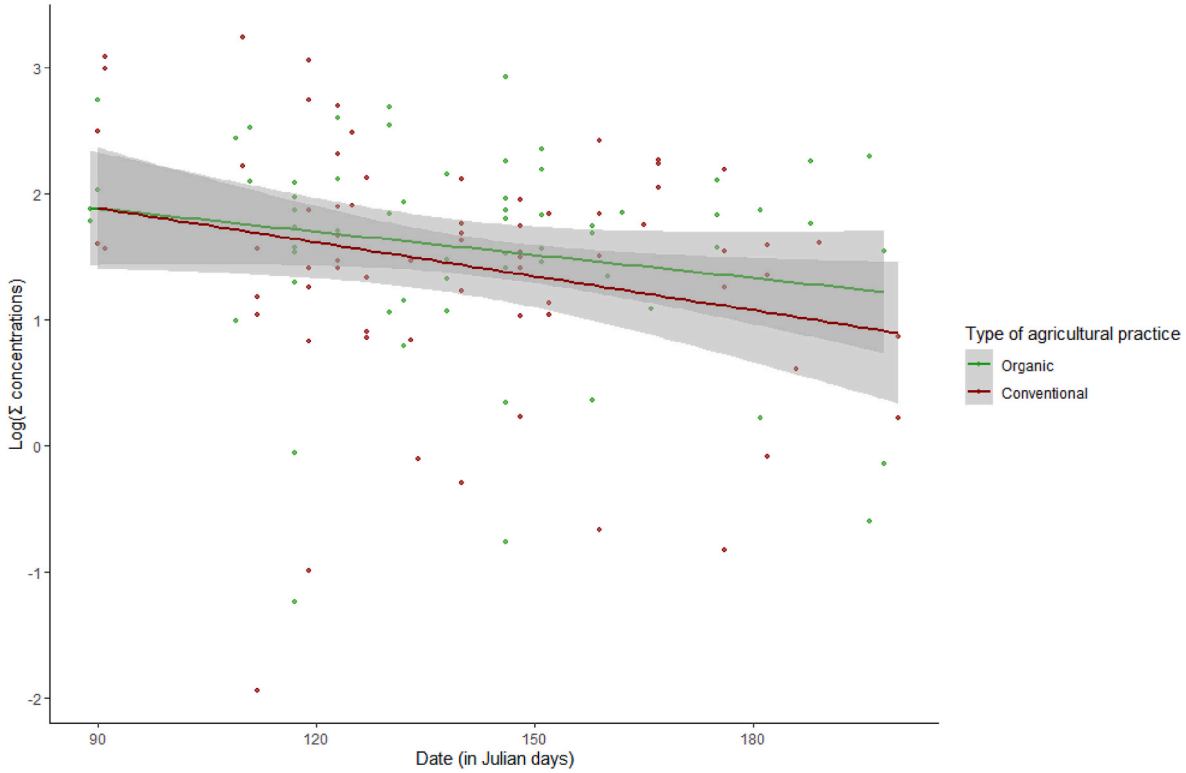


Fig. 4. Variation of the log-transformed total concentrations according to the date of capture (in Julian days), for all species and for birds contaminated with at least one pesticide. Birds caught in conventional farming are shown in red and birds caught in organic farming are shown in green. The line and the shading represent log-transformed concentration values and 95 % confidence intervals.

The total concentration differed significantly between organic and conventional farming for three species, but the number of compounds did not differ between farming systems. In fact, common blackbirds and Eurasian blackcaps showed a lower pesticide concentrations in organic farming than in conventional farming, whereas the opposite pattern was dubiously observed for common nightingales. In addition, the date of capture significantly influenced the total pesticide concentration in birds caught in both types of farming, with lower concentrations as the season progressed. Patterns of pesticide contamination therefore appear to differ between bird species, and contamination appears to be ubiquitous in all environments, despite the slight reducing effect of organic farming.

4.1. Species-dependent contamination patterns

We found different contamination patterns according to the bird species, for all parameters: the proportion of birds contaminated by at least one pesticide, the number of compounds detected (Fig. 3a), the pesticide class (Fig. 5), the total concentration (Fig. 3b), and the total risk quotient (Fig. 3c). Eurasian blackcaps showed the lowest contamination for all parameters, whereas cirl buntings showed the highest percentage of birds contaminated with at least one pesticide (100 %) and the number of compounds detected, and common blackbirds showed the highest total concentration of pesticides. These species-specific contamination patterns prevent us from generalising the pesticide contamination found in this study to all farmland bird populations. These patterns could be explained by differences in ecology and/or physiology between species. Firstly, the route of exposure may differ between species, leading to differences in contamination. Indeed, contamination of birds can occur through different routes: by inhalation (Mineau, 2011; Sánchez-Bayo, 2011), by ingestion of contaminated food and water (Lopez-Antia et al., 2016; Mineau, 2011), and by dermal absorption (Driver et al., 1991; Hudson et al., 1979). Pesticide exposure is, therefore, the result of a combination of multiple factors, such as the ecology of species, based on their diet and habitat use (Moreau et al., 2022b). Although all five species are found in agricultural environments, their habitat use varies. Eurasian blackcaps, cirl buntings, common nightingales and dunnocks live in tree-filled areas: common nightingales are mainly found in copses, while the other three species are mainly found in hedgerows (Bishton, 1986; Holt et al., 2012; Moreno-Mosquera et al., 2021; Stevens et al., 2002). Common blackbirds spend a lot of time feeding on the ground (Török and Ludvig, 1988), as do dunnocks and cirl buntings. In addition, the five species selected for this study differ in their feeding ecology. The cirl bunting is primarily granivorous, although juveniles are fed on insects (Evans et al., 1997). The common blackbird is omnivorous, feeding on a mix of earthworms, insects, and fruits (Chamberlain et al., 1999; Török and Ludvig, 1988). The other three species are predominantly insectivorous. The Eurasian

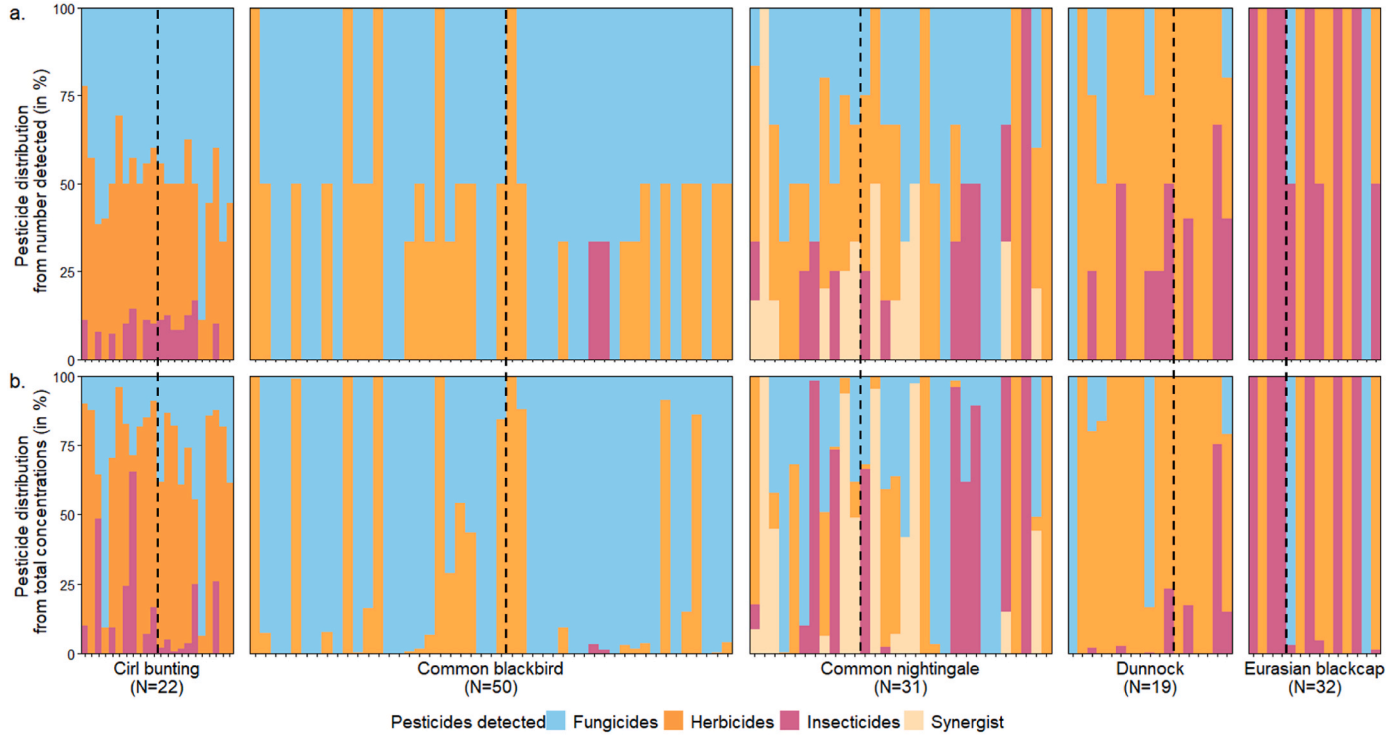


Fig. 5. Proportion of each pesticide class (in percentages) according to (a) the number of compounds and (b) the total concentration in five passerine species. Only birds contaminated by at least one compound are shown in this figure. The distribution of the different pesticide classes for each bird is shown as a stacked bar. Fungicides are shown in blue, herbicides in orange, insecticides in pink and the synergist in beige. The dotted line separates the individuals according to type of farming in which they were caught: the birds on the left of the line were caught in organic farming, and those on the right were caught in conventional farming.

Table 3
Summary of the effects of the agricultural type and the sex of passerines on the total concentration, analysed using G-GLMM for each species. As sex could not be identified for dunnocks and common nightingales, this parameter was removed from the analyses for these two species. Significant effects ($P < 0.05$) are shown in bold. *When the extreme concentration of 835.76 pg mg^{-1} found in a single individual caught in organic farming is removed from the analyses, the type of farming is no longer significant for common nightingales ($X^2 = 0.67$, $df = 1$, $P = 0.41$).

Parameters	X^2	df	P
Cirl bunting			
Agricultural type	0.76	1	0.38
Sex	1.29	1	0.26
Common blackbird			
Agricultural type	**5.34**	**1**	**0.02**
Sex	0.80	1	0.37
Common nightingale			
Agricultural type	**7.02**	**1**	**<0.01***
Sex	–	–	–
Dunnock			
Agricultural type	0.57	1	0.45
Sex	–	–	–
Eurasian blackcap			
Agricultural type	**7.07**	**1**	**<0.01**
Sex	0.84	1	0.36

blackcap mainly consumes flying insects, while both the dunnock and the common nightingale primarily feed on ground-dwelling insects (Bishton, 1986; Sottas et al., 2020). Additionally, the common nightingale may occasionally supplement its diet with berries at the end of the breeding season. These differences in diet and spatial ecology between species could therefore be at the root of different pesticide exposures, and this may explain the contamination loads found in each species. Indeed, according to some studies, contamination levels in birds appear to be closely aligned with those of their prey, suggesting that dietary exposure is a significant factor. Higher trophic level feeding, for example, can be associated with higher concentrations of contaminants, demonstrating trophic magnification (Liu et al., 2010). The five species also differ in the size of their home ranges during the breeding season. Therefore, we can assume that species with larger home ranges could be more contaminated by a greater diversity of compounds than species with smaller home ranges. As the common blackbird has the largest home range, estimated at 4.7 ha (Ferry et al., 1981), this hypothesis seemed a reliable explanation for its high number of compounds. However, this hypothesis cannot explain the high levels of contamination in cirl buntings, whose home ranges are small, estimated at around 0.2 ha (Stevens et al., 2002). The other three species have medium-sized home ranges: 0.13–1.9 ha for common nightingales (Collar and Christie, 2020); 1.4 ± 0.3 ha for Eurasian blackcaps (Morganti et al., 2017); and 1.53 ± 0.42 ha for dunnocks (Tuomenpuro, 1989). This also prevents us from explaining the very low contamination levels of Eurasian blackcaps.

Another, but not mutually exclusive, explanation could be physiological differences between species. Organisms eliminate contaminants in a variety of ways, including detoxification processes (i.e., oxidation, reduction, hydrolysis, synthesis, Smith, 2012). Metabolic pathways are species- and trace element-dependent, suggesting that they may vary depending on the pesticide compound present and the bird species (Cooper et al., 2017; Lucia et al., 2012). Indeed, the chemical properties of pesticides can influence their accumulation and elimination in avian bodies. For instance, highly lipophilic or volatile pesticides exhibit reduced biotransfer and biotransformation rates, resulting in limited accumulation in feathers and tissues (Katagi and Fujisawa, 2021; Li, 2023). Biotransformation rates also differ between individuals and bird species due to variations in metabolic enzyme activity, body size and feeding habits (Kuo et al., 2022). For example, the activity of an important enzyme in the defence against toxic chemicals (ethoxyresorufin-O-deethylase, EROD) shows interspecific variation in relation to the

migratory status and the diet of passerine species (Rainio et al., 2012). Migratory insectivorous birds showed higher EROD activity than granivorous species, suggesting that granivorous and resident birds may be more susceptible to environmental contaminants than insectivorous and migratory birds (Rainio et al., 2012). This could be a valuable hypothesis to explain the lower pesticide concentration in Eurasian blackcaps (insectivorous and partially migratory) and common nightingales (mostly insectivorous and migratory) than in cirl buntings (granivorous and non-migratory), dunnocks (insectivorous and non-migratory) and common blackbirds (mixed diet and non-migratory). It would therefore be valuable for a future study to quantify this enzyme in these five species in our study area, to assess their detoxification capacity.

In addition, the predominant classes of pesticides detected varied between bird species. Indeed, Eurasian blackcaps were found to be more contaminated by insecticides, while cirl buntings and common nightingales exhibited higher levels of both fungicides and herbicides. Dunnocks were more contaminated by herbicides than by other classes, and common blackbirds showed higher levels of fungicide contamination (Fig. 5). This differential exposure to herbicides, fungicides and insecticides may be due to different exposure patterns related to the ecology of the different species. To better understand these associations, future research should explore the relationship between avian ecological characteristics and pesticide contamination patterns, involving a broader range of species with diverse ecologies. Further analyses should be carried out to investigate how ecological traits can shape pesticide contamination patterns, for example, by categorizing more bird species according to their ecology. Additionally, assessing pesticide levels in environmental compartments (e.g., water, soil and air) and dietary resources (e.g., insects and seeds) at sampling sites would provide crucial insights into the main exposure routes for wild birds.

4.2. Birds as bioindicators of widespread and persistent contamination

The present study provides new insights into the contamination of birds in our study area and highlights the diversity and the high level of contamination in passerine birds in agricultural environments, with 57 compounds detected out of 104 searched (Fig. 2). This contamination can be compared with that in other studies based on the same agricultural environment (the ZAPVS) and using the same analytical method, even though the experimental designs differed. Montagu's harrier chicks (studied in their nests) were contaminated by 28 out of 104 searched compounds (Fuentes et al., 2024a, 2024c), and wild grey partridges (captured with landing nets) by 50 out of 94 (Bariod et al., 2024). Of the 94 compounds tested in common in the three bird taxa in our study area (grey partridges, Montagu's harriers, passerines), 14 compounds were detected in common (Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2024c). For example, epoxiconazole, a fungicide banned in France in 2019 and detected in all bird species, was also found in all other matrices tested in our study area: small mammals' hairs (Fritsch et al., 2022), rainwater, air (Décuq et al., 2022), soil and earthworms (Pelosi et al., 2021). As earthworms are part of the diet of some passerine species, they may be a route of exposure for some species. Eighteen compounds were detected in earthworms out of the 31 screened, including nine compounds shared with passerines (Pelosi et al., 2021). The pesticide quantification of all these matrices in the same study area, therefore, underlines the ubiquitous contamination of all environmental compartments and the potential role of passerines as bioindicators of the environmental contamination. We also found a significant effect of capture date on total pesticide concentrations, with a decrease in pesticide concentrations as the season progresses, regardless of the type of agriculture (Fig. 4). This decrease in pesticide load is likely due to a reduced exposure at the end of the breeding season, as pesticide applications fluctuate throughout the year (Larsen, 2019). This hypothesis is supported by pesticide quantifications in grass samples, which show higher contamination in spring, after spraying periods, and a subsequent decrease over the seasons (Linhart et al., 2021). This suggests therefore that bird contamination may follow similar seasonal patterns to environmental contamination, reinforcing their role as bioindicators.

In addition, of the 57 compounds detected in passerine birds, 14 have been banned for between 1 and 14 years. One hypothesis is that these compounds persist in the environment for longer than estimated. The persistence of pollutants is characterised by their dissipation half-life (DT50), which is the time required for the degradation of 50 % of an applied active compound in soils, under laboratory or field conditions. For example, the fenarimol, a fungicide banned in France and Europe in 2007 was detected in a few samples (3 common blackbirds), and has a DT50 of 74 days under field conditions (obtained from the Pesticide Properties Data-Base - PPDB, at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm, Lewis et al., 2016). Therefore, this compound is considered to be moderately persistent in soils; however, it has been detected in passerine birds 14 years after it was banned. Similarly, alachlor, a herbicide banned in France in 2008, was detected in 10 individuals and has a DT50 of 14 days under field conditions. This compound has therefore been quantified in passerine birds 13 years after its ban, raising questions about the persistence of these pesticides in biological or environmental matrices such as soil, water and plants. However, given that these products have been on the market for decades, available to both farmers and scientists, the fraudulent use of leftover products by farmers seems a more plausible explanation. Although it would be difficult and time-consuming in our region of 450 km^2 and 430 farms, farmer surveys could be essential to assess pesticide use (such as the list of compounds applied, application rates, number of applications, dates of application). Further analyses considering the DT50s of compounds applied by farmers and the quantification of pesticides in soils could provide valuable information to improve our understanding of the link between bird contamination and the persistence of compounds. Finally, once the applied compounds have been identified, their absorption patterns were crucial to consider. Indeed, pesticides differ in their ability to diffuse through biological membranes and reach the circulatory system, meaning that not all compounds have the same chance of being detected in blood samples. While real absorption patterns are difficult to determine, incorporating parameters such as the octanol-water partition coefficient (provided for each compound in Table S1) can be useful. This coefficient reflects the relationship between lipophilicity and hydrophilicity and could be used to evaluate a compound's bioaccumulative tendencies, thereby improving our understanding of absorption and bird contamination patterns.

4.3. Effects of organic farming

Birds caught in organic farming are as likely to be contaminated with at least one compound as those caught in conventional farming (84.93 % and 83.95 % of the bird population, respectively), and they are contaminated with a similar number of pesticides (3.58 $\pm$ 3.21 compounds on average in organic sites and 3.34 $\pm$ 2.92 compounds on average in conventional sites). Several hypotheses could be proposed to explain why birds caught in organic areas are as contaminated as birds caught in conventional areas. Firstly, the contamination could be ubiquitous, including in organic farming environments. Pesticides applied to conventional crops can be found in surrounding environments such as organic crops through rainwater run-off (Chen et al., 2019) or spray drift (thermal drift, vapour drift, and droplet drift, Lazzaro et al., 2008). Birds may be even more exposed in hedgerows adjacent to crops because hedgerows intercept and concentrate spray drift (Lazzaro et al., 2008; Otto et al., 2009). This hypothesis is highly likely, as pesticides have been detected in rainwater and air in our study area (Décuq et al., 2022). Other studies in the same study area also showed no differences in pesticide exposure between organic and conventional farming in other biological matrices (earthworms (Pelosi et al., 2022), small mammals (Fritsch et al., 2022)). This hypothesis may be strengthened by our experimental design, as the selected hedgerows are not exclusively surrounded by organic farming (Fig. 1). Only one of the organic sites

consists of 100 % organic crops in the 250m buffer; the other organic sites are between 73.95 % and 95.16 % organic. Birds captured at these sites therefore have some conventional crops in their home range where they may be contaminated by pesticides. Furthermore, although passerines are generally not highly mobile and their territories typically cover between 0.2 and 8 ha (equivalent to a radial extent of 25–180 m from the nest), we cannot completely exclude the possibility that some individuals may move beyond the 250-m radius. Finally, we cannot exclude the persistence of some compounds in the soil, with the presence of some residues long after their supposed degradation and at high concentrations (Froger et al., 2023; Pelosi et al., 2021). For example, azoxystrobin (a fungicide used on many crops) found in almost all cirl buntings, is considered to be persistent in the environment with a DT50 under field conditions of about 181 days (obtained from the Pesticide Properties Data-Base - PPDB, at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm, Lewis et al., 2016).

For total concentrations, we found no difference in pesticide contamination between males and females. This result is consistent with some studies reporting no significant differences in pesticide contamination levels between male and female birds (Bishop et al., 1998; Fuentes et al., 2024a; Richardson et al., 1998), while others highlight potential sex differences in pesticide exposure (Erikstad et al., 2013; Quadri-Adrogué et al., 2021). Nevertheless, total risk quotients seemed to be lower in organic farming than in conventional farming for Eurasian blackcaps and our results highlight a significant effect of agricultural practices on the total pesticide concentration for three bird species. Indeed, common blackbirds and Eurasian blackcaps showed a lower total concentration of pesticide residues in organic farming than in conventional farming (a decrease of 55 % and 90 %, respectively, for common blackbirds and Eurasian blackcaps). Even though these two species have a similar number of compounds, the concentration of these compounds can be reduced by diluting exposure through dermal absorption or by the ingestion of contaminated food (insects, seeds, fruits). It could therefore be interesting in future research to assess the concentration of pesticides in environmental matrices at each site of capture (e.g., insects, seeds, water and soil). Birds caught in organic farming may also benefit from a higher quality diet, e.g., richer in carotenoids, which could be used for pesticide detoxification and reduce their pesticide loads (Møller et al., 2000). However, a contrasted pattern was found in common nightingales, with lower concentrations in conventional farming. This finding is probably an artefact, as only one individual caught in organic farming had a concentration 8 times higher than the maximum concentration found in birds caught in conventional farming. When this individual was removed from the analysis, there was no difference in pesticide concentration between organic and conventional farming. It is therefore likely that common nightingales from organic and conventional farming ultimately had the same pesticide concentrations, except for a single individual (out of 31) with an extreme value.

5. Conclusions

In summary, this study provides clear evidence of the widespread and realistic pesticide contamination of non-target wildlife. Our findings highlight the environmental persistence of banned compounds and the pervasive nature of contamination across agricultural landscapes, despite the modest mitigating effect of organic farming. Notably, while organic farming accounted for around 18 % of the cultivated area at our study site (almost twice the national average in France), this did not lead to an important reduction in pesticide contamination. This emphasises the need to scale up organic farming. These results underline the importance of considering the year of conversion when evaluating the efficacy of organic farming. Future research should therefore investigate how the length of time since conversion to organic farming influences contamination levels. Within the "One Health" framework, which links the environmental, animal, and human health (Destoumieux-Garzón et al., 2018; Giraudoux, 2023), passerine birds could be used as indicators of human exposure to pesticides. Assessing the effects of pesticide contamination on avian life-history traits, such as morphological, physiological, and behavioural parameters will be essential to better investigate the health implications of pesticide exposure and its potential risks to humans.

CRediT authorship contribution statement

Audrey Bailly: Writing – review & editing, Writing – original draft, Methodology, Investigation, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **Karine Monceau:** Writing – review & editing, Supervision, Methodology, Investigation, Funding acquisition, Formal analysis, Data curation, Conceptualization. **Vincent Bretagnolle:** Writing – review & editing, Methodology, Conceptualization. **Anaïs Rodrigues:** Methodology, Formal analysis, Data curation. **Maurice Millet:** Methodology, Formal analysis, Data curation. **Jérôme Moreau:** Writing – review & editing, Supervision, Methodology, Investigation, Funding acquisition, Formal analysis, Data curation, Conceptualization.

Research ethics

All experiments complied with French regulations on animal experimentation.

Funding

This work was supported by La Rochelle Université, the French National Centre of Scientific Research (CNRS), and the French National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment (INRAE). Action under Ecophyto II + plan, led by the Ministries of Agriculture, Ecology, Health and Research, with financial support of the French Office for Biodiversity. This study was funded by several projects: BIRDPEST funded by RECOTOX 2019, ACI funded by La Rochelle Université, AgriBioBird funded by OSU Theta ISITE-BFC, ANR JCJC PestiStress (#19-CE34-0003-01), ANR Phytobird (#24-CE34-1471-01) and the BioBird project funded by the Nouvelle-Aquitaine Region.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We would like to thank all the farmers who gave us free access to their fields, as well as field assistants who helped in the data collection in 2021. We are also grateful to the Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing for the official capture authorizations (DREAL/2019D/2323). We also thank INRAE (Metaprogram Metabio) and NOV'LAND project (AAPR2021A-2021–12255510) from the Nouvelle-Aquitaine Regional Council who support Audrey Bailly, and we are grateful to Sabrina Gaba for funding acquisition.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389.

Data availability

Data will be made available on request.

References

Addy-Orduna, L.M., Brodeur, J.C., Mateo, R., 2019. Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: a contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. Sci. Total Environ. 650, 1216–1223. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.112.

Anderson, M.J., Valdiviezo, A., Conway, M.H., Farrell, C., Andringa, R.K., Janik, A., Chiu, W.A., Rusyn, I., Hamer, S.A., 2023. Imidacloprid exposure is detectable in over one third of wild bird samples from diverse Texas ecoregions. Sci. Total Environ. 876, 162723. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162723.

Angelier, F., Prouteau, L., Brischoux, F., Chastel, O., Devier, M.-H., Le Menach, K., Martin, S., Mohring, B., Pardon, P., Budzinski, H., 2023. High contamination of a sentinel vertebrate species by azoles in vineyards: a study of common blackbirds (Turdus merula) in multiple habitats in Western France. Environ. Pollut. 316, 120655. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120655.

Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., Pulido, F., 2017. The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. Eur. J. Wildl. Res. 63, 26. https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9.

Bariod, L., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Pays, O., Monceau, K., Moreau, J., 2024. Comparison of pesticide contamination between captive-reared and wild grey partridges: insights into environmental exposure disparities. Environ. Sci. Pollut. Res. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34925-z.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. J. Stat. Software 67. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01.

Bavec, M., Bavec, F., 2015. Impact of organic farming on biodiversity. In: Lo, Y.-H., Blanco, J.A., Roy, S. (Eds.), Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. InTech. https://doi.org/10.5772/58974.

Bean, T.G., Gross, M.S., Karouna-Renier, N.K., Henry, P.F.P., Schultz, S.L., Hladik, M.L., Kuivila, K.M., Rattner, B.A., 2019. Toxicokinetics of imidacloprid-coated wheat seeds in Japanese Quail (*Coturnix japonica*) and an evaluation of hazard. Environ. Sci. Technol. 53, 3888–3897. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07062.

Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L., 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. AMBIO A J. Hum. Environ. 34, 582–588. https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.582.

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. J. Appl. Ecol. 42, 261–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x.

Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. J. Roy. Stat. Soc. B 57, 289–300. https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x.

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends Ecol. Evol. 18, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9.

Bishop, C.A., Van Der Kraak, G.J., Ng, P., Smits, J.E.G., Hontela, A., 1998. Health of tree swallows (*Tachycineta Bicolor*) nesting in pesticide-sprayed apple orchards in Ontario, Canada. II. Sex and thyroid hormone concentrations and testes development. J. Toxicol. Environ. Health, Part A 55, 561–581. https://doi.org/10.1080/009841098158250.

Bishton, G., 1986. The diet and foraging behaviour of the Dunnock *Prunella modularis* in a hedgerow habitat. Ibis 128, 526–539. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1986.tb02704.x.

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. Basic Appl. Ecol. 2, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073.

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. Sci. Total Environ. 627, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142.

Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. https://doi.org/10.1101/132753.

Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Delettre, Y., 2010. Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agric. Ecosyst. Environ. 138, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.011.

Byholm, P., Mäkeläinen, S., Santangeli, A., Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (*Pernis apivorus*). Sci. Total Environ. 639, 929–933. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185.

Chamberlain, D.E., Hatchwell, B.J., Perrins, C.M., 1999. Importance of feeding ecology to the reproductive success of blackbirds *Turdus merula* nesting in rural habitats. Ibis 141, 415–427. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1999.tb04410.x.

Chamberlain, D.E., Joys, A., Johnson, P.J., Norton, L., Feber, R.E., Fuller, R.J., 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? Biol. Lett. 6, 82–84. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0643.

Chen, C., Guo, W., Ngo, H.H., 2019. Pesticides in stormwater runoff—A mini review. Front. Environ. Sci. Eng. 13, 72. https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3.

Collar, N., Christie, D., 2020. Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comnig1.01.

Cooper, Z., Bringolf, R., Cooper, R., Loftis, K., Bryan, A.L., Martin, J.A., 2017. Heavy metal bioaccumulation in two passerines with differing migration strategies. Sci. Total Environ. 592, 25–32. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.055.

Décuq, C., Bourdat-Deschamps, M., Benoit, P., Bertrand, C., Benabdallah, R., Esnault, B., Durand, B., Loubet, B., Fritsch, C., Pelosi, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bedos, C., 2022. A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. Sci. Total Environ. 823, 153582. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153582.

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., 2015. Fitdistrplus: an *R* package for fitting distributions. J. Stat. Software 64. https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04.

Destoumieux-Garzón, D., Mavingui, P., Boetsch, G., Boissier, J., Darriet, F., Duboz, P., Fritsch, C., Giraudoux, P., Le Roux, F., Morand, S., Paillard, C., Pontier, D., Sueur, C., Voituron, Y., 2018. The one health concept: 10 years old and a long road ahead. Front. Vet. Sci. 5, 14. https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00014.

Driver, C.J., Drown, D.B., Ligotke, M.W., Van Voris, P., McVeety, B.D., Greenspan, B.J., 1991. Routes of uptake and their relative contribution to the toxicologic response of Northern bobwhite (*Colinus virginianus*) to an organophosphate pesticide. Environ. Toxicol. Chem. 10, 21–33. https://doi.org/10.1002/etc.5620100104.

Erikstad, K.E., Sandvik, H., Reiertsen, T.K., Bustnes, J.O., Strøm, H., 2013. Persistent organic pollution in a high-Arctic top predator: sex-dependent thresholds in adult survival. Proc. R. Soc. A B. 280, 20131483. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1483.

Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., Jaspers, V.L. B., Krone, O., Duke, G., Helander, B., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use? Ecotoxicology 25, 777–801. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8.

Evans, A.D., Smith, K.W., Buckingham, D.L., Evans, J., 1997. Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in England. Bird Study 44, 66–79. https://doi.org/10.1080/00063659709461039.

FAO, 2024. Pesticides use and trade – 1990–2022. FAOSTAT Anal. Brief 89. https://doi.org/10.4060/cd1486en. Rome.

Ferry, C., Frochot, B., Leruth, Y., 1981. Territory and home range of the blackcap (*Sylvia atricapilla*) and some other passerines, assessed and compared by mapping and capture-recapture. Stud. Avian Biol. 6.

Fischer, C., Flohre, A., Clement, L.W., Batáry, P., Weisser, W.W., Tscharntke, T., Thies, C., 2011. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. Agric. Ecosyst. Environ. 141, 119–125. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.021.

Fossi, M.C., Massi, A., Lari, L., Marsili, L., Focardi, S., Leonzio, C., Renzoni, A., 1995. Interspecies differences in mixed function oxidase activity in birds: relationship between feeding habits, detoxication activities and organochlorine accumulation. Environ. Pollut. 90, 15–24. https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00098-X.

Foudoulakis, M., Balaskas, C., Csato, A., Szentes, C., Arapis, G., 2013. Japanese quail acute exposure to methamidophos: experimental design, lethal, sub-lethal effects and cholinesterase biochemical and histochemical expression. Sci. Total Environ. 450–451, 334–347. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.066.

Fox, J., Weisberg, S., 2019. An R Companion to Applied Regression, third ed. Sage Publications, Thousand Oaks CA.

Fritsch, C., Appenzeller, B., Burkart, L., Coeurdassier, M., Scheifler, R., Raoul, F., Driget, V., Powolny, T., Gagnaison, C., Rieffel, D., Afonso, E., Goydadin, A.-C., Hardy, E.M., Palazzi, P., Schaeffer, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bertrand, C., Pelosi, C., 2022. Pervasive exposure of wild small mammals to legacy and currently used pesticide mixtures in arable landscapes. Sci. Rep. 12, 15904. https://doi.org/10.1038/s41598-022-19959-y.

Froger, C., Jolivet, C., Budzinski, H., Pierdet, M., Caria, G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Bispo, A., 2023. Pesticide residues in French soils: occurrence, risks, and persistence. Environ. Sci. Technol. 57, 7818–7827. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591.

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023. Neonicotinoids: still present in farmland birds despite their ban. Chemosphere 321, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091.

Fuentes, E., Moreau, J., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024a. Pesticide contamination patterns in Montagu's harrier (Circus pygargus) chicks. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3797663/v1.

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024b. Organic farming reduces pesticide load in a bird of prey. Sci. Total Environ. 930, 172778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172778.

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024c. First evidence of age-dependent decreases in non-persistent pesticide mixtures in nestlings of a farmland raptor. Environ. Res. 263, 120179. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120179.

Gabriel, D., Tscharntke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agric. Ecosyst. Environ. 118, 43–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005.

Gaffard, A., Loiseau, C., Bretagnolle, V., Pays, O., Moreau, J., 2022a. Sublethal effects of pesticide residues differ between strains of captive grey partridge: consequences in terms of rearing conditions. Appl. Anim. Behav. Sci. 257, 105791. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105791.

Gaffard, A., Pays, O., Monceau, K., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., 2022b. Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. Environ. Pollut. 312, 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005.

Gandara, L., Jacoby, R., Laurent, F., Spatuzzi, M., Vlachopoulos, N., Borst, N.O., Ekmen, G., Potel, C.M., Garrido-Rodriguez, M., Böhmert, A.L., Misunou, N., Bartmanski, B.J., Li, X.C., Kutra, D., Hériché, J.-K., Tischer, C., Zimmermann-Kogadeeva, M., Ingham, V., Savitski, M.M., Masson, J.-B., Zimmermann, M., Crocker, J., 2024. Pervasive sublethal effects of agrochemicals as contributing factors to insect decline. https://doi.org/10.1101/2024.01.12.575373.

Geissen, V., Silva, V., Lwanga, E.H., Beriot, N., Oostindie, K., Bin, Z., Pyne, E., Busink, S., Zomer, P., Mol, H., Ritsema, C.J., 2021. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe – legacy of the past and turning point for the future. Environ. Pollut. 278, 116827. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827.

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. Agric. Ecosyst. Environ. 189, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033.

Giraudoux, P., 2023. One health (une seule santé) : concept nouveau en maturation ou vieille histoire. Bull. Acad. Vét. France 176. https://doi.org/10.3406/bavf.2023.71063.

Grabovska, T., Lavrov, V., Rozputnii, O., Grabovskyi, M., Mazur, T., Polishchuk, Z., Prisjazhnjuk, N., Bogatyr, L., 2020. Effect of organic farming on insect diversity. Ukr. J. Ecol. 10, 96–101. https://doi.org/10.15421/2020_174.

Gross, M.S., Bean, T.G., Hladik, M.L., Rattner, B.A., Kuivila, K.M., 2020. Uptake, metabolism, and elimination of fungicides from coated wheat seeds in Japanese quail (*Coturnix japonica*). J. Agric. Food Chem. 68, 1514–1524. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b05668.

Hartig, F., 2022. DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (Multi-Level/Mixed) regression models. R package version 0.4.6. https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa.

Holt, C.A., Fraser, K.H., Bull, A.J., Dolman, P.M., 2012. Habitat use by nightingales in a scrub–woodland mosaic in central England. Bird Study 59, 416–425. https://doi.org/10.1080/00063657.2012.722191.

Hudson, R.H., Haegele, M.A., Tucker, R.K., 1979. Acute oral and percutaneous toxicity of pesticides to mallards: correlations with mammalian toxicity data. Toxicol. Appl. Pharmacol. 47, 451–460. https://doi.org/10.1016/0041-008X(79)90515-5.

Humann-Guilleminot, S., Tassin de Montaigu, C., Sire, J., Grünig, S., Gning, O., Glauser, G., Vallat, A., Helfenstein, F., 2019a. A sublethal dose of the neonicotinoid insecticide acetamiprid reduces sperm density in a songbird. Environ. Res. 177, 108589. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108589.

Humann-Guilleminot, S., Clément, S., Desprat, J., Binkowski, Ł.J., Glauser, G., Helfenstein, F., 2019b. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. Sci. Total Environ. 660, 1091–1097. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068.

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J., Jenni, L., Hilke, G., Glauser, G., Helfenstein, F., 2019c. A nation-wide survey of neonicotinoid insecticides in agricultural land with implications for agri-environment schemes. J. Appl. Ecol. 56, 1502–1514. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13392.

Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., Tiainen, J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. Agric. Ecosyst. Environ. 97, 131–149. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00117-8.

Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P., Gaston, K.J., 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. Ecol. Lett. 18, 28–36. https://doi.org/10.1111/ele.12387.

Jiménez-Peñuela, J., Santamaría-Cervantes, C., Fernández-Vizcaíno, E., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E., 2025. Integrating adverse effects of triazole fungicides on reproduction and physiology of farmland birds. J. Avian Biol. 2025, e03313. https://doi.org/10.1111/jav.03313.

Katagi, T., Fujisawa, T., 2021. Acute toxicity and metabolism of pesticides in birds. J. Pestic. Sci. 46, 305–321. https://doi.org/10.1584/jpestics.D21-028.

Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in northern Japan. Sci. Rep. 6, 34210. https://doi.org/10.1038/srep34210.

Kumstátová, T., Brinke, T., Tomková, S., Fuchs, R., Petrusek, A., 2004. Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. J. Ornithol. 145, 334–342. https://doi.org/10.1007/s10336-004-0048-3.

Kuo, D.T.F., Rattner, B.A., Marteinson, S.C., Letcher, R., Fernie, K.J., Treu, G., Deutsch, M., Johnson, M.S., Deglin, S., Embry, M., 2022. A critical review of bioaccumulation and biotransformation of organic chemicals in birds. Rev. Environ. Contam. 260, 6. https://doi.org/10.1007/s44169-021-00007-1.

Larsen Patton, M., Martin, E.A.,, A.E., 2019. High highs and low lows: elucidating striking seasonal variability in pesticide use and its environmental implications. Sci. Total Environ. 651, 828–837. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.206.

Lazzaro, L., Otto, S., Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: evaluation and modelling of the effects. Agric. Ecosyst. Environ. 123, 317–327. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.009.

Lennon, R.J., Shore, R.F., Pereira, M.G., Peach, W.J., Dunn, J.C., Arnold, K.E., Brown, C. D., 2020. High prevalence of the neonicotinoid clothianidin in liver and plasma samples collected from gamebirds during autumn sowing. Sci. Total Environ. 742, 140493. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140493.

Lenth, R.V., 2017. Emmeans: estimated marginal means, aka least-squares means. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.emmeans.

Lewis, K.A., Tzilivakis, John, Warner, Douglas J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. Hum. Ecol. Risk Assess. 22, 1050–1064. https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242.

Li, Z., 2023. Improved physiologically based kinetic (PBK) matrix for biotransfer modeling of pesticides in birds: the role of feather dynamics. Comput. Toxicol. 26, 100268. https://doi.org/10.1016/j.comtox.2023.100268.

Linhart, C., Panzacchi, S., Belpoggi, F., Clausing, P., Zaller, J.G., Hertoge, K., 2021. Year-round pesticide contamination of public sites near intensively managed agricultural areas in South Tyrol. Environ. Sci. Eur. 33, 1. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00446-y.

Liu, J., Chen, D., He, M.-J., Luo, X., Chen, S., Zhang, X., Yu, L., Mai, B., 2010. Tetrabromobisphenol-A and hexabromocyclododecane in birds from an e-waste region in South China: influence of diet on diastereoisomer- and enantiomer-specific distribution and trophodynamics. Environ. Sci. Technol. 44 (15), 5748–5754. https://doi.org/10.1021/es101503r.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology 22, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2015a. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environ. Res. 136, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Blas, E.G., Camarero, P.R., Mougeot, F., Mateo, R., 2015b. Adverse effects of thiram-treated seed ingestion on the reproductive performance and the offspring immune function of the red-legged partridge: effects of thiram-coated seed ingestion. Environ. Toxicol. Chem. 34, 1320–1329. https://doi.org/10.1002/etc.2925.

Lopez-Antia, A., Feliu, J., Camarero, P.R., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. J. Appl. Ecol. 53, 1373–1381. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12668.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Camarero, P.R., Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. Environ. Pollut. 243, 418–426. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078.

Lucia, M., Bocher, P., Cosson, R.P., Churlaud, C., Bustamante, P., 2012. Evidence of species-specific detoxification processes for trace elements in shorebirds. Ecotoxicology 21, 2349–2362. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0991-3.

Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. Agric. Ecosyst. Environ. 288, 106698. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698.

Mauser, K.M., Wolfram, J., Spaak, J.W., Honert, C., Brühl, C.A., 2025. Current-use pesticides in vegetation, topsoil and water reveal contaminated landscapes of the Upper Rhine Valley, Germany. Commun. Earth Environ. 6, 166. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02118-2.

McKenzie, A.J., Whittingham, M.J., 2009. Why are birds more abundant on organic farms. J. Food Agric. Environ. 7, 807–814.

Millot, F., Decors, A., Mastain, O., Quintaine, T., Berny, P., Vey, D., Lasseur, R., Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. Environ. Sci. Pollut. Res. 24, 5469–5485. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y.

Mineau, P., 2011. Barking up the wrong perch: why we should stop ignoring non dietary routes of pesticide exposure in birds. Integrated Environ. Assess. Manag. 7, 297–299. https://doi.org/10.1002/ieam.174.

Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F.B., 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. Res. J. Environ. Toxicol. 5, 81–96. https://doi.org/10.3923/rjet.2011.81.96.

Mo, L., Zheng, X., Sun, Y., Yu, L., Luo, X., Xu, X., Qin, X., Gao, Y., Mai, B., 2018. Selection of passerine birds as bio-sentinel of persistent organic pollutants in terrestrial environment. Sci. Total Environ. 633, 1237–1244. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.311.

Møller, A.P., Biard, C., Houston, D.C., Ninni, P., Saino, N., Surai, P.F., 2000. Carotenoid-dependent signals: indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? Avian Poultry Biol. Rev. 11 (3), 137–160.

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M., Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. Environ. Pollut. 278, 116851. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851.

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022a. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. Environ. Monit. Assess. 194, 790. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0.

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022b. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 336, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034.

Moreno-Mosquera, E.A., Drechsler, R.M., Monrós, J.S., 2021. The effect of vegetation structure on seasonal density of Sylvia warblers in the eastern Iberian Peninsula. Bird Study 68, 112–121. https://doi.org/10.1080/00063657.2021.1970712.

Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J.I., Ramirez, Á., Caffi, M., Pulido, F., 2017. How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. Anim. Behav. 123, 293–304. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.021.

Oliveira, A.G., Telles, L.F., Hess, R.A., Mahecha, G.A.B., Oliveira, C.A., 2007. Effects of the herbicide roundup on the epididymal region of drakes Anas platyrhynchos. Reprod. Toxicol. 23, 182–191. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2006.11.004.

Otto, S., Lazzaro, L., Finizio, A., Zanin, G., 2009. Estimating ecotoxicological effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. Environ. Toxicol. Chem. 28, 853–863. https://doi.org/10.1897/08-260R.1.

Pelosi, C., Bertrand, C., Bretagnolle, V., Coeurdassier, M., Delhomme, O., Deschamps, M., Gaba, S., Millet, M., Nélieu, S., Fritsch, C., 2022. Glyphosate, AMPA and glufosinate in soils and earthworms in a French arable landscape. Chemosphere 301, 134672. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134672.

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat? Agric. Ecosyst. Environ. 305, 107167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167.

Pfiffner, L., Häring, A.M., Dabbert, S., Stolze, M., Piorr, A., 2001. Contributions of organic farming to a sustainable environment. In: Organic Food and Farming. Towards Partnership and Action in Europe. 10-11 May 2001, Copenhagen, Denmark. Dänish Ministry for Food, Agriculture and Fisheries, pp. 115–123.

Poliserpi, M.B., Cristos, D.S., Brodeur, J.C., 2021. Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: a weight-of-evidence analysis using data from the grayish baywing *Agelaioides badius*. Sci. Total Environ. 763, 142957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957.

Prouteau, L., Dévier, M.-H., Angelier, F., Chastel, O., Brischoux, F., Pardon, P., Menach, K.L., Budzinski, H., 2025. Biomonitoring of azole fungicides in free-living blackbird plasma using on-line solid-phase extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry (SPE HPLC-MS/MS). J. Chromatogr. A 1748, 465725. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2025.465725.

Quadri-Adrogué, A., Seco Pon, J.P., García, G.O., Castano, M.V., Copello, S., Favero, M., Beatriz Miglioranza, K.S., 2021. Chlorpyrifos and persistent organic pollutants in feathers of the near threatened Olrog's Gull in southeastern Buenos Aires Province, Argentina. Environ. Pollut. 272, 115918. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115918.

R Core Team, 2022. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Rainio, M.J., Kanerva, M., Wahlberg, N., Nikinmaa, M., Eeva, T., 2012. Variation of basal EROD activities in ten passerine bird species – relationships with diet and migration status. PLoS One 7, e33926. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033926.

Richardson, H.B., Klemens, J.A., Harper, R.G., Frick, J.A., Capparella, A.P., 1998. Patterns of organochlorine pesticide contamination in neotropical migrant passerines. Presented at the John Wesley Powell Student Research Conference. Illinois Wesleyan University.

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Vořísek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120.

Rodrigues, A., Gaffard, A., Moreau, J., Monceau, K., Delhomme, O., Millet, M., 2023. Analytical development for the assessment of pesticide contaminations in blood and plasma of wild birds: the case of grey partridges (*Perdix perdix*). J. Chromatogr. A 1687, 463681. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463681.

Rundlöf, M., Edlund, M., Smith, H.G., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. Ecography 33, 514–522. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05938.x.

Sánchez-Bayo, F., 2011. Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. Ecol. Impact Toxic. Chem. 63.

Shahpoury, P., Hageman, K.J., Matthaei, C.D., Magbanua, F.S., 2013. Chlorinated pesticides in stream sediments from organic, integrated and conventional farms. Environ. Pollut. 181, 219–225. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.035.

Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å., Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. Oecologia 162, 1071–1079. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1588-2.

Smith, J.N., 2012. Comparative biochemistry of detoxification. In: Comparative Biochemistry: a Comprehensive Treatise. Academic Press, p. 403.

Sottas, C., Reif, J., Kreisinger, J., Schmiedová, L., Sam, K., Osiejuk, T.S., Reifová, R., 2020. Tracing the early steps of competition-driven eco-morphological divergence in two sister species of passerines. Evol. Ecol. 34, 501–524. https://doi.org/10.1007/s10682-020-10050-4.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. Agric. Ecosyst. Environ. 254, 244–254. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028.

Stevens, D.K., Donald, P.F., Evans, A.D., Buckingham, D.L., Evans, J., 2002. Territory distribution and foraging patterns of cirl buntings (*Emberiza cirlus*) breeding in the UK. Biol. Conserv. 107, 307–313. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00069-1.

Török, J., Ludvig, É., 1988. Seasonal changes in foraging strategies of nesting blackbirds (*Turdus merula*). Behav. Ecol. Sociobiol. 22, 329–333. https://doi.org/10.1007/BF00295101.

Tuomenpuro, J., 1989. Habitat preferences and territory size of the Dunnock *Prunella modularis* in southern Finland. Ornis Fenn. 66, 133–141.

Van Mansvelt, J.D., Stobbelaar, D.J., Hendriks, K., 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. Landsc. Urban Plann. 41, 209–227. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00060-7.

Vangestel, C., Braeckman, B.P., Matheve, H., Lens, L., 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). Biol. J. Linn. Soc. 101, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x.

Villiot, A., Chrétien, E., Drab-Sommesous, E., Rivière, E., Chakir, A., Roth, E., 2018. Temporal and seasonal variation of atmospheric concentrations of currently used pesticides in Champagne in the centre of reims from 2012 to 2015. Atmos. Environ. 174, 82–91. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.046.

Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L.P., Hu, Y.-Q., Xin, F., Goulson, D., Woodcock, B. A., Vanbergen, A.J., Spurgeon, D.J., Shen, S., Scherber, C., 2025. Pesticides have negative effects on non-target organisms. Nat. Commun. 16, 1360. https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x.

Wilby, A., Thomas, M.B., 2002. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. Ecol. Lett. 5, 353–360. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00331.x.

Wintermantel, D., Odoux, J.-F., Decourtye, A., Henry, M., Allier, F., Bretagnolle, V., 2020. Neonicotinoid-induced mortality risk for bees foraging on oilseed rape nectar persists despite EU moratorium. Sci. Total Environ. 704, 135400. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135400.

Yu, L.-H., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Zeng, Y.-H., Zheng, X.-B., Wu, J.-P., Yu, Y.-J., Mai, B.-X., 2014. Organohalogen contamination in passerine birds from three metropolises in China: geographical variation and its implication for anthropogenic effects on urban environments. Environ. Pollut. 188, 118–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.023.

Supplementary Information

Table S1. This table shows the characteristics of the 104 pesticides screened in passerine birds' blood samples, arranged alphabetically by pesticide class. The laboratory species used for the bird LD50 were: *Colinus virginianus*, *Coturnix. c. japonica*, *Anas platyrhynchos*, *Phasianus sp.*, *Serinus canaria*. The LD50, the soil degradation DT50 (typical of field) and the log-transformed octanol-water partition coefficient (at pH 7, 20°C) were obtained from the Pesticide Properties Data-Base – PPDB (https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm). Two analytical methods were employed: liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (LC/MSMS) for the least volatile compounds and automated thermal desorption gas chromatography coupled with tandem mass spectrometry (ATD-GC/MSMS) for the most volatile compounds. The limits of detection (LODs) and quantification (LOQs) are provided for each compound. The presence of each compound in at least one individual is indicated in the final column ("yes" means that the compound was detected at least once and "no" means that the compound was not detected at all). * may be authorized at national level under different legislation.

Compound name	Approval in Europe	Prohibition year in Europe / France	Bird LD50 ($mg.kg^{-1}$)	DT50 (days)	Log octanol-water partition coef.	Analytical method	LOD ($mg.kg^{-1}$)	LOQ ($mg.kg^{-1}$)	Detected
FUNGICIDES									
Azoxystrobin	Approved	-	>2000	180.7	2.5	ATD-GC/MSMS	0,000750	0,002500	yes
Boscalid	Approved	-	>2000	254	2.96	ATD-GC/MSMS	0,000484	0,001613	yes
Bupirimate	Approved	-	>10000	34	3.68	ATD-GC/MSMS	0,022556	0,075188	yes
Carbendazim	Disapproved	2016 / 2009	>2250	22	1.48	LC/MSMS	0,004200	0,014000	yes
Cyproconazole	Approved	-	94	129	3.09	ATD-GC/MSMS	0,019182	0,063939	yes
Cyprodinil	Approved	-	>500	45	4.0	ATD-GC/MSMS	0,001089	0,003628	yes
Difenoconazole	Approved	-	>2150	91.8	4.36	ATD-GC/MSMS	0,035885	0,119617	no
Dimethomorph	Approved	-	>2000	44	2.68	ATD-GC/MSMS	0,007246	0,024155	yes
Dimoxystrobine	Approved	-	>2000	22.9	3.59	ATD-GC/MSMS	0,003846	0,012821	no
Diphenylamine	Disapproved	2012 / 2012	>2250	NA	3.82	ATD-GC/MSMS	0,001293	0,004310	yes
Epoxiconazole	Disapproved	2020 / 2019	>2000	97.7	3.3	LC/MSMS	0,002727	0,009091	yes
Etridiazole	Approved	-	560	20	3.37	ATD-GC/MSMS	0,187500	0,625000	no
Fenarimol	Disapproved	2007 / 2007	>2000	74	3.69	ATD-GC/MSMS	0,000517	0,001724	yes
Fenpropidin	Approved	-	1899	49.2	2.9	ATD-GC/MSMS	0,007500	0,025000	no

Fenpropimorph	Disapproved	2019 / -	>2000	25.5	4.5	ATD-GC/MSMS	0,002778	0,009259	yes
Fludioxonil	Approved	-	>2000	16	4.12	ATD-GC/MSMS	0,037000	0,379000	no
Flusilazole	Disapproved	2013 / -	>1590	94	3.87	ATD-GC/MSMS	0,014423	0,048077	yes
Folpet	Approved	-	>2510	3	3.11	ATD-GC/MSMS	0,050000	0,166667	no
Isopyrazam	Approved	-	>2000	72	4.25	LC/MSMS	0,011297	0,037656	yes
Kresoxim-methyl	Approved	-	>2150	1.0	3.4	ATD-GC/MSMS	0,018750	0,062500	yes
Metalaxyl-M	Approved	-	981	14.1	1.71	LC/MSMS	0,000252	0,000840	yes
Myclobutanil	Approved	-	510	35	2.89	ATD-GC/MSMS	0,021429	0,071429	yes
Penconazole	Approved	-	>1590	89.7	3.72	ATD-GC/MSMS	0,011592	0,038640	yes
Prochloraz	Approved	-	662	68.8	3.5	ATD-GC/MSMS	0,017045	0,056818	yes
Procymidone	Disapproved	2008 / -	>4092	208.3	3.3	ATD-GC/MSMS	0,016393	0,054645	yes
Propiconazole	Disapproved	2018 / 2019	>2510	35.2	3.72	ATD-GC/MSMS	0,001000	0,003333	yes
Pyraclostrobin	Approved	-	>2000	33.3	3.99	LC/MSMS	0,011297	0,037656	yes
Pyrimethanil	Approved	-	>2000	31.4	2.84	ATD-GC/MSMS	0,150000	0,500000	yes
Quinoxyfen	Disapproved	2020 / 2019	>2250	169.3	5.1	ATD-GC/MSMS	0,004839	0,016129	yes
Spiroxamine	Approved	-	565	52.4	2.89	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	no
Tebuconazole	Approved	-	1988	47.1	3.7	ATD-GC/MSMS	0,006757	0,022523	yes
Tetraconazole	Approved	-	132	430	3.56	ATD-GC/MSMS	0,027273	0,090909	no
Tolylfluanid	Disapproved	2010 / -	>2000	6	3.9	ATD-GC/MSMS	0,007500	0,025000	no
Triadimenol	Disapproved	2019 / -	>2000	36.5	3.18	ATD-GC/MSMS	0,052632	0,175439	no
Trifloxystrobine	Approved	-	>2000	1.69	4.5	ATD-GC/MSMS	0,039474	0,131579	yes
Zoxamide	Approved	-	>2000	6	3.76	ATD-GC/MSMS	0,024351	0,081169	yes
HERBICIDES									
2,4-D	Approved	-	>500	28.8	-0.82	ATD-GC/MSMS	0,011538	0,038462	no
2,4-MCPA	Approved	-	377	25	-0.81	ATD-GC/MSMS	0,157895	0,526316	no
Acetochlor	Disapproved	2013 / 2013	928	12.1	4.14	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	no
Aclonifen	Approved	-	>2000	80.4	4.37	ATD-GC/MSMS	0,044118	0,147059	yes
Alachlor	Disapproved	2006 / 2008	1536	14	3.09	ATD-GC/MSMS	0,027778	0,092593	yes
Bifenox	Approved	-	>2000	17.3	3.64	ATD-GC/MSMS	0,001154	0,003846	yes

Carbetamide	Approved	-	>2000	8	1.78	LC/MSMS	0,005282	0,017606	yes
Chloridazon	Disapproved	2018 / 2018	>2000	18.6	1.19	ATD-GC/MSMS	0,021277	0,070922	yes
Chlortoluron	Approved	-	272	12.5	2.5	LC/MSMS	0,007853	0,026178	yes
Clomazone	Approved	-	>2224	27.3	2.58	ATD-GC/MSMS	0,012097	0,040323	yes
Dicamba	Approved	-	188	3.9	-1.80	ATD-GC/MSMS	0,124000	0,436000	no
Dichlobenil	Disapproved	2008 / 2009	698	5.4	2.7	ATD-GC/MSMS	0,015306	0,051020	yes
Diclofop-methyl	Approved	-	> 2250	19	4.8	ATD-GC/MSMS	0,018293	0,060976	no
Diflufenican	Approved	-	>2150	64.6	4.2	ATD-GC/MSMS	0,013043	0,043478	yes
Dimethachlore	Approved	-	524	3.2	2.17	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	no
Dimethenamid-P	Approved	-	>1068	15.8	2.2	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	yes
Diuron	Disapproved	2007 / 2003	1104	229	2.87	LC/MSMS	0,004190	0,013966	no
Ethofumesate	Approved	-	>2000	37.8	2.7	ATD-GC/MSMS	0,007184	0,023946	yes
Flumioxazin	Approved	-	>2250	17.6	2.55	ATD-GC/MSMS	0,042000	0,112000	no
Flurochloridone	Approved	-	>2150	40.6	3.36	ATD-GC/MSMS	0,120968	0,403226	no
Foramsulfuron	Approved	-	>2000	25.4	-0.78	LC/MSMS	0,004115	0,013717	yes
Isoproturon	Disapproved	2016 / -	1401	23	2.5	LC/MSMS	0,001807	0,006024	no
Isoxaflutole	Approved	-	>2150	1.3	2.34	ATD-GC/MSMS	0,038462	0,128205	no
Lenacil	Approved	-	>2000	39.8	1.69	ATD-GC/MSMS	0,100000	0,333333	yes
Mecoprop-P	Approved	-	500	21	-0.19	ATD-GC/MSMS	0,050000	0,166667	yes
Metamitron	Approved	-	1302	11.1	0.85	ATD-GC/MSMS	0,057692	0,192308	yes
Metazachlor	Approved	-	>2000	6.8	2.49	ATD-GC/MSMS	0,040939	0,136463	no
Metolachlor-S	Approved	-	≥2510	23.17	3.05	ATD-GC/MSMS	0,009615	0,032051	yes
Nicosulfuron	Approved	-	>2000	19.3	-2.16	LC/MSMS	0,007296	0,024319	yes
Oxadiazon	Disapproved	2018 / -	>2150	165	5.33	ATD-GC/MSMS	0,008571	0,028571	yes
Pendimethalin	Approved	-	1421	100.6	5.4	ATD-GC/MSMS	0,026577	0,088590	yes
Picloram	Approved	-	> 1944	33.7	-1.92	ATD-GC/MSMS	0,027076	0,090253	no
Propyzamide	Approved	-	6578	50.5	3.27	ATD-GC/MSMS	0,002143	0,007143	yes
Prosulfocarb	Approved	-	>2250	9.8	4.48	ATD-GC/MSMS	0,098000	0,358000	no
Sulcotrione	Approved	-	>1350	3.6	-1.7	LC/MSMS	0,002143	0,007143	yes

Tebutam	Disapproved	2002 / 2002	>5000	60	3	ATD-GC/MSMS	0,052632	0,175439	no
Trifluralin	Disapproved	2008 / -	>2250	170	5.27	ATD-GC/MSMS	0,008427	0,028090	no
Triflusulfuron-methyl	Approved	-	>2250	4.5	0.94	LC/MSMS	0,001071	0,003571	yes
INSECTICIDES									
Azinphos-ethyl	Disapproved	1995 / 1995	>12.5	50	3.18	ATD-GC/MSMS	0,032000	0,076000	no
Bifenthrin	Disapproved	2021 / 2013	1800	86.8	6.6	ATD-GC/MSMS	0,003488	0,011628	yes
Carbaryl	Disapproved	2007 / 2007	>2000	16	2.36	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,102000	no
Chlorantraniliprole	Approved	-	>2250	204	2.86	LC/MSMS	0,000781	0,002604	no
Chlorfenvinphos	Disapproved	2007 / 2007	80	30	3.8	LC/MSMS	0,050000	0,166667	no
Chlorpyrifos	Disapproved	2020 / 2020	39.2	27.6	4.7	ATD-GC/MSMS	0,016667	0,055556	yes
Chlorpyriphos-methyl	Disapproved	2020 / 2020	923	1.24	4.00	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	no
Clothianidin	Disapproved	2018 / 2018	430	121.2	0.905	LC/MSMS	0,010326	0,034419	yes
Cyantraniliprole	Approved	-	>2250	32.4	2.02	LC/MSMS	0,111111	0,370370	no
Cypermethrin	Approved	-	>9520	21.9	5.55	ATD-GC/MSMS	0,001250	0,004167	yes
Deltamethrin	Approved	-	>2250	21	4.6	ATD-GC/MSMS	0,000882	0,002941	no
Diflubenzuron	Disapproved	2020 / -	>5000	3	3.89	LC/MSMS	0,010000	0,003000	yes
Dinotefuran	*	-	>2000	75	-0.549	LC/MSMS	0,011100	0,037000	no
Fenoxycarb	Disapproved	2019 / 2021	>3000	5.94	4.07	ATD-GC/MSMS	0,001154	0,003846	no
Flufenoxuron	Disapproved	2011 / -	>2000	42.9	5.11	LC/MSMS	0,011297	0,037656	no
Indoxacarb	Approved	-	73.5	5.97	4.65	ATD-GC/MSMS	0,006944	0,023148	no
lambda-Cyhalothrin	Approved	-	>3950	26.9	5.5	ATD-GC/MSMS	0,024194	0,080645	yes
Lindane	Disapproved	2000 / 1998	122	148	3.50	ATD-GC/MSMS	0,035294	0,117647	no
Lufenuron	Disapproved	2019 / -	2000	256	5.12	LC/MSMS	0,010490	0,034965	no
Malathion	Disapproved	2020 / 2008	359	1	2.75	ATD-GC/MSMS	0,058140	0,193798	yes
Nitenpyram	*	-	1124	8	-0.66	LC/MSMS	0,009000	0,030000	no
Pirimicarb	Approved	-	20.9	9	1.7	ATD-GC/MSMS	0,011719	0,039063	no
Pymetrozine	Disapproved	2019 / -	>2000	22.6	-0.19	LC/MSMS	0,021750	0,072500	yes
Spinosyn-A	Approved	-	>1333	27.4	3.9	LC/MSMS	0,000206	0,000687	no
Spinosyn-D	Approved	-	>1333	25.3	4.3	LC/MSMS	0,000888	0,002960	no

Tebufenpyrad	Approved	-	>2000	4.5	4.93	ATD-GC/MSMS	0,016667	0,055556	no
Thiacloprid	Disapproved	2020 / 2018	35	8.1	1.26	LC/MSMS	0,001429	0,004762	no
Thiamethoxam	Disapproved	2018 / 2018	576	39	-0.13	LC/MSMS	0,012379	0,041262	yes
SAFENER									
Benoxacor	*	-	-	NA	2.69	ATD-GC/MSMS	0,021000	0,067000	no
SYNERGIST									
Piperonyl butoxide	*	-	>2250	13	4.75	ATD-GC/MSMS	0,000441	0,001471	yes

Table S2. Proportion of detection of the 57 compounds detected with the number of blood samples (i.e. number of birds) for which the compound was detected according to bird species and the type of agriculture in which birds were caught ("CF" for sites in conventional farming; "OF" for sites in organic farming).

Compound	Nb. all species		Nb. cirl buntings		Nb. common blackbirds		Nb. common nightingales		Nb. dunnocks		Nb. Eurasian blackcaps	
	CF	OF	CF	OF	CF	OF	CF	OF	CF	OF	CF	OF
FUNGICIDES												
Azoxystrobin	10	10	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Boscalid	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Bupirimate	5	6	5	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Carbendazim	7	4	6	4	0	0	1	0	0	0	0	0
Cyproconazole	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Cyprodinil	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Dimethomorph	15	17	0	0	15	17	0	0	0	0	0	0
Diphenylamine	2	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Epoxiconazole	3	6	3	3	0	3	0	0	0	0	0	0
Fenarimol	2	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
Fenpropimorph	14	9	6	2	1	1	7	6	0	0	0	0
Flusilazole	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Isopyrazam	3	1	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Metalaxyl-M	13	8	9	6	1	1	3	1	0	0	0	0
Myclobutanil	4	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0
Penconazole	3	4	2	3	1	0	0	1	0	0	0	0
Prochloraz	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
Procymidone	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Propiconazole	5	6	1	4	0	0	4	2	0	0	0	0
Pyraclostrobin	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrimethanil	2	5	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0
Quinoxyfen	7	5	2	4	2	0	3	1	0	0	0	0

Tebuconazole	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Trifloxystrobine	6	2	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Zoxamide	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
HERBICIDES												
Aclonifen	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Alachlor	5	5	2	5	3	0	0	0	0	0	0	0
Bifenox	7	12	0	0	1	3	0	0	6	9	0	0
Carbetamide	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Chloridazon	11	11	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlortoluron	2	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Clomazone	10	14	7	8	3	6	0	0	0	0	0	0
Dichlobenil	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Diflufenican	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Dimethenamid-P	3	4	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Ethofumesate	8	6	2	1	0	0	6	5	0	0	0	0
Foramsulfuron	1	4	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0
Lenacil	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Mecoprop-P	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Metamitron	7	10	0	0	0	0	4	7	3	3	0	0
Metolachlor-S	5	6	2	3	3	3	0	0	0	0	0	0
Nicosulfuron	2	2	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0
Oxadiazon	2	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Pendimethalin	9	9	8	8	0	0	1	1	0	0	0	0
Propyzamide	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Sulcotrione	6	1	0	0	0	0	1	0	0	0	5	1
Triflusulfuron-methyl	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0
INSECTICIDES												
Bifenthrin	3	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0
Chlorpyrifos	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

Clothianidin	7	2	4	1	0	0	2	0	0	1	1	0
Cypermethrin	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Diflubenzuron	1	6	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0
lambda-Cyhalothrin	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Malathion	4	3	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0
Pymetrozine	5	7	0	0	0	0	0	0	0	4	5	3
Thiamethoxam	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SYNERGIST												
Piperonyl butoxide	6	6	0	0	0	0	6	6	0	0	0	0

Table S3. Pesticide contamination in each bird, categorised by species and the type of agriculture in which the birds were caught. Contamination loads are provided as the number of detected compounds and the total concentration (the sum of each compound concentration, in pg/mg), as well as the total risk quotient (the sum of each compound's RQ, i.e., each compound's concentration divided by its LD50).

Bird species	Individual bird	Agricultural type	Nb. compounds	Total conc. (pg.mg^{-1})	Total RQ
CIRL BUNTING					
	BZIArgent9	Conventional	9	78.00	4.01E-05
	BZIJaune1	Conventional	12	154.33	7.61E-05
	BZIJaune2	Conventional	8	34.28	2.16E-05
	BZIVert10	Conventional	12	57.15	3.15E-05
	BZIVert16	Conventional	8	68.76	3.74E-05
	BZIVert18	Conventional	6	17.87	1.45E-05
	BZIViolet10	Conventional	9	36.43	1.95E-05
	BZIViolet13	Conventional	9	72.09	4.24E-05
	BZIViolet18	Conventional	10	46.45	1.92E-05
	BZIViolet19	Conventional	9	204.95	8.22E-05
	BZIViolet5	Conventional	9	36.31	1.74E-05
	BZIJaune10	Organic	9	57.36	2.44E-05
	BZIJaune11	Organic	7	34.79	1.61E-05
	BZIVert11	Organic	13	32.79	1.21E-05
	BZIVert12	Organic	5	25.19	1.26E-05
	BZIVert13	Organic	14	66.08	4.23E-05
	BZIVert14	Organic	13	224.62	1.09E-04
	BZIVert15	Organic	10	36.23	1.48E-05
	BZIVert17	Organic	7	67.52	2.24E-05
	BZIVert2	Organic	6	50.16	2.43E-05
	BZIVert6	Organic	9	67.58	4.19E-05
	BZIViolet12	Organic	10	53.65	2.12E-05
COMMON BLACKBIRD					
	MNOArgent2	Conventional	2	7.13	7.18E-06
	MNOJaune10	Conventional	4	22.51	1.12E-05
	MNOJaune11	Conventional	1	0.82	3.63E-07
	MNOJaune3	Conventional	1	56.12	2.81E-05
	MNOJaune5	Conventional	1	110.27	5.51E-05
	MNOJaune7	Conventional	3	170.68	8.77E-05
	MNONoir1	Conventional	0	0.00	0.00E+00
	MNONoir15	Conventional	1	545.80	2.73E-04
	MNONoir16	Conventional	1	1133.82	5.67E-04
	MNONoir17	Conventional	0	0.00	0.00E+00
	MNONoir19	Conventional	3	490.99	2.52E-04
	MNONoir4	Conventional	3	974.69	1.03E-03
	MNONoir5	Conventional	1	1217.55	6.09E-04
	MNONoir8	Conventional	3	163.01	8.17E-05

	MNONoir8.A	Conventional	3	184.19	9.16E-05
	MNONoir9	Conventional	2	1715.91	8.55E-04
	MNOViolet11	Conventional	1	48.56	2.43E-05
	MNOViolet15	Conventional	2	89.23	4.46E-05
	MNOViolet16	Conventional	2	10.56	6.74E-06
	MNOViolet17	Conventional	2	34.05	1.62E-05
	MNOViolet19	Conventional	2	68.43	3.39E-05
	MNOViolet2	Conventional	2	305.17	1.48E-04
	MNOViolet3	Conventional	2	80.14	1.76E-05
	MNOViolet4	Conventional	2	21.27	1.08E-05
	MNOArgent13	Organic	1	6.15	1.23E-05
	MNOJaune12	Organic	2	179.52	8.84E-05
	MNOJaune17	Organic	2	195.50	9.78E-05
	MNOJaune19	Organic	1	0.25	1.25E-07
	MNOJaune2	Organic	2	21.64	9.74E-06
	MNOJaune4	Organic	0	0.00	0.00E+00
	MNOJaune8	Organic	1	36.65	1.83E-05
	MNOJaune9	Organic	2	125.76	3.36E-04
	MNONoir10	Organic	2	124.13	6.11E-05
	MNONoir11	Organic	2	333.18	1.67E-04
	MNONoir12	Organic	1	19.69	8.85E-06
	MNONoir13	Organic	2	72.79	3.66E-05
	MNONoir14	Organic	2	93.07	4.58E-05
	MNONoir2	Organic	1	106.85	1.62E-05
	MNONoir20	Organic	3	392.08	2.36E-04
	MNONoir3	Organic	1	550.28	2.75E-04
	MNONoir6	Organic	3	269.05	1.34E-04
	MNOViolet1	Organic	2	127.62	6.38E-05
	MNOViolet10	Organic	4	141.82	6.99E-05
	MNOViolet13	Organic	3	63.05	3.13E-05
	MNOViolet14	Organic	1	0.17	8.49E-08
	MNOViolet5	Organic	2	485.72	2.55E-04
	MNOViolet6	Organic	3	346.73	1.73E-04
	MNOViolet7	Organic	1	13.95	6.27E-06
	MNOViolet8	Organic	3	85.13	4.26E-05
	MNOViolet9	Organic	2	11.60	5.11E-06
COMMON NIGHTINGALE					
	RPHJaune9.6	Conventional	4	25.53	5.12E-05
	RPHOrange10	Conventional	2	4.00	1.84E-06
	RPHOrange12	Conventional	6	40.10	5.45E-05
	RPHOrange8	Conventional	6	38.91	3.33E-05
	RPHVert10	Conventional	3	25.19	1.05E-05
	RPHVert14	Conventional	2	13.47	6.01E-06
	RPHVert19	Conventional	1	0.22	1.08E-07

	RPHVert2	Conventional	0	0.00	0.00E+00
	RPHVert2.2019	Conventional	2	128.27	3.24E-05
	RPHVert3	Conventional	2	16.96	1.72E-05
	RPHVert8	Conventional	3	54.62	1.47E-04
	RPHVert9	Conventional	2	31.20	6.59E-05
	RPHViolet14	Conventional	2	0.10	2.17E-07
	RPHViolet15	Conventional	2	18.00	8.04E-06
	RPHViolet16	Conventional	3	25.65	1.73E-05
	RPHViolet17	Conventional	3	132.54	3.23E-04
	RPHViolet18	Conventional	2	7.95	2.30E-05
	RPHViolet20	Conventional	1	28.90	1.45E-05
	RPHViolet7	Conventional	1	0.01	2.64E-08
	RPHViolet8	Conventional	5	10.90	4.77E-06
	RPHVert12	Organic	6	153.31	1.07E-04
	RPHVert13	Organic	1	28.20	1.25E-05
	RPHVert18	Organic	6	54.36	3.83E-05
	RPHVert20	Organic	3	69.45	3.47E-05
	RPHVert4	Organic	2	2.17	1.48E-06
	RPHVert5	Organic	4	835.76	6.02E-04
	RPHVert6	Organic	3	91.22	2.51E-04
	RPHViolet1	Organic	3	9.73	4.57E-06
	RPHViolet12	Organic	5	36.73	2.17E-05
	RPHViolet13	Organic	4	33.90	6.39E-04
	RPHViolet19	Organic	4	11.43	5.20E-06
DUNNOCK					
	AMOOrange2	Conventional	1	31.98	1.60E-05
	AMOOrange3	Conventional	5	261.51	1.23E-04
	AMOVert11	Conventional	1	15.13	7.56E-06
	AMOVert14	Conventional	2	29.21	1.60E-05
	AMOVert4	Conventional	3	39.77	1.07E-05
	AMOVert5	Conventional	5	306.56	2.64E-04
	AMOVert6	Conventional	0	0.00	0.00E+00
	AMOOrange5	Organic	1	12.02	1.82E-05
	AMOOrange6	Organic	0	0.00	0.00E+00
	AMOOrange8	Organic	3	73.57	4.34E-05
	AMOVert1	Organic	4	60.39	4.90E-05
	AMOVert12	Organic	2	121.53	8.07E-05
	AMOVert16	Organic	1	20.77	1.04E-05
	AMOVert17	Organic	2	29.93	1.50E-05
	AMOVert3	Organic	1	75.08	3.75E-05
	AMOViolet10	Organic	1	48.11	2.41E-05
	AMOViolet2	Organic	4	178.61	2.40E-04
	AMOViolet3	Organic	4	72.71	4.67E-05
	AMOViolet8	Organic	2	2.31	2.13E-06
EURASIAN BLACKCAP					

FTNArgent18	Conventional	2	1.63	8.17E-07
FTNArgent20	Conventional	1	7.23	5.35E-06
FTNNoir13	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNNoir15	Conventional	1	0.15	7.41E-08
FTNNoir19	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNNoir20	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNNoir5	Conventional	2	10.95	8.89E-06
FTNNoir8	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange19	Conventional	1	1.69	8.44E-07
FTNOrange2	Conventional	1	6.84	5.07E-06
FTNOrange4	Conventional	1	0.78	5.75E-07
FTNOrange7	Conventional	1	0.50	2.51E-07
FTNOrange8	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange9	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNVert12.A	Conventional	1	41.70	2.62E-05
FTNViolet14	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNViolet15	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNViolet7	Conventional	0	0.00	0.00E+00
FTNViolet9	Conventional	2	6.67	4.92E-06
FTNArgent10	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNArgent14	Organic	1	0.71	3.55E-07
FTNArgent16	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNNoir10	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNNoir17	Organic	1	1.63	1.21E-06
FTNNoir9	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange13	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange17	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange18	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNOrange5	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNViolet20	Organic	0	0.00	0.00E+00
FTNViolet3	Organic	1	0.88	4.38E-07
FTNViolet4	Organic	1	0.06	2.86E-08

ARTICLE 2

Des paysages agricoles aux jardins domestiques : les passereaux sauvages comme bioindicateurs de la contamination environnementale aux pesticides

En soumission dans *Eco-Environment & Health*.

Audrey Bailly
Karine Monceau
Maurice Millet
Etienne Debenest
Sabrina Gaba
Vincent Bretagnolle
Jérôme Moreau



Aquarelle réalisée par Laura Bonnefond, le 08/04/2025.

Article 2

From agricultural landscapes to domestic gardens: wild passerines as bioindicators of environmental pesticide contamination

Audrey Bailly[1,2*], Karine Monceau[2,3], Maurice Millet[4], Etienne Debenest[5], Sabrina Gaba[2,3], Vincent Bretagnolle[2,3], Jérôme Moreau[2,3]

(1) USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(2) LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, 79360 Villiers-en-Bois, France

(3) UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(4) UMR 7515 ICPEES CNRS Université de Strasbourg, 67087 Cedex 2 Strasbourg, France

(5) Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, 79000 Niort, France

*Corresponding author:

Audrey Bailly, Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

Email address: audrey.bailly545@gmail.com

Abstract

Both farmworkers and residents living near agricultural areas face adverse health outcomes prevailingly attributed to pesticides. Pesticide exposure has become a significant public health concern due to both acute and chronic effects. Proximity to intensive crops increases exposure, as shown by pesticide quantification in environmental matrices. As collecting large quantities of human biological samples is challenging, bioindicator species are relevant tools in a One Health framework, integrating contamination across environmental compartments and offering insights into local pesticide burdens. We aimed to (1) compare pesticide contamination in passerine birds from farmland hedgerows and residents' gardens; (2) explore whether increasing the percentage of organic farming (%OF) reduced pesticide levels in farmland birds; and (3) assess whether greater distance from treated crops lowered contamination in garden birds. During the 2023 breeding season, we captured 217 individuals from 11 species in 12 hedgerows graded within the %OF and in 20 gardens selected along a gradient of distance from the nearest treated crop. Blood samples were analyzed for 111 pesticide residues, reflecting recent and local exposure. Contamination did not differ between farmlands and gardens, suggesting widespread pesticide dispersal via rainwater runoff and spray drift. In farmland, pesticide concentrations declined by ~11.2% as %OF increased. In gardens, pesticide contamination decreased as the distance to the treated crops increased. These effects were species dependent, suggesting that some species appear to be more relevant at the local level. This study emphasizes urgent, stronger regulatory measures to mitigate pesticide dispersal, given their ecological impacts and growing threats to human health.

Keywords: exposure assessment, farmland birds, organic farming, residents' gardens

1. Introduction

A wide range of human adverse health outcomes has been, at least in part, consistently linked to pesticide exposure. Reported associations include reproductive and pregnancy-related effects (e.g., preterm birth, foetal growth retardation, Gemmill et al., 2013; Larsen et al., 2017; Rappazzo et al., 2016) and childhood cancers (e.g., leukaemia and lymphomas, Gómez-Barroso et al., 2016; Rull et al., 2009). Furthermore, pesticides have been implicated in neurodevelopmental disorders and cognitive deficits (e.g., autism spectrum disorders, reduced intelligence quotient, impaired verbal comprehension, attention and memory deficits, Coker et al., 2017; Corral et al., 2017; Paul et al., 2018; Roberts et al., 2007; Rowe et al., 2016), as well as respiratory issues such as asthma (Raanan et al., 2017). Adult cancers (Carles et al., 2017; El-Zaemey et al., 2013) and neurodegenerative diseases such as Parkinson's disease (Brouwer et al., 2017; Costello et al., 2009) have also been reported in association with pesticide contamination.

Both farmworker and non-farmworker residents living near agricultural areas may be exposed to high levels of pesticides (Curl et al., 2002; Curwin et al., 2007; Fenske et al., 2002; Hyland and Laribi, 2017; Lu et al., 2000). While occupational activities and take-home transfer (*via* clothing, for instance) represent the primary sources of their pesticide exposure, additional pathways have been identified, including inhalation of outdoor air, contamination of household dust, transfer from pets and ingestion of contaminated food and water (Deziel et al., 2015). These exposure routes and therefore the widespread contamination of the environment are largely driven by the environmental dispersal of pesticides from treated crops to surrounding environments through rainwater run-off (Chen et al., 2019) and spray drift (thermal drift, vapour drift, and droplet drift, Felsot et al., 2010; Lazzaro et al., 2008). Pesticide exposure among residents has therefore emerged as a significant public health concern due to the potential for both acute and chronic health effects. Proximity to intensive crops or areas with high crop density was associated with increased exposure to pesticides through quantification of pesticides in environmental matrices (e.g., household dust and indoor and outdoor air, Dereumeaux et al., 2020; Deziel et al., 2017; Gibbs et al., 2017; Gunier et al., 2011; Hogenkamp et al., 2004; Kawahara et al., 2005; Teysseire et al., 2021; Ward et al., 2006; Wofford et al., 2014). For instance, air samples collected from proximal households (< 250 m from crops) showed significantly higher concentrations of chlorpyrifos, chlorpyrifos-oxon, and azinphos-methyl compared to those from more distant households (Gibbs et al., 2017). Another study showed that outdoor air concentrations of fenithrothion and trichlorfon within 30m from fields were five times higher than those further away (Kawahara et al., 2005). A meta-analysis also underlined a non-linear decrease of pesticide concentrations in house dust with increasing distance from treated fields (between 3 and 1125m), with a magnitude of the decrease depending on the pesticide compound (Deziel et al., 2017). Analyses of biological samples (e.g., urine, blood, and hair) have similarly demonstrated that residential proximity to intensively cultivated fields was associated with higher pesticide levels (Chevrier et al., 2014; Mercadante et al., 2013; Van Wendel

De Joode et al., 2012; Wu et al., 2013). For example, urinary concentrations of metolachlor showed a positive correlation with the proximity of corn crops within a 350m radius of residences (Chevrier et al., 2014).

Most studies are generally limited to a small number of compounds or specific chemical families. Indeed, in a review using inclusion criteria to identify articles of interest published between 2003 and 2018 (Dereumeaux et al., 2020), most studies focused on organophosphorus compounds (14 out of 27 studies). Some studies analysed solely exposure to herbicides, pyrethroids, or manganese-based pesticides only (5, 2 and 2 out of 27 studies, respectively). Nevertheless, one study quantified a wide range of pesticides (144 active ingredients, Doğanlar et al., 2018), was limited to a comparison of blood samples from individuals living in an intensive agricultural area *versus* a control area, without considering the distance from treated fields. Consequently, many of these studies do not consider the complexity of pesticide mixtures and therefore do not adequately reflect the actual health risks associated with real-world pesticide contamination arising from residential proximity to treated crops. Moreover, many epidemiological studies have relied on indirect estimates of pesticide exposure, typically inferred from residential proximity to agricultural areas using self-reported questionnaires, interviews, or geographic information systems (GIS). Such proxy indicators are prone to potential mistakes in the characterisation of the exposure, due to limited information on local pesticide applications or inaccuracies in geocoding or assigning distances to cultivated areas (Dereumeaux et al., 2022, 2020; Rull et al., 2006). Direct assessment of pesticide contamination to a larger number of compounds and/or chemical families simultaneously among residents living close to farmlands is therefore essential to better understand the links between pesticide contamination and the proximity to treated crops, and to improve the accuracy and reliability of studies on pesticide effects on human health.

Considering the challenges of collecting large quantities of biological samples from humans as well as the difficulties of considering confounding factors (e.g., smoking, alcohol consumption), alternative approaches are required to evaluate pesticide exposure in residents. In this regard, bioindicator species represent a relevant tool, as they integrate contamination across multiple environmental compartments and provide ecologically valuable insights into local pesticide burdens. Bioindicators constitute a precious complement to the assessment of pollutant concentrations in environmental matrices (e.g., water, air, sediment), as they only incorporate the bioavailable fraction of contaminants that persist in their habitats (Hamza-Chaffai, 2014; Siddig et al., 2016). Bioindicators include biomarkers, used because they show early infra-individual and invisible effects (e.g., physiological, biochemical, molecular effects), and bio-accumulators, used for their capacity to accumulate environmental pollutants within their tissues (Cuny, 2012). Birds are well recognised as effective bioindicator species for monitoring environmental contaminants and their biological effects, owing to their broad geographic distribution and ecological diversity (Becker, 2003; Mo et al., 2018). For example, biomonitoring of several Arctic bird species highlighted the increase in mercury contamination in the Arctic (Berglund, 2018). High levels of pesticide contamination have also been

reported in several farmland bird species, such as grey partridges (Bariod et al., 2025), Montagu's harriers (Fuentes et al., 2023, 2025) and passerines (Bailly et al., 2025). Passerines are notably widespread and abundant, occupying diverse habitats and exhibiting varied ecological traits, which allow to indirectly monitor a broad range of environments and biodiversity components. Their small home ranges and foraging areas during the breeding season further make them particularly suitable for assessing local contamination (Yu et al., 2014).

Given the ubiquity of pesticides, another major challenge to determine whether environments close to farmland are more exposed to pesticides, is to also monitor "control" areas, with no or less pesticide applications. In farmland areas, pesticide levels could be reduced according to farming practices, depending on the pesticide pressure applied to crops. Indeed, organic farming can offer an alternative agricultural model that may reduce pesticide contamination (see Bailly et al., 2025; Fuentes et al., 2024a for examples in birds), as it is defined by the exclusion of synthetic chemical pesticides (Van Mansvelt et al., 1998). Positive effects of organic farming on species richness and abundance (Bavec and Bavec, 2015; Bengtsson et al., 2005; Pfiffner et al., 2001) have been reported across multiple taxa, including plants (Hyvönen et al., 2003; Rundlöf et al., 2010), insects (Gabriel and Tscharntke, 2007; Grabovska et al., 2020) and birds (Belfrage et al., 2005; Chamberlain et al., 2010; Katayama, 2016; McKenzie and Whittingham, 2009; Smith et al., 2010; Tuck et al., 2014). Additionally, spatial and temporal variation in contamination can be influenced by geographical factors such as the distance to potential sources of contamination. For instance, the accumulation of metals in birds' feathers was higher in the proximity of sites recorded as polluted (Bichet et al., 2013; Devalloir et al., 2023).

The present study, therefore, aimed to assess pesticide contamination in wild passerine birds and compare contamination levels between birds living in farmland environments (hedgerows) and birds living in villages (residents' gardens). We therefore quantified in the blood of eleven passerine species 111 pesticide compounds, including fungicides, herbicides, insecticides and additives. We also explore the effect of organic farming and the distance from crops as potential factors in reducing pesticide contamination of birds in farmland hedgerows and residents' gardens, respectively. On the one hand, we captured birds in hedgerows along a gradient of percentage of organic farming to investigate whether contamination levels differ according to farming practices, as we expected that birds caught in organic farming would be less contaminated than birds in conventional farming. On the other hand, we captured birds in residents' gardens, according to their proximity to the nearest conventional crop, as we expected that birds caught in gardens bordering crops could have higher contamination levels than birds caught in gardens far from crops. Overall, we expected birds caught in farmland hedgerows to have higher levels of contamination than those caught in gardens, because of their distance from the source of pollution.

2. Materials and Methods

2.1. Study area and site selection

This study was conducted within the Long-Term Socio-Ecological Research site "Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre" (ZAPVS), located in the south-west of France (46°11′ N, 0°28′ W). The ZAPVS covers 435 km² and includes 24 municipalities that are entirely within the ZAPVS and 8 others partially within. It is an intensive farming area with diverse farming systems and landscapes (Bretagnolle et al., 2018). Winter cereals represent the main crops (41.5% on average from 2009 to 2016), followed by wheat (33.8%), sunflower (10.4%), maize (9.6%), oilseed rape (8.3%), and peas (2%). Permanent meadows account for about 13.5% of the land area, whereas urban areas cover 9.8% of the surface area of the ZAPVS (Bretagnolle et al., 2018). The land cover and agricultural practices have been monitored annually since 1994 and 2006, respectively, allowing mapping each crop in organic farming, which covered ~18% of the agricultural area and ~80 farms in 2022, while ~350 farms are in conventional farming.

Within the ZAPVS, 31 sampling sites were selected in 2023 as follows. Firstly, 12 farmland hedgerows at the edge of crops were selected according to a gradient of the percentage of crops in organic farming within a 250-meter radius buffer (Figure 1). The home range sizes during the breeding season for passerine species range from 0.2 ha to 5 ha, which correspond to circular territories within a radius comprised between 20 and 150m approximately (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010). We therefore chose a radius of 250m to have an additional margin and consider that birds cannot exceed the buffer. The selected hedgerows were graded between 0% and 100% organic farming within the buffer (Table 1). The structural characteristics of the hedgerows, such as length, height, density, and thickness, did not differ between the farming systems, according to the methodology used in a previous study (Moreau et al., 2022). Secondly, 19 domestic gardens were selected in two municipalities (Figure 1): Beauvoir-sur-Niort (BSN) and Fors (FO), which have a similar percentage of organic farming within a 1000m radius buffer around the centroid of the village (~22% organic farming around BSN and ~18% organic farming around FO). In each municipality, we surveyed the gardens of local partners who volunteered to participate in the study. From these, we selected 10 gardens in BSN and 9 gardens in FO (whose GPS coordinates are confidential) based on predefined criteria. Eligible gardens had to be sufficiently large and designed to be “bird-friendly,” including mandatory requirements (e.g., presence of hedges and lawns) as well as optional features (e.g., vegetable gardens, water sources). The most important selection criterion of gardens was their distance to the nearest treated crop, since the gardens had to follow a gradient of distance to the nearest conventional crop (Table 1). Proximity to the conventional crop was measured in QGIS 3.22.16 from the centroid of the garden to the edge of the nearest conventional crop, based on shapefiles of the land cover from 2023 and shapefiles of organic

farming crops inventoried in 2022 in the ZAPVS. All the crops considered for the measurements of distance to the nearest conventional crop consisted of large areas with several conventional crops, always larger than 6 ha, except for one garden (BSN 16) for which the nearest conventional crop was a single crop of 2.5 ha. The proximity to the nearest conventional crop ranged from 0m to 298m in BSN and 0m to 378m in FO.

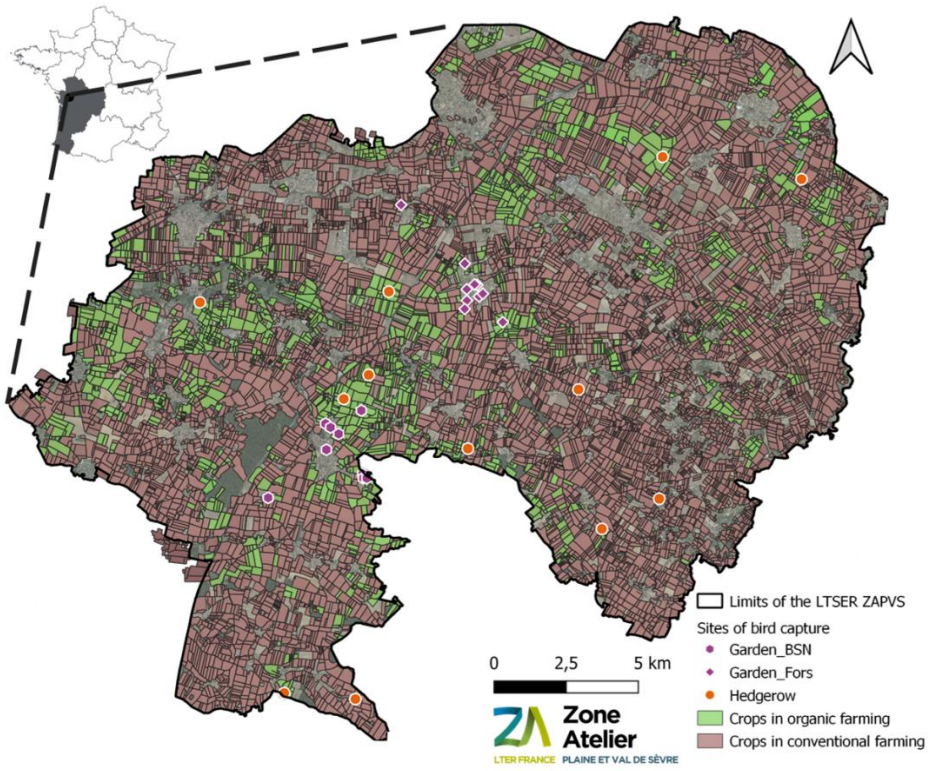


Figure 1. Location of the 31 sampling sites in the Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre (ZAPVS). Crops in organic farming appear in green, and crops in conventional farming appear in brown. Orange circles represent farmland hedgerows, and hexagons and squares in purple show gardens selected at Beauvoir-sur-Niort (BSN) and Fors (FO), respectively.

Table 1. Characteristics of the 31 sampling sites, with the percentage of organic farming in a 250m radius buffer for farmland hedgerows, and the distance to the nearest conventional crop (Dist. to nearest conv. crop) for sampling gardens in both municipalities (i.e. Beauvoir-sur-Niort and Fors). The types of crops cultivated in the year of the study (2023) are given for farmland hedgerows and gardens.

Type of site	ID Site	% OF	Dist. to nearest conv. crop (m)	Type of crop
Farmland hedgerows				
	H 1	0.00	-	Sunflower / Wheat
	H 6	0.00	-	Wheat
	H 7	0.00	-	Maize
	H 3	5.69	-	Sunflower / Wheat
	H 4	10.06	-	Wheat
	H 5	17.23	-	Maize / Sunflower
	H 11	25.82	-	Sunflower
	H 9	63.51	-	Wheat
	H 12	77.88	-	Sunflower
	H 10	88.38	-	Wheat
	H 2	89.50	-	Sunflower / Peas
	H 8	100.00	-	Sunflower / Wheat
Domestic gardens				
Beauvoir-sur-Niort	BSN 13	-	0	Barley
	BSN 32/33	-	107	Barley
	BSN 20	-	135	Wheat
	BSN 16	-	139	Peas
	BSN 9	-	165	Oilseed rape
	BSN 3	-	167	Sunflower
	BSN 23	-	178	Wheat
	BSN 35	-	288	Oilseed rape
	BSN 24	-	298	Wheat
Fors	FO 3	-	0	Flax
	FO 14	-	0	Wheat
	FO 4	-	10	Wheat
	FO 15	-	103	Ray grass
	FO 12	-	162	Barley
	FO 11	-	191	Wheat
	FO 10	-	242	Wheat
	FO 7	-	248	Sunflower
	FO 13	-	344	Sunflower
	FO 6	-	378	Sunflower

2.2. Bird captures and blood collection

Bird captures were conducted in each site (hedgerows and gardens) using the same method (net trapping) and conditions (start and end times of capture, weather conditions) as described in Moreau et al. (2022). As there were not enough juveniles caught, this study focuses on adults solely. Males and females were captured and identified by their plumage and reproductive characteristics (i.e., cloacal protuberance or brood patch). When these elements were not visible, the individuals were sexed molecularly by polymerase chain reaction (PCR) on whole blood samples at the Biological and Biochemical Analysis Department of the Centre d'Etudes Biologiques de Chizé. Bird captures were made during two sessions at each site during the 2023 breeding season, from April 5th to June 3rd for the first session, and from June 5th to July 20th for the second one. Overall, 217 adult birds from 11 species were captured and identified with a numbered metal ring (from the French National Museum of Natural History, Centre de Recherches sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (MNHN Paris, CRBPO)). Only species with enough individuals (>5) caught in hedgerows and in gardens were included in analyses (Table 2): seven species were retained for statistical analyses in hedgerows, nine species were kept for statistical analyses in gardens, and five species commonly caught in both environments were included in the comparison between them. Blood samples were collected from each bird by puncturing the brachial vein with a sterile needle and heparinised capillaries. As blood reflects a recent pollutant contamination (Espín et al., 2016) and passerine birds have small territories during the breeding season, this matrix can be used to assess local exposures. Blood samples of 50µL were placed in Eppendorf tubes at 0–5 °C and then stored at the laboratory at -20 °C for subsequent analyses.

Table 2. Summary of descriptive parameters by bird species and type of site (hedgerows, gardens in Beauvoir-sur-Niort (BSN) and in Fors (FO)) in which birds were caught. The number of birds caught ("Nb.") in each type of site is given for the species retained for analyses in the hedgerows in orange and for analyses in the gardens in purple. Species in bold are those retained in the comparison between both environments. The mean N_C and C_T correspond to the mean number of pesticides detected and the mean total concentration (in pg.mg-1) per individual, with their standard deviation (sd). The range (minimum – maximum) corresponds to the lower and upper values found for an individual.

Bird species	Type of site	Nb.	Mean N_C ± sd	Range	Mean C_T ± sd	Range
Black redstart	Hedgerows	0	-	-	-	-
	Gardens in BSN	9	5.00 ± 3.28	2-12	475.63 ± 356.78	67.44-1090.72
	Gardens in FO	8	4.50 ± 1.41	2-7	594.89 ± 478.93	63.37-1516.99
Common blackbird	Hedgerows	17	4.47 ± 1.66	2-7	312.27 ± 292.99	11.43-843.09
	Gardens in BSN	27	4.37 ± 2.32	1-10	621.71 ± 712.15	8.57-3225.77
	Gardens in FO	28	4.57 ± 2.22	1-10	337.91 ± 318.05	0.37-1005.94
Common linnet	Hedgerows	2	4.50 ± 0.71	4-5	309.95 ± 63.32	264.97-354.94
	Gardens in BSN	2	5.50 ± 0.71	5-6	130.55 ± 41.60	101.14-159.97
	Gardens in FO	4	6.25 ± 1.71	4-8	508.92 ± 279.43	347.43-925.33
Common nightingale	Hedgerows	8	3.88 ± 1.55	2-6	767.38 ± 689.76	11.90-2084.56
	Gardens in BSN	1	3.00	-	714.14	-
	Gardens in FO	1	4.00	-	227.00	-
Dunnock	Hedgerows	6	5.83 ± 5.64	1-17	395.83 ± 234.13	68.16-751.97
	Gardens in BSN	3	5.00 ± 2.65	2-7	607.69 ± 686.06	36.79-1368.79
	Gardens in FO	4	4.25 ± 1.26	3-6	462.04 ± 623.12	49.03-1385.79
Eurasian blackcap	Hedgerows	16	5.50 ± 3.18	1-14	583.30 ± 618.30	7.09-2038.82
	Gardens in BSN	9	5.78 ± 3.56	2-13	365.94 ± 287.92	35.44-876.68
	Gardens in FO	12	5.58 ± 3.82	1-12	452.02 ± 518.81	24.53-1583.63
Eurasian chaffinch	Hedgerows	3	3.33 ± 2.31	2-6	285.83 ± 427.42	20.89-778.91
	Gardens in BSN	1	5.00	-	199.10	-
	Gardens in FO	8	5.75 ± 2.19	2-9	556.88 ± 263.56	69.99-856.73
European goldfinch	Hedgerows	0	-	-	-	-
	Gardens in BSN	3	5.00 ± 1.73	4-7	165.48 ± 102.06	49.71-242.47
	Gardens in FO	4	4.75 ± 2.22	3-8	427.67 ± 330.08	64.43-820.47
European robin	Hedgerows	5	3.80 ± 1.64	2-6	242.98 ± 258.46	37.04-677.46
	Gardens in BSN	2	3.50 ± 3.54	1-6	163.35 ± 8.06	157.65-169.06
	Gardens in FO	6	7.17 ± 2.86	2-10	693.79 ± 449.18	26.39-1191.53
Great tit	Hedgerows	6	4.67 ± 1.51	3-7	541.24 ± 546.59	63.99-1482.21
	Gardens in BSN	4	6.75 ± 0.50	6-7	959.23 ± 1136.56	181.09-2605.19
	Gardens in FO	8	7.25 ± 3.45	2-13	511.37 ± 354.80	137.03-1037.36
Melodious warbler	Hedgerows	9	5.33 ± 2.50	1-10	490.14 ± 629.32	37.78-1845.45
	Gardens in BSN	1	7.00	-	113.28	-
	Gardens in FO	0	-	-	-	-

2.3. Multi-residual analyses of pesticides

The blood samples were analysed by the Institut de Chimie des Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé (UMR 7515, ICPEES) at the University of Strasbourg (France). Multi-residual analyses allowed to detect and quantify in whole blood samples a list of 111 pesticide compounds among the most used in France. The method was developed and detailed in Rodrigues et al. (2023) and used in several previous studies (Bailly et al., 2025; Bariod et al., 2025; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2025). Two analytical methods were implemented: liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for the least volatile compounds and automated thermal desorption gas chromatography coupled to tandem mass spectrometry (ATD-GC-MS/MS) for the most volatile compounds (Rodrigues et al., 2023).

The list of 111 compounds (Table S1 in Supplementary Information) included 39 fungicides, 40 herbicides, 29 insecticides, 2 safeners (improving the herbicide selectivity towards weeds) and one synergist (enhancing pesticide efficacy). The use of these compounds varies, with 55 compounds for farming use only, 54 for farming and domestic use (compounds which can be found in urban environments, used on non-cropped and utility sites, including buildings, cemeteries, stored products, sport fields, ornamental plants, lawns, turf for instance) and two for farming, domestic and veterinary use (for domestic pets, nitenpyram and imidacloprid). Some chemical properties of each compound are summarised in Table S1, based on data retrieved from the Pesticide Properties DataBase (PPDB, at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm, Lewis et al., 2016). This database compiles ecotoxicological information for all compounds included in this study and has been widely used in previous research to obtain parameters such as DT_{50} and LD_{50} values (e.g., Froger et al., 2023; Pelosi et al., 2021). Limits of detection (LODs) and quantification (LOQs) for each compound are provided in Table S1 and were validated using spiked blank samples. Analytical blanks (to guarantee data quality) were processed in parallel with the samples under identical conditions, using the same analytical methods, and no contamination was detected. The following results are expressed as pg/mg (picograms of analyte per milligram of matrix), as each sample was weighed before extraction, to normalize the results to the exact mass of each sample, given the difficulty of determining an exact volume in whole blood samples.

2.4. Statistical analysis

In the present study, we explored pesticide contamination in passerine birds in three steps: the comparison between birds caught in farmland hedgerows and those caught in gardens; the effect of organic farming on contamination levels for birds caught in hedgerows; and the effect of the proximity to conventional crops on contamination levels for birds caught in gardens. For each step, we assessed three pesticide contamination parameters commonly used in ecotoxicological studies: the number of

compounds detected ("N_C" hereafter), the total concentration (sum of the concentrations of each pesticide in $pg.mg^{-1}$ "C_T" hereafter) and the total risk quotient, which represent an assessment of the risk of contamination for each bird (sum of each division of the concentration of each compound by its LD_{50}, "RQ_T" hereafter). LD50 values were obtained from the Pesticide Properties Database (PPDB at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm; Lewis et al., 2016). We selected for each parameter of pesticide contamination the distribution (i.e., Poisson, Negative Binomial, Normal or Gamma distribution) with the best fit using "fitdistrplus" (Delignette-Muller and Dutang, 2015) and "DHARMa" (Hartig, 2018) packages, and with the lowest Akaike's Information Criterion from the *gofstat* function of the same package. The package "glmmTMB" (Brooks et al., 2017) was used to implement NB-GLMM model and the "lme4" package (Bates et al., 2015) was used for other models. The statistical significance of each explanatory variable was tested using likelihood-ratio Chi-square tests from "car" package (Fox and Weisberg, 2019). Correlations were performed with the "stats" package. All statistical analyses were performed in R v.4.2.2 software (R Core Team, 2022).

2.4.1. Pesticide contamination in farmland hedgerows vs. domestic gardens

We investigated the difference in the pesticide contamination between both environments through a generalised linear model fitted with a Negative Binomial distribution (NB-GLM), a Gamma distribution (G-GLM) and a linear model (LM) for N_c, C_T and log-transformed RQ_T, respectively. We used the type of site (i.e., hedgerows, gardens in BSN, gardens in FO), the species, their interaction, the sex of birds and the date of capture as explanatory variables. To account for potential spatial structure in the data, we georeferenced each site using its coordinates (Lambert 93, EPSG:2154). Scaled residuals were simulated from each fitted model using the "DHARMa" package (Hartig, 2018) and aggregated by site to account for repeated observations per location. Distance-based spatial autocorrelation was then assessed on these site-averaged residuals using Moran's I tests. Across all models, observed Moran's I values were close to zero and non-significant ($p > 0.05$), indicating no remaining spatial structure in the residuals. This confirmed that the models adequately captured spatial dependencies among hedgerows and that no additional spatial terms or random effects were required.

We also explored whether the composition of pesticide contamination differed among types of sites (i.e., hedgerows, gardens in BSN, gardens in FO) and species, through the analysis of the beta diversity using the Jaccard index, computed on the presence/absence of the detected pesticide compounds. Then, we performed a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) based on Jaccard dissimilarities, with 1000 permutations, using the *adonis2* function from the "vegan" package (Oksanen et al., 2025). This analysis provided insights into how the type of site (i.e. hedgerows, gardens in BSN and gardens in FO) and the species (five species commonly caught in both environments, Table 2) influence the presence of pesticide compounds.

2.4.2. Pesticide contamination in farmland hedgerows – effect of organic farming

We focused only on birds caught in farmland hedgerows (seven species, Table 2), and we investigated each parameter of pesticide contamination (i.e., N_C, C_T, RQ_T) twice. One model was composed of the percentage of organic farming in a 250m radius buffer, the sex of birds and the date of capture as explanatory variable, and the species as a random variable. This model allowed us to explore the global effect of organic farming, whatever the species. To determine the direction of the effect, we retrieved the estimate (β) from the model summary and calculated its 95% confidence interval using the *confint* function from the "stats" package. In the second model, we added the species and the interaction of the percentage farming in the model as explanatory variables to explore whether organic farming influences differently passerine species. The number of compounds and the total concentration were investigated through a generalised linear mixed effects model for the first model and a generalised linear model for the second one fitted with a Poisson distribution (P-GLMM and P-GLM) and a Gamma distribution (G-GLMM and G-GLM), respectively. A linear mixed effects model (LMM) and a linear model (LM) were used to analyse the log-transformed total risk quotient. Moran's I values were close to zero and non-significant ($p > 0.05$) across all models, indicating the absence of residual spatial autocorrelation in farmland hedgerows.

Furthermore, we computed correlations for each species separately to assess the relationship between pesticide contamination in birds (i.e., N_C, C_T, RQ_T) and the percentage of organic farming. Depending on sample size and data distribution, different correlation methods were applied: Pearson correlation coefficient (r) when sample size was ≥ 15 and normality was not rejected (Shapiro–Wilk test, $p > 0.05$); Spearman's rank correlation coefficient (ρ) when normality was rejected and sample size was ≥ 15; and Kendall's rank correlation coefficient (τ) when sample size was < 15. To estimate the uncertainty around correlation coefficients, we calculated 95% confidence intervals (CI) using a non-parametric bootstrap procedure with 1,000 iterations, implemented with the "psych" package (Revelle, 2007). Given the limited size of our samples, we considered that there was a strong correlation when the coefficient was strictly greater than |0.5|, moderate when the coefficient was between |0.2| and |0.5|, and null when the coefficient was strictly lower than |0.2|.

2.4.3. Pesticide contamination in domestic gardens – effect of the distance from the nearest conventional crop

We focused only on birds caught in gardens (nine species, Table 2). We analysed the three parameters of pesticide contamination in the same way as previously: one model with the distance to the nearest conventional crop, the sex of birds, the date of capture and the municipality (BSN or FO) as explanatory variables, and the species as a random variable, to assess the global effect of the proximity

to treated crops; and another model with the species and its interaction with the distance as explanatory variables. We also retrieved the estimate (β) from the model summary and calculated its 95% confidence interval. Here, N_C was analysed with a Negative Binomial distribution (NB-GLMM and NB-GLM), C_T with a Gamma distribution (G-GLMM and G-GLM) and the log-transformed RQ_T with a linear model (LMM and LM). As with previous analyses, Moran's I values were close to zero and non-significant ($p > 0.05$) for all models, indicating no evidence of residual spatial autocorrelation in gardens and supporting that sites could be treated as independent.

As previously described, we also computed correlations for each species separately to assess the relationship between each parameter of pesticide contamination in birds with the distance from the nearest conventional crop. According to sample size and normality, Pearson correlation coefficient (r), Spearman's rank correlation coefficient (ρ) or Kendall's rank correlation coefficient (τ) were calculated as well as 95% confidence intervals (CI). We considered that there was a strong correlation when the coefficient was strictly greater than |0.5|, moderate when the coefficient was between |0.2| and |0.5|, and null when the coefficient was strictly lower than |0.2|.

3. Results

3.1. Pesticide contamination in farmland hedgerows vs. domestic gardens

Overall, 37 out of the 111 compounds quantified were found in the five species included for the comparison between farmland hedgerows and gardens: 14 fungicides, 15 herbicides, and 8 insecticides (Figure 2, Table S1). Eurasian blackcaps had the highest diversity of compounds, with 34 compounds out of the 37 compounds detected, 31 compounds were found in common blackbirds, 30 in great tits and dunnocks, and 27 in European robins. Among the 37 compounds detected, 62% were strictly used in farming areas (23 compounds out of 37 compounds detected), 35% were for farming and domestic use (13 compounds) and 3% for farming, domestic and veterinary use (1 compound, imidacloprid). All 37 compounds were detected in all types of site (hedgerows, both village gardens) except for one, found only in gardens, the chlorotoluron (farming use) though only in 2 birds, and for four other compounds (kresoxim methyl, zoxamide, quinoxyfen and cyantraniliprole, all used for crops), which were only detected in birds caught in hedgerows (only in 1 individual each time). The most common compound found was acetamiprid, an insecticide from the neonicotinoid family, detected in all bird species and in 37% of birds (56 birds out of 153), despite its ban from use in France since 2018. In fact, 17 out of the 37 compounds found have been banned in France before the year of the study (Figure 2).

The type of site did not influence significantly the number of compounds ($N_C = 7.92 \pm 2.85$, $N_C = 4.87 \pm 2.62$ and $N_C = 5.40 \pm 2.94$ in average in farmland hedgerows, gardens in BSN and gardens in FO respectively, Tables 2 and 3, Figure 3a) nor the total concentration ($C_T = 429.57 \pm 452.00$ pg.mg^{-1}, $C_T = 579.25 \pm 675.04$ pg.mg^{-1} and $C_T = 430.82 \pm 407.49$ pg.mg^{-1} in average in farmland hedgerows,

gardens in BSN and gardens in FO respectively, Tables 2 and 3, Figure 3b). The log-transformed RQ_T did not differ according to the type of site either (Tables 2 and 3, Figure 3c). In addition, the three parameters did not differ according to the species, the sex of birds and the date of capture (Table 3). Composition of pesticide contamination did not differ among types of site (PERMANOVA based on Jaccard dissimilarities, p=0.20, Figure 3d), nor among species (p=0.53), nor according to their interaction (p=0.52).

Table 3. Summary of the effects of the type of site (Hedgerows, Gardens in BSN, Gardens in FO), the species, their interaction, the sex and the date of capture (in Julian days) on the number of compounds, the total concentration and the log-transformed total risk quotients (RQ), analysed respectively using a NB-GLM, a G-GLM and a LM (n=153). The effects of the site and the species on the number of pesticides, the total concentration and the risk quotient are shown in Figure 3.

Parameters	X^2	*df*	*P*
Number of compounds			
Type of site	1.00	2	0.60
Species	3.09	4	0.54
Sex	0.30	1	0.57
Date	0.21	1	0.59
Site x Species	7.49	8	0.43
Total concentration			
Type of site	0.15	2	0.92
Species	8.09	4	0.26
Sex	0.73	1	0.38
Date	0.97	1	0.47
Site x Species	10.60	8	0.26
Log-transformed total RQ			
Type of site	0.24	2	0.89
Species	6.11	4	0.35
Sex	0.28	1	0.58
Date	0.04	1	0.75
Site x Species	3.65	8	0.94

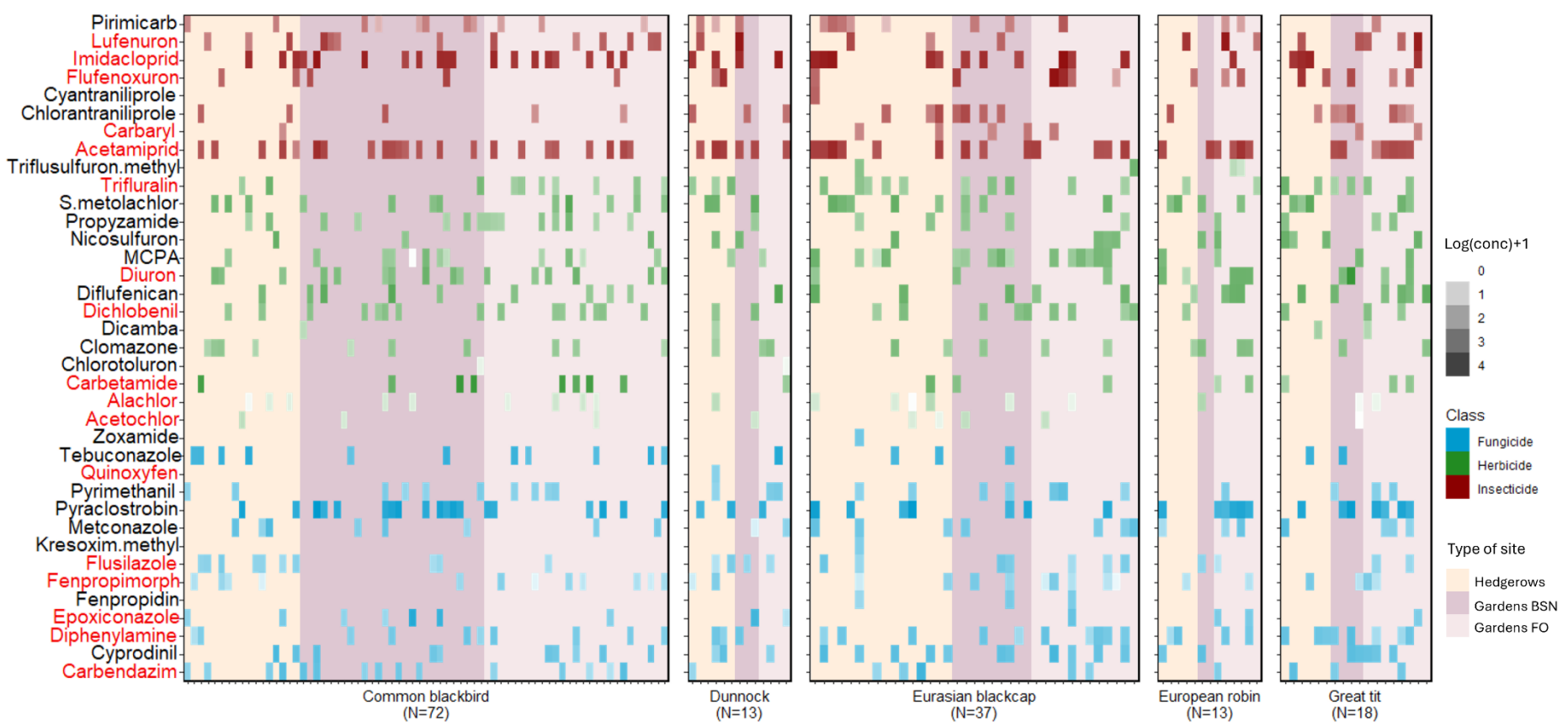


Figure 2. Heatmap showing the log-transformed concentrations +1 (in $pg.mg^{-1}$) of the 37 compounds detected in the blood of five passerine species caught in three types of site: farmland hedgerows, gardens in Beauvoir-sur-Niort (BSN), and gardens in Fors (FO). Columns represent birds and rows represent pesticide compounds. The compounds are classified according to the pesticide class (fungicides in blue, herbicides in green and insecticides in dark red). The shading indicates the intensity of the concentration: the darker the shading, the higher the concentration. The names of compounds in red are those that were banned in 2022 or earlier.

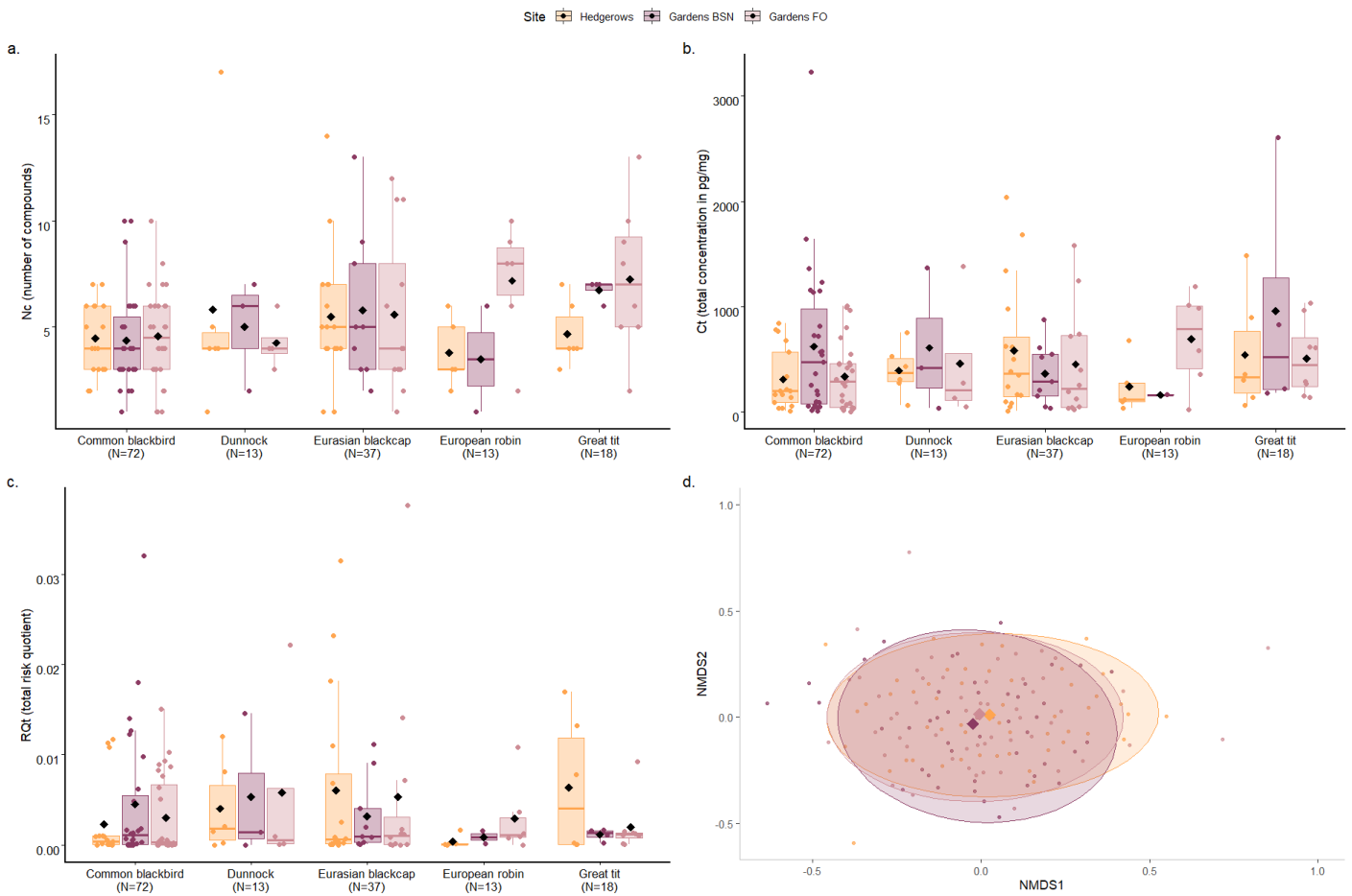


Figure 3. Effects of the type of site (hedgerows, gardens in BSN, gardens in FO) and the species on (a) the number of compounds detected (N_C), (b) the total concentration (C_T, sum of all compound concentrations in $pg.mg^{-1}$), (c) the total risk quotient (RQ_T, sum of all risk quotients) and (d) Jaccard dissimilarities reflecting the composition of pesticide contamination of five passerine species. Each point represents an individual value. In the boxplots, black diamonds represent the mean intensity, the bold line is the median, the box is between the two quartiles (lower edge is the 25th percentile while the upper edge is the 75th percentile), and whiskers extend to 1.5 times the interquartile range. In plot (d), the centroids of the ellipses are symbolised by squares. The sample sizes for each species appear in brackets below each bar, and the sample sizes for each type of farming appear in Table 2.

3.2. Pesticide contamination in farmland hedgerows – effect of organic farming

Considering all seven species, the number of compounds and the log-transformed total RQ did not differ significantly according to the percentage of organic farming (Table 4, β = 0.0001, 95%CI [-0.0029; 0.0032], Figures 4a and β = -0.0016, 95%CI [-0.0086; 0.0053], Figure 4c respectively). However, the total concentration decreased significantly by ~11.2% as the percentage of organic farming increased around the hedgerows (β = -0.0070, 95%CI [-0.0135; -0.0004], Table 4, Figure 4b). However, when the species was added as a fixed factor, the number of compounds, the total concentration of pesticides and the log-transformed total RQ were no longer influenced by the percentage of organic farming. The species did not have significant effect on the three parameters either. In both models (i.e., the first one with the species as a random factor and the second one with the species as a fixed factor), the sex of birds did not affect pesticide contamination, whereas the date of capture significantly influenced the number of compounds, with a decrease of ~18.7% as the season progressed (Table 4). Finally, the interaction between the species and the percentage of organic farming was not significant for the three parameters.

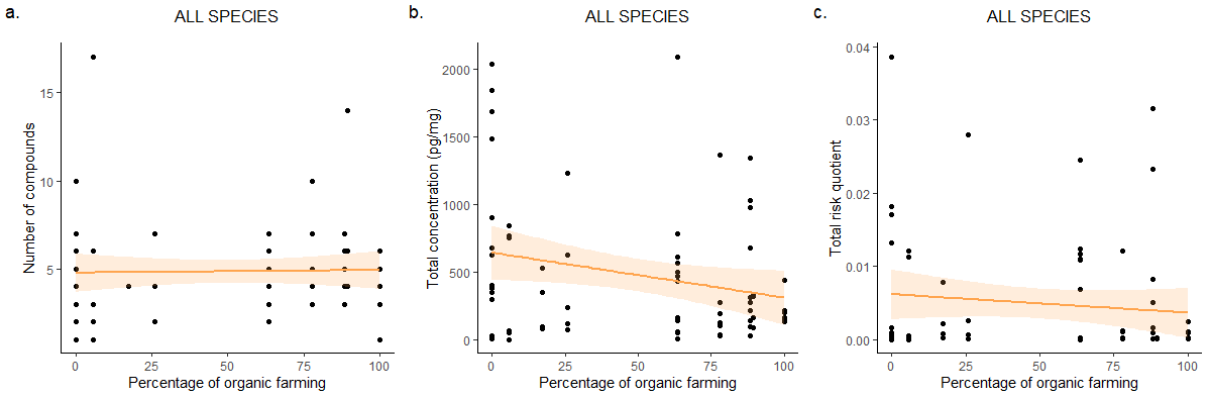


Figure 4. Effects of the percentage of organic farming for all species caught in farmland hedgerows and included in the analyses on (a) the number of compounds detected, (b) the total concentration (sum of all compound concentrations in $pg.mg^{-1}$) and (c) the total risk quotient (sum of all risk quotients). The line and the shading represent the values and 95% confidence interval. The effects of the percentage of organic farming for each species are shown in Figures S1, S2 and S3 for the number of compounds detected, total concentrations and total risk quotients, respectively.

Table 4. Summary of the effects of the percentage of organic farming (OF) in farmland hedgerows, the sex of birds and the date of capture (in Julian days), with the species as a random variable or a fixed factor on the number of compounds, the total concentration and the log-transformed total risk quotients (RQ), analysed respectively using a P-GLMM, a G-GLMM and a LMM. The effects of the percentage of organic farming on the number of pesticides, the total concentration and the risk quotient for all species are shown in Figure 4. The effects of the percentage of organic farming for each species on the number of pesticides, the total concentration and the total risk quotient are shown in Figure S1, S2 and S3 respectively.

Parameters	*Species as random factor*			*Species as fixed factor*		
	X²	***Df***	***P***	***X²***	***df***	***P***
Number of compounds						
%OF	0.09	1	0.93	3.21	1	0.07
Species	-	-	-	8.92	6	0.6
Sex	1.50	1	0.18	1.45	1	0.15
Date	**3.70**	**1**	**0.04**	**7.14**	**1**	**<0.01**
%OF x Species	-	-	-	6.57	6	0.26
Total concentration						
%OF	**4.36**	**1**	**0.04**	0.22	1	0.64
Species	-	-	-	3.59	6	0.73
Sex	0.12	1	0.72	0.25	1	0.62
Date	0.06	1	0.81	0.24	1	0.62
%OF x Species	-	-	-	6.31	6	0.39
Log-transformed total RQ						
%OF	0.04	1	0.64	0.29	1	0.61
Species	-	-	-	3.63	6	0.62
Sex	0.06	1	0.93	0.03	1	0.88
Date	0.54	1	0.58	0.07	1	0.77
%OF x Species	-	-	-	3.39	6	0.41

Nevertheless, the correlations between pesticide contamination parameters and the percentage of organic farming appear to differ between species (Table 6; Figures S1, S2, S3 for the number of compounds, total concentrations, and total RQ respectively). Indeed, strong negative correlations were detected for great tits and European robins, while Eurasian blackcaps and melodious warblers showed weak or no associations. In addition, some species showed contrasting responses depending on the parameter considered, as is the case of common nightingales for instance.

Table 6. Summary of the effects of the percentage of organic farming in hedgerows and the effects of the distance from the nearest conventional crop in gardens for each species and all pesticide contamination parameters (i.e., number of compounds N_C, total concentrations C_T and total risk quotients RQ_T). Pearson correlation coefficients (r), Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species are given with their 95 % confidence intervals. Red arrows show positive correlations (strictly higher than 0.2), grey arrows show null correlations (between -0.2 and 0.2), light green arrows show moderate negative correlations (between -0.2 and -0.5) and dark green arrows show strong correlations (strictly lower than -0.5). The effects of the percentage of organic farming for each species are shown in Figures S1, S2 and S3 for the number of compounds detected, total concentrations and total risk quotients, respectively. The effects of the distance from the nearest conventional crop for each species are shown in Figures S4, S5 and S6 for the number of compounds detected, total concentrations and total risk quotients, respectively.

Bird species	Parameters	Effect of %OF in hedgerows	Corr. coef 95% CI	Effect of dist. in gardens	Corr. coef 95% CI
Black redstart	N_C	-	-	↘	ρ = -0.40 [-0.69; -0.01]
	C_T	-	-	→	r = -0.14 [-0.57;0.32]
	RQ_T	-	-	↘	r = -0.24 [-0.68; 0.32]
Common blackbird	N_C	↗	r = 0.28 [-0.22; 0.68]	→	ρ = -0.11 [-0.34; 0.16]
	C_T	→	ρ = -0.10 [-0.46; 0.63]	↘	ρ = -0.26 [-0.47; -0.01]
	RQ_T	→	ρ = 0.06 [-0.41; 0.53]	→	ρ = -0.13 [-0.38; 0.13]
Common linnet	N_C	-	-	↘	τ = -0.36 [-1.00; 0.82]
	C_T	-	-	↘	τ = -0.41 [-1.00; 0.45]
	RQ_T	-	-	↘	τ = -0.41 [-1.00; 0.54]
Common nightingale	N_C	↗	τ = 0.47 [-0.25; 1.00]	-	-
	C_T	→	τ = -0.15 [-0.58; 0.77]	-	-
	RQ_T	↘	τ = -0.23 [-0.91; 0.10]	-	-

Dunnock	N_C	→	τ = 0.16 [-0.85; 1.00]	↘	τ = -0.47 [-1.00; 0.42]
	C_T	↘	τ = -0.36 [-1.00; 0.64]	↘	τ = -0.25 [-0.88; 0.41]
	RQ_T	→	τ = 0.07 [-1.00; 1.00]	↘	τ = -0.35 [-0.88; 0.26]
Eurasian blackcap	N_C	→	ρ = 0.01 [-0.57; 0.59]	→	ρ = -0.08 [-0.51; 0.38]
	C_T	→	τ = -0.11 [-0.58; 0.59]	→	ρ = -0.07 [-0.53; 0.41]
	RQ_T	→	τ = 0.05 [-0.54; 0.62]	→	ρ = -0.09 [-0.53; 0.41]
Eurasian chaffinch	N_C	-	-	↘	τ = -0.25 [-0.93; 0.58]
	C_T	-	-	↘	τ = -0.26 [-0.80; 0.33]
	RQ_T	-	-	→	τ = -0.15 [-0.71; 0.52]
European goldfinch	N_C	-	-	→	τ = -0.12 [-0.94; 0.60]
	C_T	-	-	↘	τ = -0.93 [-1.00; -0.75]
	RQ_T	-	-	↘	τ = -0.72 [-1.00; -0.25]
European robin	N_C	↘	τ = -0.22 [-1.00; 1.00]	↘	τ = -0.34 [-0.89; 0.34]
	C_T	↘	τ = -0.53 [-1.00; 0.38]	↘	τ = -0.70 [-0.94; -0.35]
	RQ_T	↘	τ = -0.53 [-1.00; 0.38]	↘	τ = -0.54 [-0.96; 0.08]
Great tit	N_C	↘	τ = -0.70 [-1.00; -0.32]	↘	τ = -0.21 [-0.66; 0.32]
	C_T	↘	τ = -0.70 [-1.00; 0.07]	↘	τ = -0.23 [-0.67; 0.32]
	RQ_T	↘	τ = -0.70 [-1.00; -0.07]	↘	τ = -0.26 [-0.69; 0.27]
Melodious warbler	N_C	→	τ = 0.16 [-0.58; 0.77]	-	-
	C_T	→	τ = -0.18 [-0.60; 0.47]	-	-
	RQ_T	→	τ = -0.18 [-0.83; 0.44]	-	-

3.3. Pesticide contamination in domestic gardens – effect of the distance from the nearest conventional crop

In the first model with species as a random factor, the number of compounds (β = -0.0054, 95%CI [-0.0093; -0.0014]), total concentration (β = -0.0024, 95%CI [-0.0039; -0.0010]) and log-transformed total RQ (β = -1.866e-03, 95%CI [-0.0033; -0.0005]) decreased significantly by ~43.5%, 14.0% and 29.9% respectively, as the distance to the nearest conventional crop plot increased (Table 5, Figure 5a, 5b, 5c, respectively). However, in the second model (with species as a fixed factor), the effect of proximity to the conventional crop was no longer significant on the three parameters. None of the other variables (species, sex of birds, date of capture and municipalities, i.e., BSN and FO) influenced any of the three parameters.

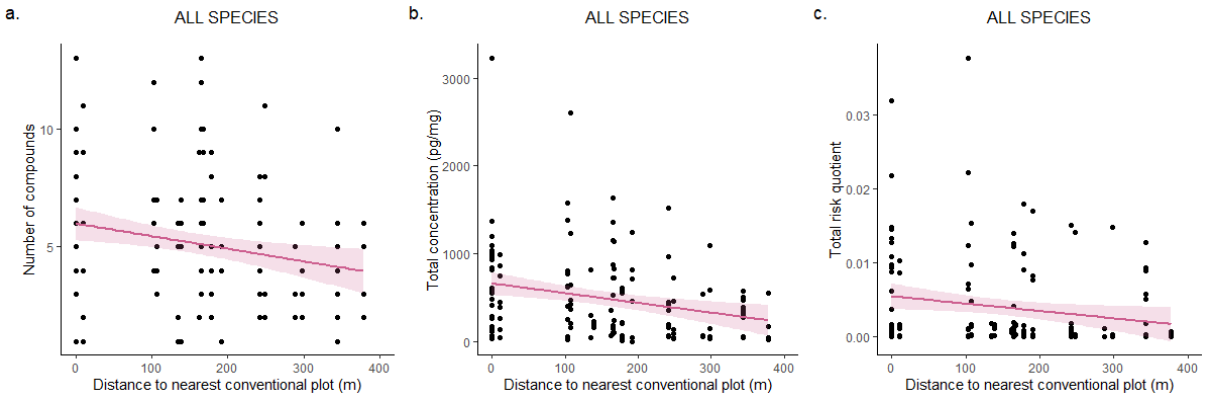


Figure 5. Effects of the distance from the nearest conventional crop for all species caught in gardens of the two municipalities and included in the analyses on (a) the number of compounds detected, (b) the total concentration (sum of all compound concentrations in $pg.mg^{-1}$) and (c) the total risk quotient (sum of all risk quotients). The line and the shading represent the values and 95% confidence interval. The effects of distance from the nearest conventional crop for each species are shown in Figures S4, S5 and S6 for the number of compounds detected, total concentrations and total risk quotients, respectively.

Table 5. Summary of the effects of the distance from the nearest conventional crop in gardens, the sex of birds, the date of capture (in Julian days) and the municipality (BSN and FO) with the species as a random variable or a fixed factor on the number of compounds, the total concentration and the log-transformed total risk quotients (RQ), analysed respectively using a NB-GLMM, a G-GLMM and a LMM. The effects of the distance from the nearest conventional crop on the number of pesticides, the total concentration and the risk quotient for all species are shown in Figure 5. These effects for each species on the number of pesticides, the total concentration and the total risk quotient are shown in Figure S3, S4 and S5 respectively.

Parameters	*Species as random factor*			*Species as fixed factor*		
	X²	***df***	***P***	***X²***	***df***	***P***
Number of compounds						
Distance	**7.19**	**1**	**<0.01**	1.36	1	0.24
Species	-	-	-	7.62	8	0.47
Sex	0.02	1	0.89	0.02	1	0.88
Date	1.20	1	0.27	0.58	1	0.45
Municipality	0.52	1	0.47	0.09	1	0.77
Distance x Species	-	-	-	4.71	8	0.79
Total concentration						
Distance	**7.74**	**1**	**<0.001**	0.62	1	0.43
Species	-	-	-	2.10	8	0.98
Sex	0.15	1	0.70	0.32	1	0.57
Date	0.00	1	0.95	0.07	1	0.79
Municipality	0.57	1	0.45	0.55	1	0.47
Distance x Species	-	-	-	9.23	8	0.32
Log-transformed total RQ						
Distance	**6.98**	**1**	**<0.01**	1.53	1	0.21
Species	-	-	-	3.28	8	0.90
Sex	2.80	1	0.09	0.98	1	0.31
Date	0.52	1	0.47	0.66	1	0.41
Municipality	0.00	1	0.93	0.18	1	0.66
Distance x Species	-	-	-	6.31	8	0.57

Although their interaction was not significant, probably due to low numbers of samples for some species, the associations between pesticide contamination and the proximity to conventional crops seemed to differ among species. Indeed, moderate or strong negative correlations were found for some species, as all three parameters decreased as the distance to the nearest conventional crop increased for four species out of the nine species included in the analyses (common linnets, dunnocks, European robins and great tits; Table 6, Figures S4, S5, S6 for the number of compounds, total concentrations, and total RQ respectively). Some species showed moderate or strong correlations only for two

parameters, as is the case for black redstarts, Eurasian chaffinches and European goldfinches, whereas Eurasian blackcaps did not show any association between pesticide contamination and the distance to the nearest conventional crop. Notably, no species showed a positive correlation between contamination and distance from treated fields.

4. Discussion

This study aimed to compare pesticide contamination in passerine birds caught in farmland hedgerows and residents' gardens and to explore whether organic farming and the distance from conventional crops could reduce contamination levels in both environments. We found widespread pesticide contamination across types of sites (i.e., farmland hedgerows, gardens in Beauvoir-sur-Niort and gardens in Fors), with similar levels of contamination and composition. Our results also highlighted a reducing effect of organic farming only on pesticide concentrations in hedgerows. In addition, all three parameters in birds caught in gardens (i.e., number of compounds, total concentration and total risk quotient) decreased significantly with the increase of the distance to the nearest conventional crop. Both organic farming and distance from treated crops seemed, therefore, useful to limit pesticide contamination in passerine birds, despite the ubiquitous contamination generalized to all environments. Passerine birds can therefore be valuable bioindicators of the positive effects of organic farming and distance from treated crops.

4.1. Widespread pesticide contamination of passerines in agricultural environments and residents' gardens

Consistent with previous findings (Bailly et al., 2025; Fuentes et al., 2023), our study confirms the ubiquitous pesticide contamination and the presence of some compounds in passerines several years after their ban, reflecting that some compounds may persist in the environment for longer than estimated. Despite bans on certain compounds, many have been commercially available for decades to both farmers and non-farmer residents. The fraudulent or inadvertent use of such leftover products, remaining in circulation long after their official withdrawal from the market, cannot be excluded, as described in our previous study (Bailly et al., 2025).

Surprisingly, we did not detect any significant differences in pesticide contamination levels (i.e., number of compounds, total concentration, and total risk quotient), nor in the contamination profiles (i.e., presence of specific compounds) between birds captured in agricultural hedgerows and those from residential gardens. Contrary to expectations, birds inhabiting non-agricultural areas such as gardens were not less contaminated than those caught in farmland areas. Agricultural areas are subject to intensive pesticide use, sometimes at high levels. For example, in 2021, soft wheat crops in the Nouvelle-

Aquitaine region received an average of 3.6 pesticide treatments (SSP and Agreste, 2024). As a result, non-target species are highly contaminated by pesticides in agricultural environments, as reported in our study area across multiple taxa, including earthworms (Pelosi et al., 2021, 2022), small mammals (Fritsch et al., 2022), passerine birds (Bailly et al., 2025), grey partridges (Bariod et al., 2025) and Montagu's harriers (Fuentes et al., 2023, 2025). However, in urban environments, such as in residents' gardens, far fewer pesticides are used. A reduction in pesticide contamination in birds from gardens compared to those from farmland was therefore expected, but not observed. Moreover, the proposal for a Regulation on the Sustainable Use of Pesticides (SUR) by the European Commission states 3-metre buffer zones without any pesticide use between sprayed fields and inhabited buildings, to reduce pesticide exposure for residents living near treated fields. In France, based on the recommendations of the French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety, larger buffer zones were established since 1st of January 2020 (5, 10 or 20 metres according to the type of crop, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2025). Such non-treatment buffer zones were expected to reduce contamination in residential areas. As our results showed that pesticide contamination in birds from gardens remained comparable to that of birds from agricultural hedgerows, the effectiveness of these measures can be challenged. This suggests that current buffer distances may be insufficient to prevent pesticide dispersal beyond treated areas, possibly due to rainwater run-off (Chen et al., 2019) or spray drift during or shortly after application (Albaseer et al., 2025; Felsot et al., 2010; Hong et al., 2021; Lazzaro et al., 2008; Zhang et al., 2024). Many studies have demonstrated that a substantial proportion of pesticides drift away from target areas during application (Albaseer et al., 2025; Hong et al., 2021). The extent of aerial drift can depend on the type of crop and spraying technique. For most crops, drift fractions due to pesticide application are less than 3% of the mass applied, whereas higher values are observed in vineyards and orchards (up to ~5%), and extreme cases occur with aerial spraying, where drift can reach 20–60% of the pesticide mass applied to soybean fields for instance (Zhang et al., 2024). Other studies have reported that between 10 and 60% of applied pesticides can travel more than 300 m from the treated fields, while over 70% of deposits were detected as far as 195m downwind (Salyani and Cromwell, 1992; van den Berg et al., 1999). Such pesticide dispersal can also explain why the increase in the percentage of organic farming did not affect the number of compounds detected or the total risk quotient in birds caught in farmland hedgerows. Indeed, birds caught in organic environments had surprisingly the same diversity of compounds as those caught in strictly conventional environments, which underlines the ubiquitous contamination of all environments, including those in organic farming, despite zero synthetic pesticide pressure. Moreover, since the expansion of organic farming is relatively recent, birds caught in organic farming may still be exposed to residual compounds applied before conversion. Given the long environmental persistence of certain pesticides, further analyses that consider the year of conversion to organic farming are needed to better understand pesticide contamination in environments where synthetic pesticide use has ceased.

The high levels of pesticide contamination in villages may also be explained by the application of pesticides by residents in their gardens, vegetable gardens, or homes. Indeed, pesticide use in urban and domestic settings is widespread and not limited to agriculture, with applications occurring in home gardens, lawns, and other non-agricultural areas, in significant quantities (Md Meftaul et al., 2020; Rani et al., 2021; Tessier et al., 2023). For instance, a study conducted in the United Kingdom between 2020 and 2021 reported that a substantial proportion of residents (32.2% of surveyed gardens) apply pesticides in their gardens, most commonly glyphosate, and that such practices can have detrimental effects on local wildlife (i.e., reductions in bird abundance and species richness, (Tassin de Montaigu and Goulson, 2023). Another study conducted in France in 2014 (Pesti'home survey) reported even higher usage rates, with 75% of households indicating that they had used at least one pesticide in the previous 12 months (Tessier et al., 2023). Future analysis of the surveys carried out among the residents of our study (including a list of compounds applied, application doses, number of applications, and application dates) could provide a better understanding of the sources of contamination and the links with agricultural and domestic uses.

4.2. Mitigating factors of pesticide contamination levels

Both organic farming and the distance to the nearest conventional crop seem to be relevant factors to mitigate pesticide contamination levels. Indeed, pesticide contamination was significantly influenced by the distance from the nearest conventional crop, considering all nine species caught in residents' gardens, as the number of compounds, total concentration and total risk quotients decreased by ~43.5%, 14.0% and 29.9% respectively. Although we cannot exclude the possibility that residents themselves apply pesticides to their gardens as previously described, our findings seem therefore to indicate that the main source of contamination remains pesticides applied to conventional crops. These results are consistent with our hypothesis that contamination in birds may decrease with distance from the main source of contamination, as is the case in other matrices such as household dust and air (Dereumeaux et al., 2020; Deziel et al., 2017; Gibbs et al., 2017; Gunier et al., 2011; Hogenkamp et al., 2004; Kawahara et al., 2005; Teysseire et al., 2021; Ward et al., 2006; Wofford et al., 2014) and residents' biological samples (Chevrier et al., 2014; Mercadante et al., 2013; Van Wendel De Joode et al., 2012; Wu et al., 2013). Although pesticide dispersal can extend contamination beyond treated crops, exposure generally remains highest at the edges of fields, within a few meters to tens of meters, as predicted by AgDrift models (Teske et al., 2002). Some more volatile compounds may be transported over longer distances, but their concentrations can be progressively diluted, leading to lower contamination levels several hundred meters away from treated areas. This dilution can be provided by landscape elements such as hedgerows and shrubs, as they intercept and concentrate pesticide drift (Kjær et al., 2014; Lazzaro et al., 2008; Otto et al., 2009). For instance, off-site spray reductions between 82 and 97% have been reported at the edge of fields containing at least one hedgerow (Lazzaro et al., 2008).

Nevertheless, the extent of pesticide drift is strongly influenced by meteorological conditions (e.g., wind currents), local topography (e.g., relief that can shapes water run-off), and landscape structure (Moore et al., 2021). Thus, even though contamination typically decreases with increasing distance from application sites, further analyses integrating these environmental variables together with pesticide application practices (e.g., type of sprayer, droplet size, aerial vs. ground spraying) are required to better understand the links between pesticide application and exposure in residents' gardens. Notably, reduced contamination levels were observed over long distances, as the most distant sites are located 378 m from treated crops, raising questions about the actual effectiveness of the regulatory distances established (5, 10 or 20 metres according to the type of crop, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2025). These results therefore suggest that the current buffer zones may be insufficient to limit pesticide exposure for organisms living near agricultural areas, as it was already proposed in Linhart et al. (2021) for instance.

In addition, although organic farming did not allow to mitigate the number of compounds detected nor the total risk quotient, the overall total concentration (including seven species) decreased by ~11.2% when the percentage of organic farming within a 250 metres radius increased (from 592.71 ± 564.48 $pg.mg^{-1}$ on average in sites with 0% of OF to 392.72 ± 435.37 $pg.mg^{-1}$ on average in sites with 100% of OF). A reduction in pesticide concentrations in birds caught in organic farming has already been reported in other studies (Fuentes et al., 2024a), although this effect may have been species-dependent (a decrease of 55% and 90% of total concentrations in OF for common blackbirds and Eurasian blackcaps respectively, Bailly et al., 2025). A first explanation for these lower concentrations as the organic farming gradient increases is that organic farming prohibits the use of synthetic pesticides (Van Mansvelt et al., 1998). Pesticide concentrations in the environment may be reduced and birds may therefore be less contaminated by pesticides due to a lower exposure through inhalation (Mineau, 2011; Sánchez-Bayo, 2011), dermal absorption (Driver et al., 1991; Hudson et al., 1979) or ingestion of contaminated food and water (Lopez-Antia et al., 2016; Mineau, 2011). Another, but not mutually exclusive, explanation is that birds foraging in environments mainly in organic farming generally have access to a more diverse food supply, resulting to a higher quality diet (Blackburn and Wallace, 2001; Girard et al., 2014). Such diets can be richer in carotenoids, which are known to play an important role in physiological detoxification processes. Consequently, birds feeding on carotenoid-rich diets could better mitigate the physiological stress induced by contaminants, ultimately contributing to lower pesticide loads (Møller et al., 2000).

4.3. Passerine birds as bioindicators of the variability of pesticide pressure

Despite the mitigating effect of organic farming and the distance from the nearest conventional crop on pesticide contamination found when pooling all the species, the analysis by species showed contrasting results. Indeed, correlation coefficients differed between species, indicating variable

responses among species to the percentage of organic farming in hedgerows and the distance to the nearest conventional crop in gardens (Table 6). For instance, pesticide contamination was moderately to strongly negatively correlated with the percentage of organic farming for great tits and European robins caught in farmland hedgerows, whereas no association was found for Eurasian blackcaps and melodious warblers. Birds caught in gardens also reflect this high variation between species: pesticide contamination in common linnets, dunnocks, European goldfinches, European robins and great tits was negatively correlated with the distance to the nearest conventional crop, whereas there was no association detected for Eurasian blackcaps. These species-dependent responses prevent us from generalising our findings to all bird populations and could be explained by several factors. These different patterns between species could result from physiological differences in the elimination of contaminants. Indeed, metabolic pathways and biotransformation rates can vary depending on both pesticide compounds (Katagi and Fujisawa, 2021; Li, 2023), and bird species through variations in body size, metabolic enzyme activity and feeding habits (Cooper et al., 2017; Kuo et al., 2022; Lucia et al., 2012; Rainio et al., 2012).

Our main hypothesis is linked to the contrasting ecologies of the species especially regarding their diet (i.e., insectivorous, granivorous, frugivorous, mixed diet), habitat use (e.g., urban or agricultural specialists, or spending a lot of time on the ground, in woodlands, in hedgerows), migratory status (i.e., migratory or sedentary) and home range size during the breeding season (Figure 6). Indeed, although passerine species of our study are generally not highly mobile during the breeding season, their home ranges range from 0.2 to 5 hectares (corresponding to circular buffers with radius between 20 and 130 metres). Consequently, we can assume that species with very restricted home ranges could better represent local contamination and, therefore, local pesticide pressure. For example, common blackbirds have a larger home range (estimated at 4.7 hectares, Ferry et al., 1981) than European robins (estimated at 0.84 ha in Kirwan et al., 2025, or at 2.1 ha in Ferry et al., 1981) and great tits (estimated at 1.2 ha on average, Figure 6, Wilkin et al., 2009). These last two species showed the strongest responses to the reduction in pesticide pressure in our study, both in farmland hedgerows (where contamination decreased with the increase of the percentage of organic farming) and in gardens (where contamination declined with greater distances from treated crops). Although home range sizes may vary with habitats and environmental conditions, European robins and great tits appear, therefore, to be reliable bioindicator species of local contamination, whereas other species such as common blackbirds or Eurasian blackcaps may reflect pesticide exposure over broader spatial scales (Becker, 2003; Siddig et al., 2016).

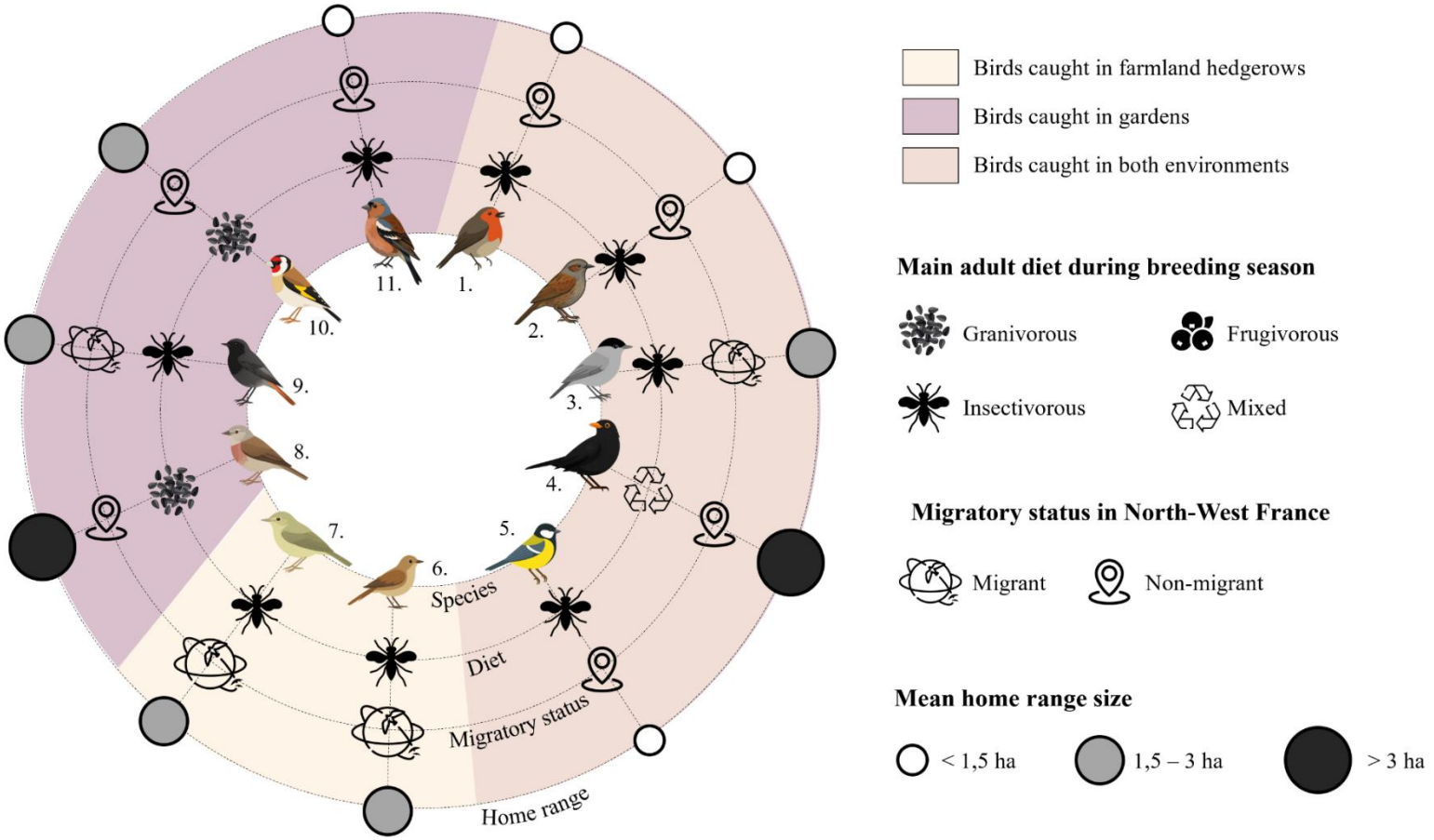


Figure 6: Ecological parameters, i.e., the main adult diet during breeding season, the migratory status in North-West France and the mean home size, for the eleven species caught in farmland hedgerows and gardens. The species caught in both environments are 1. European robin, 2. Dunnock, 3. Eurasian blackcap, 4. Common blackbird, 5. Great tit. Those caught only in farmland hedgerows are 6. Common nightingale and 7. Melodious warbler. Those caught only in gardens are 8. Common linnet, 9. Black redstart, 10. European goldfinch, 11. European chaffinch.

5. Conclusion

In summary, this study provides clear evidence of the widespread and realistic pesticide contamination affecting non-target wildlife. Our results demonstrate that both organic farming and increasing distance from treated fields can significantly reduce pesticide contamination in passerine birds. This reinforces the value of certain passerine species as bioindicators, as their contamination reliably reflects environmental pollutant pressure. However, despite these mitigating factors, our findings raise concerns about persistent environmental contamination and the contamination of non-target organisms, and highlight that an increase in the size of regulatory buffer zones combined with an overall reduction in pesticide use would be necessary to effectively limit exposure to residents. Future research should now focus on the sublethal effects of pesticides on avian life-history traits (e.g., physiology, morphology, and behaviour) to better assess risks at the individual level. Within the 'One Health' framework, the health of domestic and wild animals, humans, plants, and the environment is closely linked and interdependent (Destoumieux-Garzón et al., 2018; Giraudoux, 2023). Such adverse outcomes in birds may therefore also serve as early warning signals of potential health risks for humans. In the near future, exploring whether the reduction in contamination provided by the mitigating factors (i.e., higher proportions of organic farming in farmland environments and increased distances to the nearest treated field) also applies to human populations would also be interesting. An essential approach would be to quantify pesticide residues in environmental matrices (e.g., water, soil, air, seeds) as well as in biological matrices (e.g., insects, pets, humans through hair and urine). Such data (currently under analysis) would provide crucial insights into the relative contributions of different exposure routes and enable a more comprehensive assessment of the risks of pesticide exposure and health implications for both wildlife and humans.

References

Albaseer, S.S., Jaspers, V.L.B., Orsini, L., Vlahos, P., Al-Hazmi, H.E., Hollert, H., 2025. Beyond the field: How pesticide drift endangers biodiversity. Environmental Pollution 366, 125526. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125526

Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., Pulido, F., 2017. The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. Eur J Wildl Res 63, 26. https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9

Bailly, A., Monceau, K., Bretagnolle, V., Rodrigues, A., Millet, M., Moreau, J., 2025. Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming. Environmental Research 285, 122389. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389

Bariod, L., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Pays, O., Monceau, K., Moreau, J., 2025. Comparison of pesticide contamination between captive-reared and wild grey partridges: insights into environmental exposure disparities. Environ Sci Pollut Res 32, 21845–21854. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34925-z

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. J. Stat. Soft. 67. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Bavec, M., Bavec, F., 2015. Impact of Organic Farming on Biodiversity, in: Lo, Y.-H., Blanco, J.A., Roy, S. (Eds.), Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. InTech. https://doi.org/10.5772/58974

Becker, P.H., 2003. Chapter 19 Biomonitoring with birds, in: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (Eds.), Trace Metals and Other Contaminants in the Environment, Bioindicators & Biomonitors. Elsevier, pp. 677–736. https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80149-2

Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L., 2005. The Effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. AMBIO: A Journal of the Human Environment 34, 582–588. https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.582

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology 42, 261–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Berglund, Å.M.M., 2018. Evaluating blood and excrement as bioindicators for metal accumulation in birds. Environmental Pollution 233, 1198–1206. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.031

Bichet, C., Scheifler, R., Cœurdassier, M., Julliard, R., Sorci, G., Loiseau, C., 2013. Urbanization, trace metal pollution, and malaria prevalence in the House Sparrow. PLoS ONE 8, e53866. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053866

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. Basic and Applied Ecology 2, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. Science of The Total Environment 627, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142

Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. https://doi.org/10.1101/132753

Brouwer, M., Huss, A., Van Der Mark, M., Nijssen, P.C.G., Mulleners, W.M., Sas, A.M.G., Van Laar, T., De Snoo, G.R., Kromhout, H., Vermeulen, R.C.H., 2017. Environmental exposure to pesticides and the risk of Parkinson's disease in the Netherlands. Environment International 107, 100–110. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.001

Carles, C., Bouvier, G., Esquirol, Y., Piel, C., Migault, L., Pouchieu, C., Fabbro-Peray, P., Lebailly, P., Baldi, I., 2017. Residential proximity to agricultural land and risk of brain tumor in the general population. Environmental Research 159, 321–330. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.025

Chamberlain, D.E., Joys, A., Johnson, P.J., Norton, L., Feber, R.E., Fuller, R.J., 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? Biol. Lett. 6, 82–84. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0643

Chen, C., Guo, W., Ngo, H.H., 2019. Pesticides in stormwater runoff—A mini review. Front. Environ. Sci. Eng. 13, 72. https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3

Chevrier, C., Serrano, T., Lecerf, R., Limon, G., Petit, C., Monfort, C., Hubert-Moy, L., Durand, G., Cordier, S., 2014. Environmental determinants of the urinary concentrations of herbicides during pregnancy: The PELAGIE mother–child cohort (France). Environment International 63, 11–18. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.010

Coker, E., Gunier, R., Bradman, A., Harley, K., Kogut, K., Molitor, J., Eskenazi, B., 2017. Association between Pesticide Profiles Used on Agricultural Fields near Maternal Residences during Pregnancy and IQ at Age 7 Years. IJERPH 14, 506. https://doi.org/10.3390/ijerph14050506

Collar, N., Christie, D., 2020. Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comnig1.01

Cooper, Z., Bringolf, R., Cooper, R., Loftis, K., Bryan, A.L., Martin, J.A., 2017. Heavy metal bioaccumulation in two passerines with differing migration strategies. Science of The Total Environment 592, 25–32. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.055

Corral, S.A., De Angel, V., Salas, N., Zúñiga-Venegas, L., Gaspar, P.A., Pancetti, F., 2017. Cognitive impairment in agricultural workers and nearby residents exposed to pesticides in the Coquimbo Region of Chile. Neurotoxicology and Teratology 62, 13–19. https://doi.org/10.1016/j.ntt.2017.05.003

Costello, S., Cockburn, M., Bronstein, J., Zhang, X., Ritz, B., 2009. Parkinson's Disease and Residential Exposure to Maneb and Paraquat From Agricultural Applications in the Central Valley of California. American Journal of Epidemiology 169, 919–926. https://doi.org/10.1093/aje/kwp006

Cuny, D., 2012. La biosurveillance végétale et fongique de la pollution atmosphérique : concepts et applications. Annales Pharmaceutiques Françaises 70, 182–187. https://doi.org/10.1016/j.pharma.2012.05.003

Curl, C.L., Fenske, R.A., Kissel, J.C., Shirai, J.H., Moate, T.F., Griffith, W., Coronado, G., Thompson, B., 2002. Evaluation of take-home organophosphorus pesticide exposure among agricultural workers and their children. Environ Health Perspect 110. https://doi.org/10.1289/ehp.021100787

Curwin, B.D., HEIN, M.J., SANDERSON, W.T., STRILEY, C., HEEDERIK, D., KROMHOUT, H., REYNOLDS, S.J., ALAVANJA, M.C., 2007. Urinary Pesticide Concentrations Among Children, Mothers and Fathers Living in Farm and Non-Farm Households in Iowa. Ann Occup Hyg 51, 53–65. https://doi.org/10.1093/annhyg/mel062

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., 2015. fitdistrplus: An *R* Package for Fitting Distributions. J. Stat. Soft. 64. https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04

Dereumeaux, C., Fillol, C., Quenel, P., Denys, S., 2020. Pesticide exposures for residents living close to agricultural lands: A review. Environment International 134, 105210. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105210

Dereumeaux, C., Mercier, F., Soulard, P., Hulin, M., Oleko, A., Pecheux, M., Fillol, C., Denys, S., Quenel, P., 2022. Identification of pesticides exposure biomarkers for residents living close to vineyards in France. Environment International 159, 107013. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107013

Destoumieux-Garzón, D., Mavingui, P., Boetsch, G., Boissier, J., Darriet, F., Duboz, P., Fritsch, C., Giraudoux, P., Le Roux, F., Morand, S., Paillard, C., Pontier, D., Sueur, C., Voituron, Y., 2018. The One Health Concept: 10 Years Old and a Long Road Ahead. Front. Vet. Sci. 5, 14. https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00014

Devalloir, Q., Fritsch, C., Bangjord, G., Bårdsen, B.-J., Bourgeon, S., Eulaers, I., Bustnes, J.O., 2023. Long-term monitoring of exposure to toxic and essential metals and metalloids in the tawny owl (Strix aluco): Temporal trends and influence of spatial patterns. Science of The Total Environment 876, 162710. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162710

Deziel, N.C., Freeman, L.E.B., Graubard, B.I., Jones, R.R., Hoppin, J.A., Thomas, K., Hines, C.J., Blair, A., Sandler, D.P., Chen, H., Lubin, J.H., Andreotti, G., Alavanja, M.C.R., Friesen, M.C., 2017. Relative Contributions of Agricultural Drift, Para-Occupational, and Residential Use Exposure Pathways to House Dust Pesticide Concentrations: Meta-Regression of Published Data. Environ Health Perspect 125, 296–305. https://doi.org/10.1289/EHP426

Deziel, N.C., Friesen, M.C., Hoppin, J.A., Hines, C.J., Thomas, K., Freeman, L.E.B., 2015. A Review of Nonoccupational Pathways for Pesticide Exposure in Women Living in Agricultural Areas. Environ Health Perspect 123, 515–524. https://doi.org/10.1289/ehp.1408273

Doğanlar, Z.B., Doğanlar, O., Tozkir, H., Gökalp, F.D., Doğan, A., Yamaç, F., Aşkın, O.O., Aktaş, Ü.E., 2018. Nonoccupational Exposure of Agricultural Area Residents to Pesticides: Pesticide Accumulation and Evaluation of Genotoxicity. Arch Environ Contam Toxicol 75, 530–544. https://doi.org/10.1007/s00244-018-0545-7

Driver, C.J., Drown, D.B., Ligotke, M.W., Van Voris, P., McVeety, B.D., Greenspan, B.J., 1991. Routes of uptake and their relative contribution to the toxicologic response of Northern bobwhite (*Colinus virginianus*) to an organophosphate pesticide. Environmental Toxicology and Chemistry.

El-Zaemey, S., Heyworth, J., Fritschi, L., 2013. Noticing pesticide spray drift from agricultural pesticide application areas and breast cancer: a case-control study. Australian and New Zealand Journal of Public Health 37, 547–555. https://doi.org/10.1111/1753-6405.12111

Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., Jaspers, V.L.B., Krone, O., Duke, G., Helander, B., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-

continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use? Ecotoxicology 25, 777–801. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

Felsot, A.S., Unsworth, J.B., Linders, J.B.H.J., Roberts, G., Rautman, D., Harris, C., Carazo, E., 2010. Agrochemical spray drift; assessment and mitigation—A review. Journal of Environmental Science and Health, Part B 46, 1–23. https://doi.org/10.1080/03601234.2010.515161

Fenske, R.A., Lu, C., Barr, D., Needham, L., 2002. Children's exposure to chlorpyrifos and parathion in an agricultural community in central Washington State. Environ Health Perspect 110, 549–553. https://doi.org/10.1289/ehp.02110549

Ferry, C., Frochot, B., Leruth, Y., 1981. Territory and Home Range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) and Some Other Passerines, Assessed and Compared by Mapping and Capture-recapture. Studies in Avian Biology 6.

Fox, J., Weisberg, S., 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage Publications, Thousand Oaks CA.

Fritsch, C., Appenzeller, B., Burkart, L., Coeurdassier, M., Scheifler, R., Raoul, F., Driget, V., Powolny, T., Gagnaison, C., Rieffel, D., Afonso, E., Goydadin, A.-C., Hardy, E.M., Palazzi, P., Schaeffer, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bertrand, C., Pelosi, C., 2022. Pervasive exposure of wild small mammals to legacy and currently used pesticide mixtures in arable landscapes. Sci Rep 12, 15904. https://doi.org/10.1038/s41598-022-19959-y

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023. Neonicotinoids: still present in farmland birds despite their ban. Chemosphere 321, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024a. Organic farming reduces pesticide load in a bird of prey. Science of The Total Environment 930, 172778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172778

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024b. First evidence of age-dependent decreases in non-persistent pesticide mixtures in nestlings of a farmland raptor. Environmental Research 263, 120179. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120179

Fuentes, E., Moreau, J., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2025. Pesticide contamination patterns in Montagu's harrier (*Circus pygargus*) chicks. Environ Sci Pollut Res 32, 21816–21827. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34937-9

Gabriel, D., Tscharntke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 43–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005

Gemmill, A., Gunier, R.B., Bradman, A., Eskenazi, B., Harley, K.G., 2013. Residential Proximity to Methyl Bromide Use and Birth Outcomes in an Agricultural Population in California. Environ Health Perspect 121, 737–743. https://doi.org/10.1289/ehp.1205682

Gibbs, J.L., Yost, M.G., Negrete, M., Fenske, R.A., 2017. Passive Sampling for Indoor and Outdoor Exposures to Chlorpyrifos, Azinphos-Methyl, and Oxygen Analogs in a Rural Agricultural Community. Environ Health Perspect 125, 333–341. https://doi.org/10.1289/EHP425

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 189, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033

Giraudoux, P., 2023. One health (une seule santé) : concept nouveau en maturation ou vieille histoire ? Bull. Acad. Vét. France 176. https://doi.org/10.3406/bavf.2023.71063

Gómez-Barroso, D., García-Pérez, J., López-Abente, G., Tamayo-Uria, I., Morales-Piga, A., Pardo Romaguera, E., Ramis, R., 2016. Agricultural crop exposure and risk of childhood cancer: new findings from a case–control study in Spain. Int J Health Geogr 15, 18. https://doi.org/10.1186/s12942-016-0047-7

Grabovska, T., Lavrov, V., Rozputnii, O., Grabovskyi, M., Mazur, T., Polishchuk, Z., Prisjazhnjuk, N., Bogatyr, L., 2020. Effect of organic farming on insect diversity. Ukr J Ecol 10, 96–101. https://doi.org/10.15421/2020_174

Gunier, R.B., Ward, M.H., Airola, M., Bell, E.M., Colt, J., Nishioka, M., Buffler, P.A., Reynolds, P., Rull, R.P., Hertz, A., Metayer, C., Nuckols, J.R., 2011. Determinants of Agricultural Pesticide Concentrations in Carpet Dust. Environ Health Perspect 119, 970–976. https://doi.org/10.1289/ehp.1002532

Hamza-Chaffai, A., 2014. Usefulness of Bioindicators and Biomarkers in Pollution Biomonitoring. International Journal of Biotechnology for Wellness Industries 19–26.

Hartig, F., 2018. DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models, R Package version 020.

Hogenkamp, A., Vaal, M., Heederik, D., 2004. Pesticide exposure in dwellings near bulb growing fields in the Netherlands: an explorative study. Annals of Agricultural and Environmental Medicine 149–153.

Hong, S., Park, J., Jeong, H., Lee, S., Choi, L., Zhao, L., Zhu, H., 2021. Fluid Dynamic Approaches for Prediction of Spray Drift from Ground Pesticide Applications: A Review. Agronomy 11, 1182. https://doi.org/10.3390/agronomy11061182

Hudson, R.H., Haegele, M.A., Tucker, R.K., 1979. Acute oral and percutaneous toxicity of pesticides to mallards: correlations with mammalian toxicity data. Toxicology and Applied Pharmacology 47, 451–460. https://doi.org/10.1016/0041-008X(79)90515-5

Hyland, C., Laribi, O., 2017. Review of take-home pesticide exposure pathway in children living in agricultural areas. Environmental Research 156, 559–570. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.017

Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., Tiainen, J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. Agriculture, Ecosystems & Environment 97, 131–149. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00117-8

Katagi, T., Fujisawa, T., 2021. Acute toxicity and metabolism of pesticides in birds. J. Pestic. Sci. 46, 305–321. https://doi.org/10.1584/jpestics.D21-028

Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in northern Japan. Sci Rep 6, 34210. https://doi.org/10.1038/srep34210

Kawahara, J., Horikoshi, R., Yamaguchi, T., Kumagai, K., Yanagisawa, Y., 2005. Air pollution and young children's inhalation exposure to organophosphorus pesticide in an agricultural community in Japan. Environment International 31, 1123–1132. https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.001

Kirwan, G. M., N. Collar, and D. D. L. Goodman (2025). European Robin (Erithacus rubecula), version 1.1. In Birds of the World (G. M. Kirwan and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.eurrob1.01.1

Kjær, C., Bruus, M., Bossi, R., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Nuyttens, D., Larsen, S.E., 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. J. Pestic. Sci. 39, 14–21. https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-045

Kumstátová, T., Brinke, T., Tomková, S., Fuchs, R., Petrusek, A., 2004. Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. J Ornithol 145, 334–342. https://doi.org/10.1007/s10336-004-0048-3

Kuo, D.T.F., Rattner, B.A., Marteinson, S.C., Letcher, R., Fernie, K.J., Treu, G., Deutsch, M., Johnson, M.S., Deglin, S., Embry, M., 2022. A critical review of bioaccumulation and biotransformation of organic chemicals in birds. Reviews Env.Contamination (formerly:Residue Reviews) 260, 6. https://doi.org/10.1007/s44169-021-00007-1

Larsen, A.E., Gaines, S.D., Deschênes, O., 2017. Agricultural pesticide use and adverse birth outcomes in the San Joaquin Valley of California. Nat Commun 8, 302. https://doi.org/10.1038/s41467-017-00349-2

Lazzaro, L., Otto, S., Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. Agriculture, Ecosystems & Environment 123, 317–327. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.009

Lewis, K.A., Tzilivakis ,John, Warner ,Douglas J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 22, 1050–1064. https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Li, Z., 2023. Improved physiologically based kinetic (PBK) matrix for biotransfer modeling of pesticides in birds: The role of feather dynamics. Computational Toxicology 26, 100268. https://doi.org/10.1016/j.comtox.2023.100268

Linhart, C., Panzacchi, S., Belpoggi, F., Clausing, P., Zaller, J.G., Hertoge, K., 2021. Year-round pesticide contamination of public sites near intensively managed agricultural areas in South Tyrol. Environmental Sciences Europe 33, 1. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00446-y

Lopez-Antia, A., Feliu, J., Camarero, P.R., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. Journal of Applied Ecology 53, 1373–1381. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12668

Lu, C., Fenske, R.A., Simcox, N.J., Kalman, D., 2000. Pesticide Exposure of Children in an Agricultural Community: Evidence of Household Proximity to Farmland and Take Home Exposure Pathways. Environmental Research 84, 290–302. https://doi.org/10.1006/enrs.2000.4076

Lucia, M., Bocher, P., Cosson, R.P., Churlaud, C., Bustamante, P., 2012. Evidence of species-specific detoxification processes for trace elements in shorebirds. Ecotoxicology 21, 2349–2362. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0991-3

McKenzie, A. J., Whittingham, M. J., 2009. Why are birds more abundant on organic farms. Journal of Food, Agriculture & Environment, vol 7, 807-814.

Md Meftaul, I., Venkateswarlu, K., Dharmarajan, R., Annamalai, P., Megharaj, M., 2020. Pesticides in the urban environment: A potential threat that knocks at the door. Science of The Total Environment 711, 134612. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134612

Mercadante, R., Polledri, E., Bertazzi, P.A., Fustinoni, S., 2013. Biomonitoring short- and long-term exposure to the herbicide terbuthylazine in agriculture workers and in the general population using urine and hair specimens. Environment International 60, 42–47. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.016

Mineau, P., 2011. Barking up the wrong perch: why we should stop ignoring non dietary routes of pesticide exposure in birds. Integr Envir Assess & Manag 7, 297–299. https://doi.org/10.1002/ieam.174

Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2025. Distances de sécurité pour les traitements phytopharmaceutiques à proximité des habitations. https://agriculture.gouv.fr/distances-de-securite-pour-les-traitements-phytopharmaceutiques-proximite-des-habitations (accessed 26 August 2025)

Mo, L., Zheng, X., Sun, Y., Yu, L., Luo, X., Xu, X., Qin, X., Gao, Y., Mai, B., 2018. Selection of passerine birds as bio-sentinel of persistent organic pollutants in terrestrial environment. Science of The Total Environment 633, 1237–1244. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.311

Møller, A.P., Biard, C., Houston, D.C., Ninni, P., Saino, N., Surai, P.F., 2000. Carotenoid-dependent signals: indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? Avian and Poultry Biology Reviews.

Moore, D.R.J., Priest, C.D., Brayden, B.H., Hanzas, J.P., Arpino, M.R., Richardson, L., Stryker, J., Banman, C., Rodney, S.I., Chapple, A., Hall, T., Isemer, R., Ortego, L., Rodea-Palomares, I., Tang, J., Wang, M., Xu, T., Yang, Y., 2021. A field spray drift study to determine the downwind effects of isoxaflutole herbicide to nontarget plants. Integrated Environmental Assessment and Management 18, 757–769. https://doi.org/10.1002/ieam.4508

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 336, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034

Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J.I., Ramirez, Á., Caffi, M., Pulido, F., 2017. How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. Animal Behaviour 123, 293–304. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.021

Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M.D., Durand, S., Evangelista, H.B.A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., Martino, C., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E.R., Smith, T., Stier, A., Braak, C.J.F.T., Weedon, J., 2022. vegan: Community Ecology Package.

Otto, S., Lazzaro, L., Finizio, A., Zanin, G., 2009. Estimating ecotoxicological effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 853–863. https://doi.org/10.1897/08-260R.1

Paul, K.C., Ling, C., Lee, A., To, T.M., Cockburn, M., Haan, M., Ritz, B., 2018. Cognitive decline, mortality, and organophosphorus exposure in aging Mexican Americans. Environmental Research 160, 132–139. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.09.017

Pelosi, C., Bertrand, C., Bretagnolle, V., Coeurdassier, M., Delhomme, O., Deschamps, M., Gaba, S., Millet, M., Nélieu, S., Fritsch, C., 2022. Glyphosate, AMPA and glufosinate in soils and

earthworms in a French arable landscape. Chemosphere 301, 134672. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134672

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat? Agriculture, Ecosystems & Environment 305, 107167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pfiffner, L., Häring, A.M., Dabbert, S., Stolze, M., Piorr, A., 2001. Contributions of organic farming to a sustainable environment, in: Organic Food and Farming. Towards Partnership and Action in Europe. 10-11 May 2001, Copenhagen, Denmark. Dänish Ministry for Food, Agriculture and Fisheries, pp. 115–123.

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Raanan, R., Gunier, R.B., Balmes, J.R., Beltran, A.J., Harley, K.G., Bradman, A., Eskenazi, B., 2017. Elemental Sulfur Use and Associations with Pediatric Lung Function and Respiratory Symptoms in an Agricultural Community (California, USA). Environ Health Perspect 125, 087007. https://doi.org/10.1289/EHP528

Rainio, M.J., Kanerva, M., Wahlberg, N., Nikinmaa, M., Eeva, T., 2012. Variation of Basal EROD Activities in Ten Passerine Bird Species – Relationships with Diet and Migration Status. PLoS ONE 7, e33926. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033926

Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A.S., Srivastav, A.L., Kaushal, J., 2021. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. Journal of Cleaner Production 283, 124657. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657

Rappazzo, K.M., Warren, J.L., Meyer, R.E., Herring, A.H., Sanders, A.P., Brownstein, N.C., Luben, T.J., 2016. Maternal residential exposure to agricultural pesticides and birth defects in a 2003 to 2005 North Carolina birth cohort. Birth Defects Research 106, 240–249. https://doi.org/10.1002/bdra.23479

Revelle, W., 2007. psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.psych

Roberts, E.M., English, P.B., Grether, J.K., Windham, G.C., Somberg, L., Wolff, C., 2007. Maternal Residence Near Agricultural Pesticide Applications and Autism Spectrum Disorders among Children in the California Central Valley. Environ Health Perspect 115, 1482–1489. https://doi.org/10.1289/ehp.10168

Rodrigues, A., Gaffard, A., Moreau, J., Monceau, K., Delhomme, O., Millet, M., 2023. Analytical development for the assessment of pesticide contaminations in blood and plasma of wild birds: The case of grey partridges (*Perdix perdix*). Journal of Chromatography A 1687, 463681. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463681

Rowe, C., Gunier, R., Bradman, A., Harley, K.G., Kogut, K., Parra, K., Eskenazi, B., 2016. Residential proximity to organophosphate and carbamate pesticide use during pregnancy, poverty during childhood, and cognitive functioning in 10-year-old children. Environmental Research 150, 128–137. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.048

Rull, R.P., Gunier, R., Von Behren, J., Hertz, A., Crouse, V., Buffler, P.A., Reynolds, P., 2009. Residential proximity to agricultural pesticide applications and childhood acute lymphoblastic leukemia. Environmental Research 109, 891–899. https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.07.014

Rull, R.P., Ritz, B., Shaw, G.M., 2006. Validation of self-reported proximity to agricultural crops in a case–control study of neural tube defects. J Expo Sci Environ Epidemiol 16, 147–155. https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500444

Rundlöf, M., Edlund, M., Smith, H.G., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. Ecography 33, 514–522. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05938.x

Salyani, M., Cromwell, R.P., 1992. Spray Drift From Ground and Aerial Applications. Transactions of the ASAE 35, 1113–1120. https://doi.org/10.13031/2013.28708

Sánchez-Bayo, F., 2011. Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. Ecological Impacts of Toxic Chemicals 63.

Siddig, A.A.H., Ellison, A.M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., Lau, M.K., 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. Ecological Indicators 60, 223–230. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036

Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å., Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. Oecologia 162, 1071–1079. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1588-2

SSP, Agreste, S. publique de l'agriculture, de l'alimentation, de la forêt et de la pêche, 2024. Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2021 - IFT et nombre de traitements (No. 7).

Tassin de Montaigu, C., Goulson, D., 2023. Habitat quality, urbanisation & pesticides influence bird abundance and richness in gardens. Science of The Total Environment 870, 161916. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161916

Teske, M.E., Bird, S.L., Esterly, D.M., Curbishley, T.B., Ray, S.L., Perry, S.G., 2002. AgDrift®: A model for estimating near-field spray drift from aerial applications. Environmental Toxicology and Chemistry 21, 659–671. https://doi.org/10.1002/etc.5620210327

Tessier, N., Boissonnot, R., Desvignes, V., Fröchen, M., Merlo, M., Blanchard, O., Chevrier, C., Guldner, L., Mandin, C., Yamada, O., Volatier, J.-L., 2023. Use and storage of pesticides at home in France (the Pesti'home survey 2014). Environmental Research 216, 114452. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114452

Teysseire, R., Manangama, G., Baldi, I., Carles, C., Brochard, P., Bedos, C., Delva, F., 2021. Determinants of non-dietary exposure to agricultural pesticides in populations living close to fields: A systematic review. Science of The Total Environment 761, 143294. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143294

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. J Appl Ecol 51, 746–755. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219

Tuomenpuro, J., 1989. Habitat preferences and territory size of the Dunnock *Prunella modularis* in southern Finland. Ornis Fennica 66, 133–141.

van den Berg, F., Kubiak, R., Benjey, W.G., Majewski, M.S., Yates, S.R., Reeves, G.L., Smelt, J.H., van der Linden, A.M.A., 1999. Emission of Pesticides into the Air. Water, Air, & Soil Pollution 115, 195–218. https://doi.org/10.1023/A:1005234329622

Van Mansvelt, J.D., Stobbelaar, D.J., Hendriks, K., 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. Landscape and Urban Planning 41, 209–227. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00060-7

Van Wendel De Joode, B., Barraza, D., Ruepert, C., Mora, A.M., Córdoba, L., Öberg, M., Wesseling, C., Mergler, D., Lindh, C.H., 2012. Indigenous children living nearby plantations with chlorpyrifos-treated bags have elevated 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (TCPy) urinary concentrations. Environmental Research 117, 17–26. https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.04.006

Vangestel, C., Braeckman, B.P., Matheve, H., Lens, L., 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). Biological Journal of the Linnean Society 101, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x

Ward, M.H., Lubin, J., Giglierano, J., Colt, J.S., Wolter, C., Bekiroglu, N., Camann, D., Hartge, P., Nuckols, J.R., 2006. Proximity to Crops and Residential Exposure to Agricultural Herbicides in Iowa. Environ Health Perspect 114, 893–897. https://doi.org/10.1289/ehp.8770

Wilkin, T.A., King, L.E., Sheldon, B.C., 2009. Habitat quality, nestling diet, and provisioning behaviour in great tits *Parus major*. Journal of Avian Biology 40, 135–145. https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2009.04362.x

Wofford, P., Segawa, R., Schreider, J., Federighi, V., Neal, R., Brattesani, M., 2014. Community air monitoring for pesticides. Part 3: using health-based screening levels to evaluate results collected for a year. Environ Monit Assess 186, 1355–1370. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3394-x

Wu, C., Feng, C., Qi, X., Wang, G., Zheng, M., Chang, X., Zhou, Z., 2013. Urinary metabolite levels of pyrethroid insecticides in infants living in an agricultural area of the Province of Jiangsu in China. Chemosphere 90, 2705–2713. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.050

Yu, L.-H., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Zeng, Y.-H., Zheng, X.-B., Wu, J.-P., Yu, Y.-J., Mai, B.-X., 2014. Organohalogen contamination in passerine birds from three metropolises in China: Geographical variation and its implication for anthropogenic effects on urban environments. Environmental Pollution 188, 118–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.023

Zhang, Y., Li, Z., Reichenberger, S., Gentil-Sergent, C., Fantke, P., 2024. Quantifying pesticide emissions for drift deposition in comparative risk and impact assessment. Environmental Pollution 342, 123135. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123135

Article 2

Supplementary Information

From agricultural landscapes to domestic gardens: wild passerines as bioindicators of environmental pesticide contamination

Audrey Bailly[1,2*], Karine Monceau[2,3], Maurice Millet[4], Etienne Debenest[5], Sabrina Gaba[2,3], Vincent Bretagnolle[2,3], Jérôme Moreau[2,3]

(1) USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(2) LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, 79360 Villiers-en-Bois, France

(3) UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(4) UMR 7515 ICPEES CNRS Université de Strasbourg, 67087 Cedex 2 Strasbourg, France

(5) Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, 79000 Niort, France

*Corresponding author:

Audrey Bailly, Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

Email address: audrey.bailly545@gmail.com

Figure S1. Effects of the percentage of organic farming on the number of compounds detected for each species caught in farmland hedgerows and included in the analyses. Pearson correlation coefficients (r), Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in orange on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

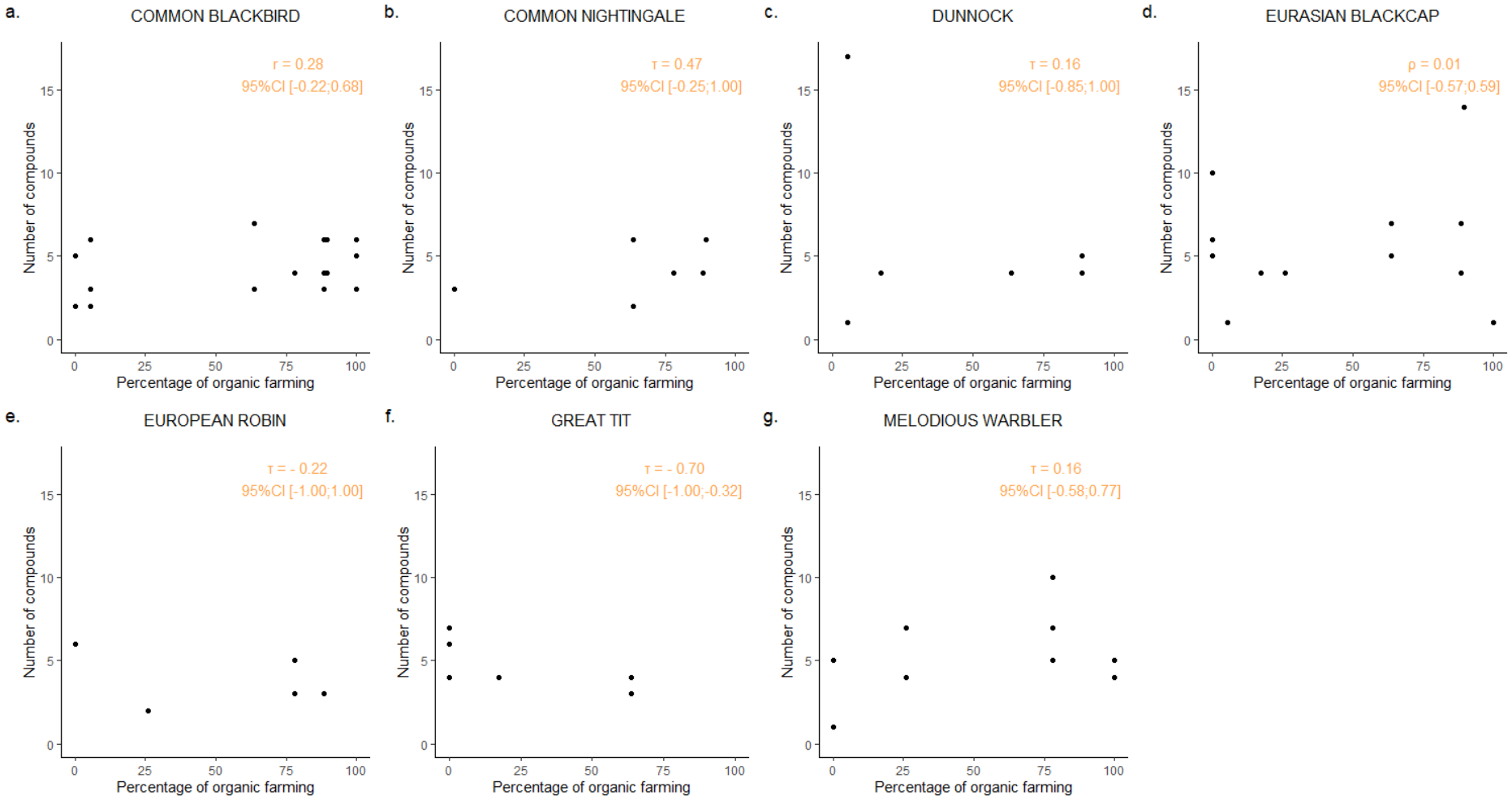


Figure S2. Effects of the percentage of organic farming on the total concentrations (in $pg.mg^{-1}$) for each species caught in farmland hedgerows and included in the analyses. Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in purple on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

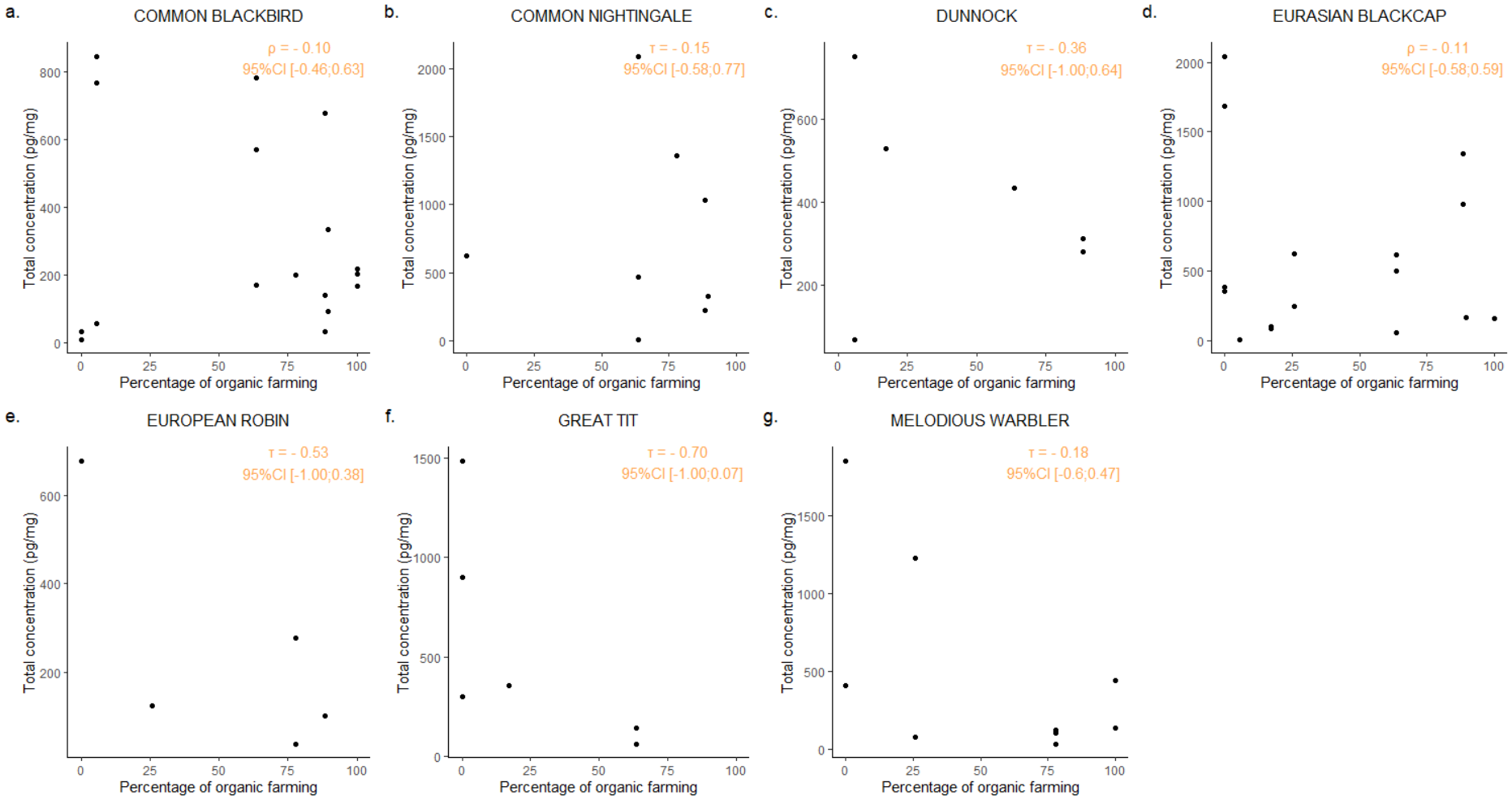


Figure S3. Effects of the percentage of organic farming on the total risk quotients for each species caught in farmland hedgerows and included in the analyses. Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in purple on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

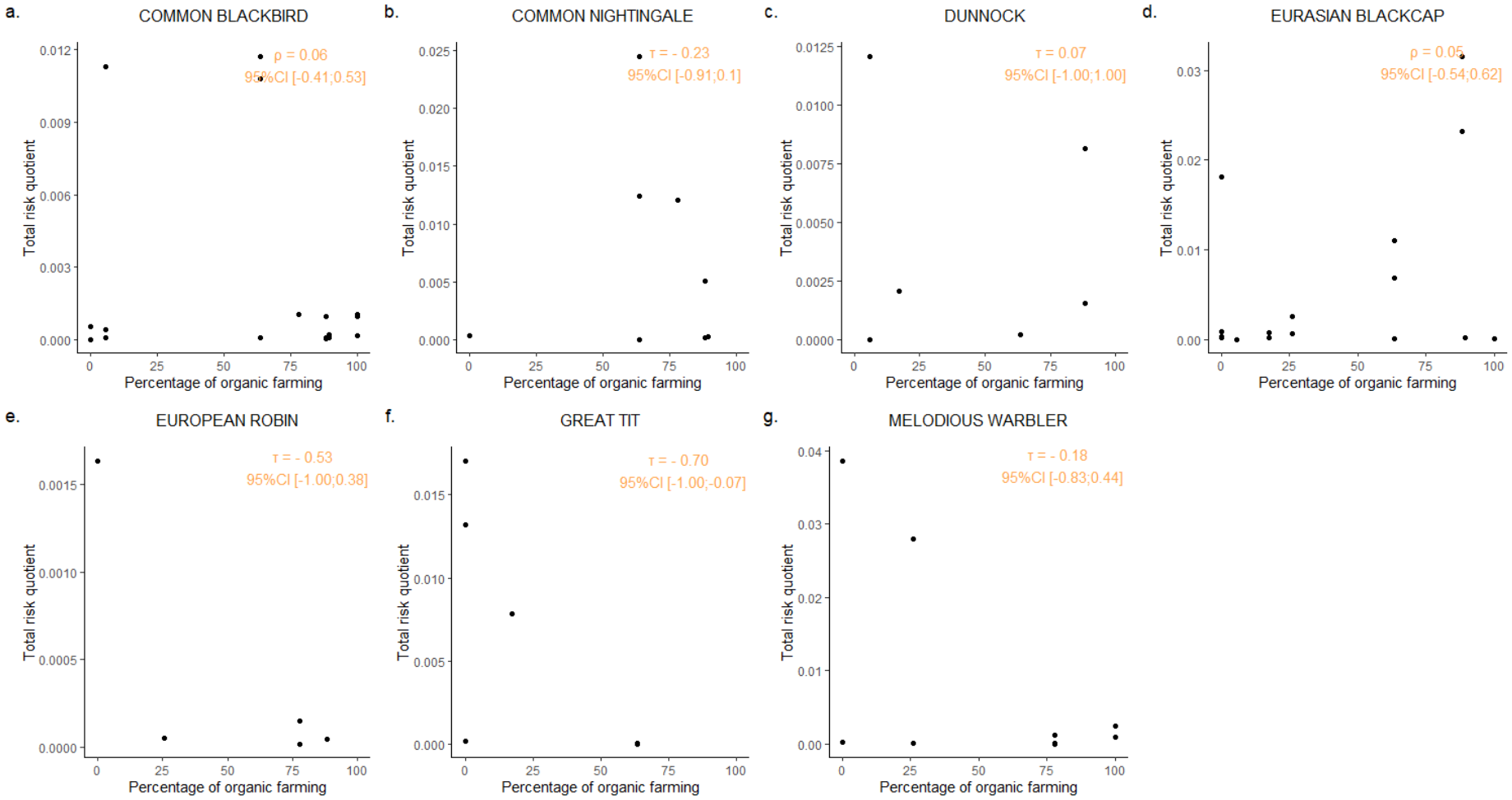


Figure S4. Effects of the distance from the nearest conventional crop on the number of compounds detected for each species caught in gardens of the two municipalities and included in the analyses. Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in purple on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

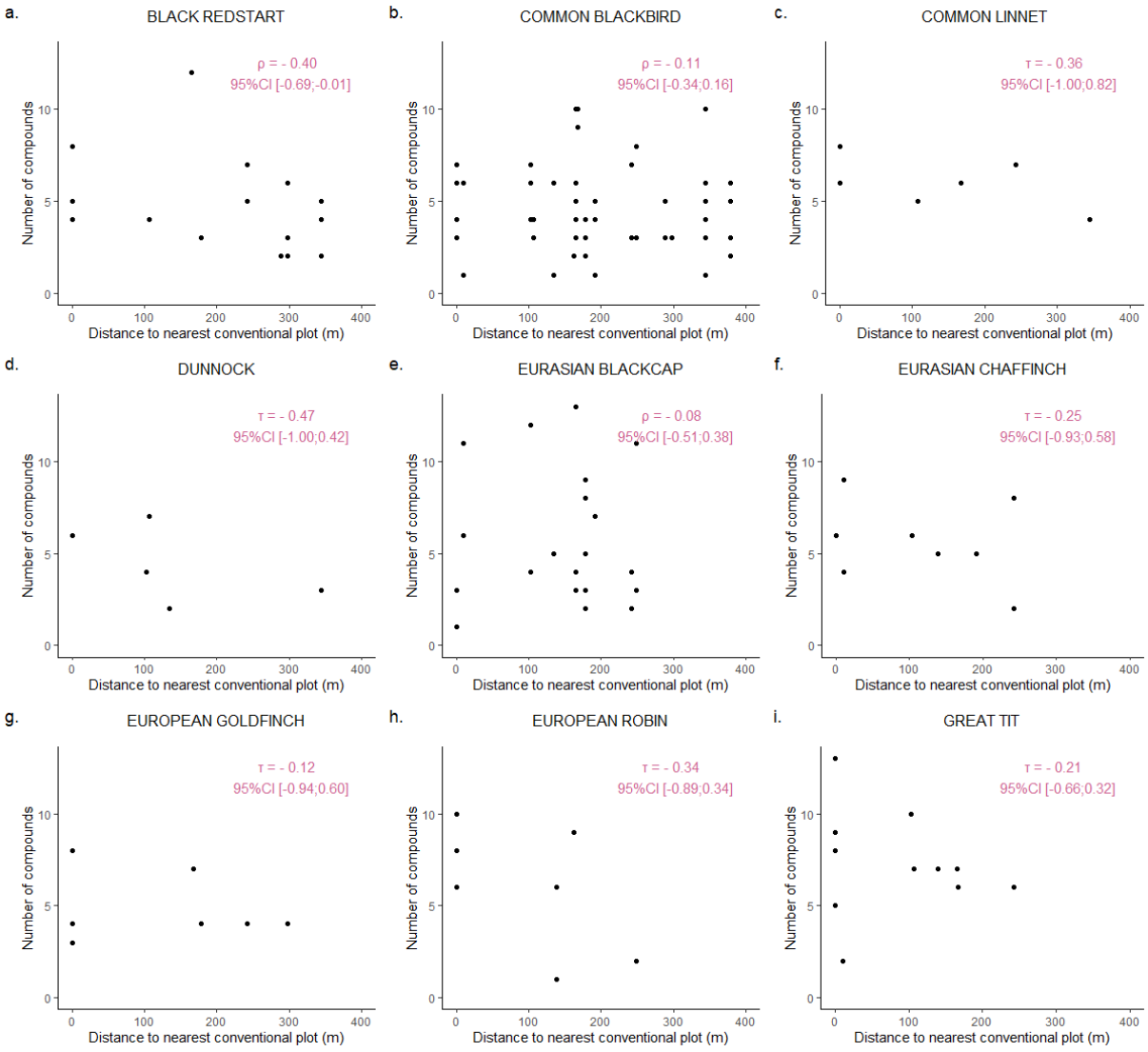


Figure S5. Effects of the distance from the nearest conventional crop on the total concentrations (in pg.mg^{-1}) for each species caught in gardens of the two municipalities and included in the analyses. Pearson correlation coefficients (r), Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in purple on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

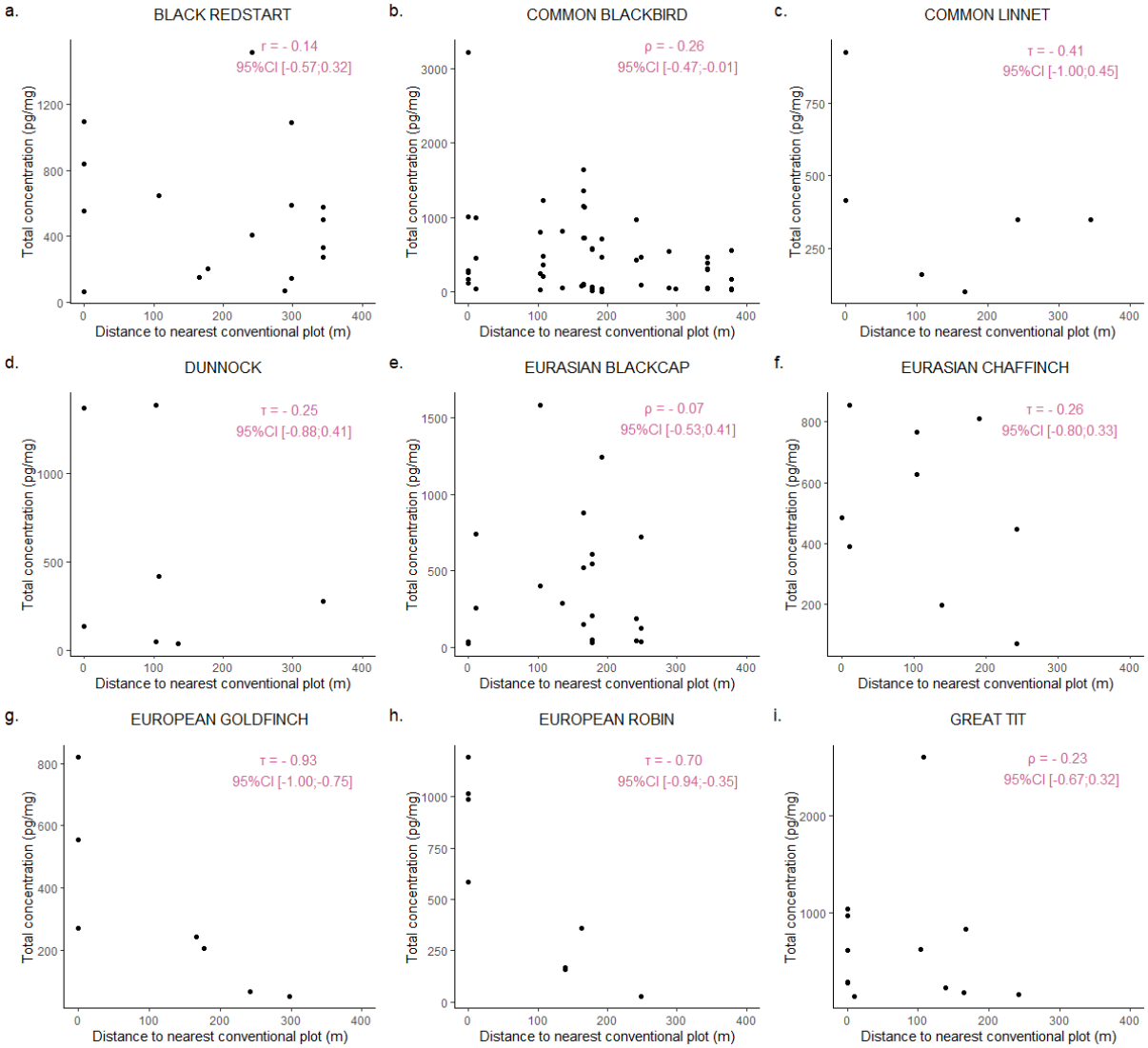


Figure S6. Effects of the distance from the nearest conventional crop on the total risk quotients for each species caught in gardens of the two municipalities and included in the analyses. Pearson correlation coefficients (r), Spearman's correlation coefficients (ρ) and Kendall's correlation coefficients (τ) according to the species appear in purple on the top of each graph, with their 95 % confidence intervals.

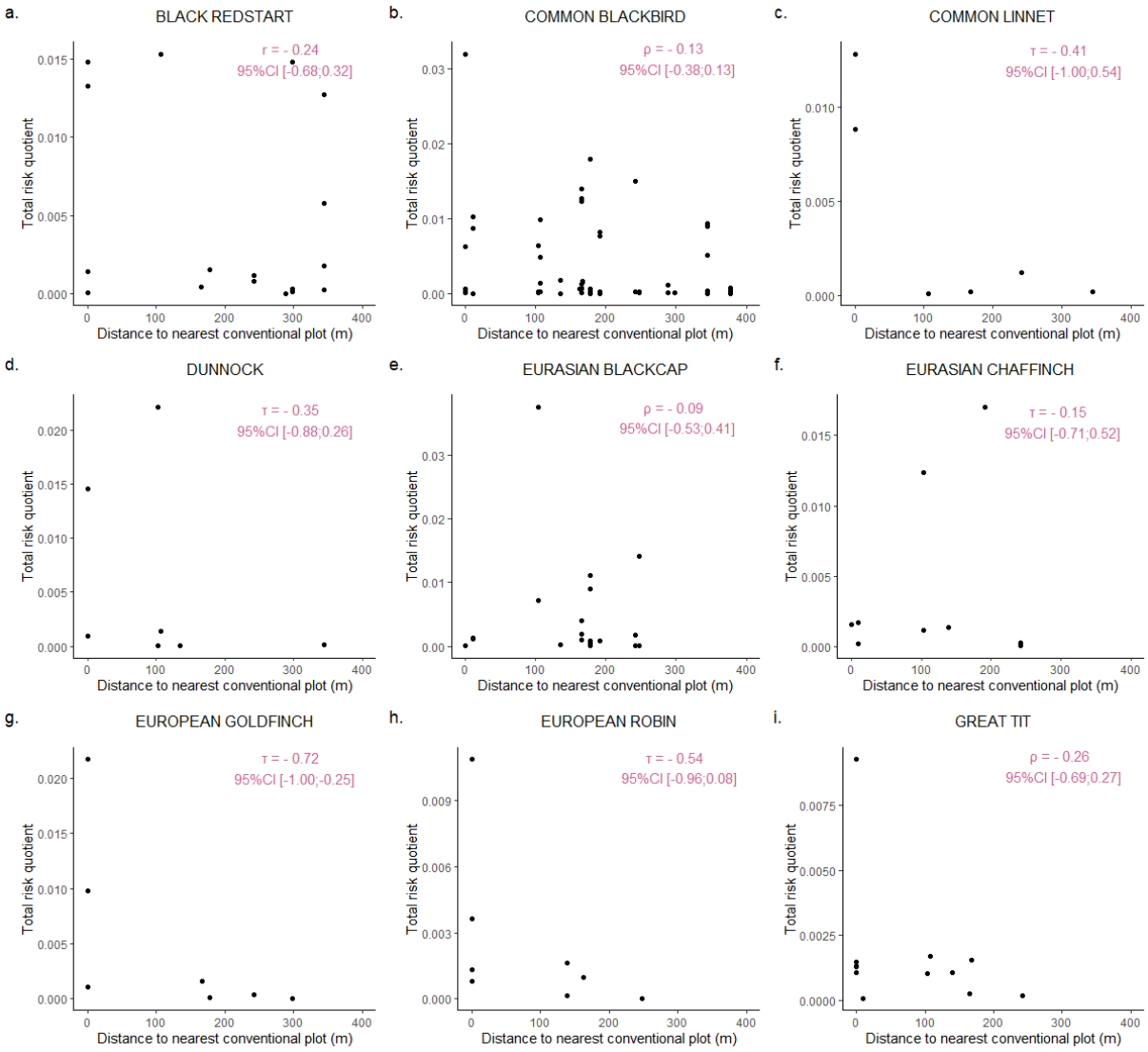


Table S1. This table shows the characteristics of the 111 pesticide compounds screened in passerine birds' blood samples, arranged alphabetically by pesticide class. The laboratory species used for the bird LD50 were: *Colinus virginianus*, *Coturnix. c. japonica*, *Anas platyrhynchos*, *Phasianus sp.*, *Serinus canaria*. The LD50 and the soil degradation DT50 (typical or field) were obtained from the Pesticide Properties Data-Base – PPDB (https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm). Two analytical methods were employed: liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry (LC/MSMS) for the least volatile compounds and automated thermal desorption gas chromatography coupled with tandem mass spectrometry (ATD-GC/MSMS) for the most volatile compounds. The limits of detection (LODs) and quantification (LOQs) are provided for each compound. The presence of each compound in at least one individual is indicated in the final column ("yes" means that the compound was detected at least once and "no" means that the compound was not detected at all). * may be authorized at national level under different legislation. "Farm" means farming use, "Dom" means domestic use or products found in urban environments (e.g., non-cropped and utility sites, ornamental plants, lawns), "Vet" means veterinary use on domestic pets.

Compound name	Use	Chemical family	Approval in Europe	Prohibition year in Europe / France	Bird LD50 ($mg.kg^{-1}$)	DT50 (days)	Analytical method	LOD ($mg.kg^{-1}$)	LOQ ($mg.kg^{-1}$)	Detected
FUNGICIDES										
Azoxystrobin	Farm/Dom	Strobilurin	Approved	-	>2000	180.7	ATD-GC/MSMS	0,000750	0,002500	No
Boscalid	Farm	Pyridinecarboxamide	Approved	-	>2000	254	ATD-GC/MSMS	0,000484	0,001613	No
Bupirimate	Farm/Dom	Pyrimidine	Approved	-	>10000	34	ATD-GC/MSMS	0,022556	0,075188	No
Carbendazim	Farm/Dom	Benzimidazole-Carbamate	Disapproved	2016 / 2009	>2250	22	LC/MSMS	0,004200	0,014000	Yes
Chlorothalonil	Farm/Dom	Chloronitrile	Disapproved	2020 / 2019	>2000	17.9	ATD-GC/MSMS	0.045000	0.135000	No
Cyazofamid	Farm/Dom	Imidazole	Approved	-	>2000	4.5	LC/MSMS	0.101000	0.231000	No
Cyproconazole	Farm	Triazole	Approved	-	94	129	ATD-GC/MSMS	0,019182	0,063939	No
Cyprodinil	Farm/Dom	Anilinopyrimidine	Approved	-	>500	45	ATD-GC/MSMS	0,001089	0,003628	Yes
Difenoconazole	Farm	Triazole	Approved	-	>2150	91.8	ATD-GC/MSMS	0,035885	0,119617	No
Dimethomorph	Farm	Morpholine	Approved	-	>2000	44	ATD-GC/MSMS	0,007246	0,024155	No
Dimoxystrobine	Farm	Oximino-acetamide	Approved	-	>2000	22.9	ATD-GC/MSMS	0,003846	0,012821	No
Diphenylamine	Farm	Amide	Disapproved	2012 / 2012	>2250	-	ATD-GC/MSMS	0,001293	0,004310	Yes
Epoxiconazole	Farm	Triazole	Disapproved	2020 / 2019	>2000	97.7	LC/MSMS	0,002727	0,009091	Yes
Etridiazole	Farm/Dom	Thiadiazole	Approved	-	560	20	ATD-GC/MSMS	0,187500	0,625000	No
Fenarimol	Farm/Dom	Pyrimidine	Disapproved	2007 / 2007	>2000	74	ATD-GC/MSMS	0,000517	0,001724	No
Fenpropidin	Farm	Piperidine	Approved	-	1899	49.2	ATD-GC/MSMS	0,007500	0,025000	Yes

Fenpropimorph	Farm	Morpholine	Disapproved	2019 / -	>2000	25.5	ATD-GC/MSMS	0,002778	0,009259	Yes
Fludioxonil	Farm/Dom	Phenylpyrrole	Approved	-	>2000	16	ATD-GC/MSMS	0,037000	0,379000	No
Flusilazole	Farm	Triazole	Disapproved	2013 / -	>1590	94	ATD-GC/MSMS	0,014423	0,048077	Yes
Folpet	Farm/Dom	Phthalimide	Approved	-	>2510	3	ATD-GC/MSMS	0,050000	0,166667	No
Isopyrazam	Farm/Dom	Carboxamide	Approved	-	>2000	72	LC/MSMS	0,011297	0,037656	No
Kresoxim-methyl	Farm	Oximinoacetate	Approved	-	>2150	1.0	ATD-GC/MSMS	0,018750	0,062500	Yes
Metalaxyl-M	Farm	Acylalanine	Approved	-	981	14.1	LC/MSMS	0,000252	0,000840	No
Metconazole	Farm/Dom	Triazole	Approved	-	787	134.7	LC/MSMS	0.098000	0.256000	Yes
Myclobutanil	Farm/Dom	Triazole	Approved	-	510	35	ATD-GC/MSMS	0,021429	0,071429	No
Penconazole	Farm/Dom	Triazole	Approved	-	>1590	89.7	ATD-GC/MSMS	0,011592	0,038640	No
Prochloraz	Farm	Imidazole	Approved	-	662	68.8	ATD-GC/MSMS	0,017045	0,056818	No
Procymidone	Farm/Dom	Dicarboximide	Disapproved	2008 / -	>4092	208.3	ATD-GC/MSMS	0,016393	0,054645	No
Propiconazole	Farm	Triazole	Disapproved	2018 / 2019	>2510	35.2	ATD-GC/MSMS	0,001000	0,003333	No
Pyraclostrobin	Farm	Methoxy-carbamate	Approved	-	>2000	33.3	LC/MSMS	0,011297	0,037656	Yes
Pyrimethanil	Farm/Dom	Anilinopyrimidine	Approved	-	>2000	31.4	ATD-GC/MSMS	0,150000	0,500000	Yes
Quinoxyfen	Farm	Aryloxyquinoline	Disapproved	2020 / 2019	>2250	169.3	ATD-GC/MSMS	0,004839	0,016129	Yes
Spiroxamine	Farm	Spiroketal-amine	Approved	-	565	52.4	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	No
Tebuconazole	Farm	Triazole	Approved	-	1988	47.1	ATD-GC/MSMS	0,006757	0,022523	Yes
Tetraconazole	Farm	Triazole	Approved	-	132	430	ATD-GC/MSMS	0,027273	0,090909	No
Tolylfluanid	Farm	Sulphamide	Disapproved	2010 / -	>2000	6	ATD-GC/MSMS	0,007500	0,025000	No
Triadimenol	Farm/Dom	Triazole	Disapproved	2019 / -	>2000	36.5	ATD-GC/MSMS	0,052632	0,175439	No
Trifloxystrobine	Farm/Dom	Oximino-acetate	Approved	-	>2000	1.69	ATD-GC/MSMS	0,039474	0,131579	No
Zoxamide	Farm	Toluamide	Approved	-	>2000	6	ATD-GC/MSMS	0,024351	0,081169	Yes
HERBICIDES										
2,4-D	Farm/Dom	Phenoxycarboxylate	Approved	-	>500	28.8	ATD-GC/MSMS	0,011538	0,038462	No
Acetochlor	Farm	Chloroacetamide	Disapproved	2013 / 2013	928	12.1	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	Yes
Aclonifen	Farm	Diphenylether	Approved	-	>2000	80.4	ATD-GC/MSMS	0,044118	0,147059	No
Alachlor	Farm	Chloroacetamide	Disapproved	2006 / 2008	1536	14	ATD-GC/MSMS	0,027778	0,092593	Yes
Bifenox	Farm	Diphenylether	Approved	-	>2000	17.3	ATD-GC/MSMS	0,001154	0,003846	No

Carbetamide	Farm/Dom	Carbamate	Disapproved	2021 / 2021	>2000	8	LC/MSMS	0,005282	0,017606	Yes
Chloridazon	Farm/Dom	Pyridazinone	Disapproved	2018 / 2018	>2000	18.6	ATD-GC/MSMS	0,021277	0,070922	No
Chlorotoluron	Farm	Phenylurea	Approved	-	272	12.5	LC/MSMS	0,007853	0,026178	Yes
Chlorpropham	Farm	Carbamate	Disapproved	2020 / 2020	>2000	13.1	ATD-GC/MSMS	0.056000	0.158000	No
Clomazone	Farm	Isoxazolidinone	Approved	-	>2224	27.3	ATD-GC/MSMS	0,012097	0,040323	Yes
Dicamba	Farm	Benzoate	Approved	-	188	3.9	ATD-GC/MSMS	0,124000	0,436000	Yes
Dichlobenil	Farm/Dom	Nitrile	Disapproved	2008 / 2009	698	5.4	ATD-GC/MSMS	0,015306	0,051020	Yes
Diclofop-methyl	Farm/Dom	Aryloxyphenoxy-propionate	Approved	-	> 2250	19	ATD-GC/MSMS	0,018293	0,060976	No
Diflufenican	Farm	Phenylether	Approved	-	>2150	64.6	ATD-GC/MSMS	0,013043	0,043478	Yes
Dimethachlore	Farm	Chloroacetamide	Approved	-	524	3.2	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	No
Dimethenamid-P	Farm/Dom	Chloroacetamide	Approved	-	>1068	15.8	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	No
Diuron	Farm/Dom	Phenylurea	Disapproved	2007 / 2003	1104	229	LC/MSMS	0,004190	0,013966	Yes
Ethofumesate	Farm	Benzofurane	Approved	-	>2000	37.8	ATD-GC/MSMS	0,007184	0,023946	No
Flumioxazin	Farm/Dom	N-Phenylimide	Approved	-	>2250	17.6	ATD-GC/MSMS	0,042000	0,112000	No
Flurochloridone	Farm	Organochlorine	Approved	-	>2150	40.6	ATD-GC/MSMS	0,120968	0,403226	No
Foramsulfuron	Farm/Dom	Sulfonylurea	Approved	-	>2000	25.4	LC/MSMS	0,004115	0,013717	No
Isoproturon	Farm	Phenylurea	Disapproved	2016 / -	1401	23	LC/MSMS	0,001807	0,006024	No
Isoxaflutole	Farm	Oxazole	Approved	-	>2150	1.3	ATD-GC/MSMS	0,038462	0,128205	No
Lenacil	Farm	Uracil	Approved	-	>2000	39.8	ATD-GC/MSMS	0,100000	0,333333	No
MCPA	Farm	Phenoxycarboxylate	Approved	-	377	25	ATD-GC/MSMS	0,157895	0,526316	Yes
Mecoprop-P	Farm/Dom	Phenoxycarboxylate	Approved	-	500	21	ATD-GC/MSMS	0,050000	0,166667	No
Metamitron	Farm	Triazinone	Approved	-	1302	11.1	ATD-GC/MSMS	0,057692	0,192308	No
Metazachlor	Farm	Chloroacetamide	Approved	-	>2000	6.8	ATD-GC/MSMS	0,040939	0,136463	No
Nicosulfuron	Farm	Sulfonylurea	Approved	-	>2000	19.3	LC/MSMS	0,007296	0,024319	Yes
Oxadiazon	Farm/Dom	N-phenyl-oxadiazolone	Disapproved	2018 / -	>2150	165	ATD-GC/MSMS	0,008571	0,028571	No
Pendimethalin	Farm/Dom	Dinitroaniline	Approved	-	1421	100.6	ATD-GC/MSMS	0,026577	0,088590	No
Picloram	Farm/Dom	6-Chloropicolinates	Approved	-	> 1944	33.7	ATD-GC/MSMS	0,027076	0,090253	No
Propyzamide	Farm/Dom	Amide	Approved	-	6578	50.5	ATD-GC/MSMS	0,002143	0,007143	Yes
Prosulfocarb	Farm	Thiocarbamate	Approved	-	>2250	9.8	ATD-GC/MSMS	0,098000	0,358000	No

S-Metolachlor	Farm	Chloroacetamide	Approved	-	≥2510	23.17	ATD-GC/MSMS	0,009615	0,032051	Yes
Sulcotrione	Farm	Triketone	Approved	-	>1350	3.6	LC/MSMS	0,002143	0,007143	No
Tebutam	Farm	Amide	Disapproved	2002 / 2002	>5000	60	ATD-GC/MSMS	0,052632	0,175439	No
Terbutryn	Farm	Triazine	Disapproved	2002 / 2003	>4640	52	LC/MSMS	0.012000	0.038000	No
Trifluralin	Farm	Dinitroaniline	Disapproved	2008 / -	>2250	170	ATD-GC/MSMS	0,008427	0,028090	Yes
Triflusulfuron-methyl	Farm	Sulfonylurea	Approved	-	>2250	4.5	LC/MSMS	0,001071	0,003571	Yes
INSECTICIDES										
Acetamiprid	Farm/Dom	Neonicotinoid	Disapproved	- / 2018	98	3	LC/MSMS	0.010000	0.034000	Yes
Bifenthrin	Farm/Dom	Pyrethroid	Disapproved	2021 / 2013	1800	86.8	ATD-GC/MSMS	0,003488	0,011628	No
Carbaryl	Farm/Dom	Carbamate	Disapproved	2007 / 2007	>2000	16	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,102000	Yes
Chlorantraniliprole	Farm	Diamide	Approved	-	>2250	204	LC/MSMS	0,000781	0,002604	Yes
Chlorfenvinphos	Farm	Organophosphate	Disapproved	2007 / 2007	80	30	LC/MSMS	0,050000	0,166667	No
Chlorpyrifos	Farm/Dom	Organophosphate	Disapproved	2020 / 2020	39.2	27.6	ATD-GC/MSMS	0,016667	0,055556	No
Chlorpyriphos-methyl	Farm	Organophosphate	Disapproved	2020 / 2020	923	1.24	ATD-GC/MSMS	0,028000	0,093500	No
Clothianidin	Farm/Dom	Neonicotinoid	Disapproved	2018 / 2018	430	121.2	LC/MSMS	0,010326	0,034419	No
Cyantraniliprole	Farm	Diamide	Approved	-	>2250	32.4	LC/MSMS	0,111111	0,370370	Yes
Cypermethrin	Farm	Pyrethroid	Approved	-	>9520	21.9	ATD-GC/MSMS	0,001250	0,004167	No
Deltamethrin	Farm/Dom	Pyrethroid	Approved	-	>2250	21	ATD-GC/MSMS	0,000882	0,002941	No
Diflubenzuron	Farm/Dom	Benzoylphenylurea	Disapproved	2020 / -	>5000	3	LC/MSMS	0,010000	0,003000	No
Fenoxycarb	Farm/Dom	Carbamate	Disapproved	2019 / 2021	>3000	5.94	ATD-GC/MSMS	0,001154	0,003846	No
Flufenoxuron	Farm/Dom	Benzoylureas	Disapproved	2011 / -	>2000	42.9	LC/MSMS	0,011297	0,037656	Yes
Imidacloprid	Farm/Dom/Vet	Neonicotinoid	Disapproved	- / 2018	31	174	LC/MSMS	0.015000	0.043000	Yes
Indoxacarb	Farm/Dom	Oxadiazine	Approved	-	73.5	5.97	ATD-GC/MSMS	0,006944	0,023148	No
lambda-Cyhalothrin	Farm	Pyrethroid	Approved	-	>3950	26.9	ATD-GC/MSMS	0,024194	0,080645	No
Lindane	Farm	Organochlorine	Disapproved	2000 / 1998	122	148	ATD-GC/MSMS	0,035294	0,117647	No
Lufenuron	Farm/Dom	Benzoylurea	Disapproved	2019 / -	2000	256	LC/MSMS	0,010490	0,034965	Yes
Malathion	Farm/Dom	Organophosphate	Disapproved	2020 / 2008	359	1	ATD-GC/MSMS	0,058140	0,193798	No
Nitenpyram	Farm/Dom/Vet	Neonicotinoid	*	-	1124	8	LC/MSMS	0,009000	0,030000	No
Pirimicarb	Farm/Dom	Carbamate	Approved	-	20.9	9	ATD-GC/MSMS	0,011719	0,039063	Yes

Propoxur	Farm/Dom	Carbamate	Disapproved	2009 / 2008	>25.9	28	ATD-GC/MSMS	0.098000	0.352000	No
Pymetrozine	Farm/Dom	Pyridine	Disapproved	2019 / -	>2000	22.6	LC/MSMS	0,021750	0,072500	No
Spinosyn-A	Farm/Dom	Spinosyn	Approved	-	>1333	27.4	LC/MSMS	0,000206	0,000687	No
Spinosyn-D	Farm/Dom	Spinosyn	Approved	-	>1333	25.3	LC/MSMS	0,000888	0,002960	No
Tebufenpyrad	Farm/Dom	Pyrazole	Approved	-	>2000	4.5	ATD-GC/MSMS	0,016667	0,055556	No
Thiacloprid	Farm/Dom	Neonicotinoid	Disapproved	2020 / 2018	35	8.1	LC/MSMS	0,001429	0,004762	No
Thiamethoxam	Farm/Dom	Neonicotinoid	Disapproved	2018 / 2018	576	39	LC/MSMS	0,012379	0,041262	No
SAFENER										
Benoxacor	Farm	Benzoxazine	*	-	-	-	ATD-GC/MSMS	0,021000	0,067000	No
Isoxadifen	Farm/Dom	Unclassified	*	-	-	-	LC/MSMS	0.011000	0.067000	No
SYNERGIST										
Piperonyl butoxide	Farm/Dom	Benzodoxiole	*	-	>2250	13	ATD-GC/MSMS	0,000441	0,001471	No

AXE II

EFFETS SUBLÉTAUX DES MÉLANGES DE PESTICIDES SUR LES TRAITS D'HISTOIRE DE VIE DES PASSEREAUX



© Mathéo Philippe

Avant-propos et résumé de l'Axe II

Bien que des effets létaux des pesticides puissent se manifester lors d'une exposition aiguë à hautes doses, une exposition chronique et à long terme à de plus faibles doses de pesticides peut également entraîner des effets sublétaux. Ces effets se traduisent par des modifications des traits d'histoire de vie des individus, incluant des paramètres morphologiques, physiologiques et comportementaux. Cependant, la plupart des études écotoxicologiques s'est concentrée sur les effets d'un seul ou de quelques composés de pesticides, négligeant ainsi la complexité des mélanges de pesticides et leurs potentiels effets combinés. Ces effets sont le plus souvent évalués dans des conditions de laboratoire contrôlées, sur des espèces modèles, mais ces observations sont difficilement généralisables aux espèces sauvages. Par conséquent, il existe un manque global de connaissances sur les effets sublétaux des mélanges de pesticides sur les espèces sauvages vivant en conditions naturelles. À notre connaissance, il n'existe actuellement qu'une seule étude ayant examiné les effets sublétaux des mélanges de pesticides sur les oiseaux sauvages des zones agricoles, conduite sur les poussins de busard cendré (*Circus pygargus*). Cette étude a mis en évidence des effets des pesticides sur le stress physiologique et la morphologie des poussins, les charges plus élevées de pesticides étant associées à des tarses plus courts, une condition corporelle altérée et une sécrétion de corticostérone réduite chez les poussins en croissance (Fuentes et al., 2025a). Malgré cette première avancée, les connaissances restent limitées, et en particulier, aucune étude équivalente n'a encore été réalisée sur les passereaux, pourtant omniprésents dans tous les paysages et souvent en contact rapproché avec les environnements fréquentés par l'être humain.

Par conséquent, cet axe vise à étudier pour la première fois les effets sublétaux de la contamination par des mélanges de pesticides chez les passereaux sauvages **(Article 3)**. En utilisant les données récoltées sur les oiseaux capturés en 2023 dans les milieux agricoles (le long d'un gradient d'agriculture biologique) et les jardins résidentiels (le long d'un gradient de la distance à la parcelle conventionnelle la plus proche), nous avons évalué les niveaux de contamination aux pesticides de chaque individu à l'aide de trois métriques complémentaires : le nombre de composés, la quantité totale de composés exogènes et les quotients de risque totaux. Le nombre de composés correspond au nombre total de composés pesticides détectés (sur les 111 testés) chez au moins un individu pour chaque espèce, permettant de représenter la diversité chimique de la contamination. La quantité totale de composés exogènes a été calculée comme la somme des concentrations de chaque composé détecté, fournissant une estimation des niveaux globaux de pesticides dans le sang de chaque oiseau. Enfin, le quotient de risque total a été calculé comme la somme de chaque division de la concentration de chaque composé par sa valeur DL_{50}, reflétant ainsi le risque toxicologique associé à l'exposition individuelle aux pesticides. Nous nous sommes concentrés sur sept espèces de passereaux (287 individus) : l'accenteur mouchet (*Prunella modularis*), la fauvette tête noire (*Sylvia atricapilla*), le merle noir (*Turdus merula*), la mésange charbonnière (*Parus major*), le rossignol philomèle (*Luscinia megarhyncos*), le rougegorge

familier (*Erithacus rubecula*) et le rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*). Nous avons alors exploré les effets de ces trois métriques des niveaux de contamination sur des paramètres morphologiques (longueur du tarse et longueur de la tête au bec), physiologiques (condition corporelle estimé par le *scaled mass index* représentant le rapport entre la taille et la masse de l'oiseau, et hématocrite) et comportementaux (vigueur de fuite lors de la capture) des oiseaux capturés, tout en incluant des facteurs individuels (sexe et âge des individus) ainsi que la date de capture.

Malgré la détection de l'effet de l'âge, du sexe et de la date de capture sur les traits d'histoire de vie, nous avons détecté des effets des niveaux de contamination aux pesticides sur les paramètres morphologiques, physiologiques et comportementaux des passereaux. Néanmoins, ces effets se sont révélés contrastés selon les espèces et les métriques des niveaux de contamination prises en compte, et parfois avec des effets combinés avec le sexe ou l'âge des oiseaux. De manière générale, lorsque des effets étaient détectés sur les paramètres morphologiques, ils étaient majoritairement négatifs, en particulier pour la longueur du tarse, qui diminuait avec l'augmentation des niveaux de contamination chez le rougequeue noir et le rougegorge familier, ainsi que chez le rossignol philomèle (mais uniquement chez les juvéniles) et la fauvette à tête noire (chez les mâles). La longueur tête-bec n'était affectée que chez trois espèces, avec des réponses souvent modulées par l'âge ou le sexe, montrant des augmentations (chez les merles juvéniles et rossignols adultes) ou des diminutions (chez les rougequeues noirs adultes). Les réponses physiologiques étaient quant à elle assez hétérogènes. L'état corporel présentait des réponses à la contamination aux pesticides dépendantes du sexe des individus, puisqu'une augmentation de l'état corporel était associée à l'augmentation des niveaux de contamination chez les femelles rougequeues noirs et rougegorges, alors qu'une diminution était observée chez les rougequeues noirs mâles. L'hématocrite présentait des tendances opposées entre les espèces. En effet, le ratio d'hématocrite augmentait avec certaines métriques des niveaux de contamination chez les merles noirs et les rougegorges familiers adultes, mais diminuait chez les rossignols philomèles et les mésanges charbonnières (et les fauvettes à tête noire malgré un signal faible). Enfin, les effets sur le comportement de fuite au filet montraient une tendance cohérente entre les espèces lorsqu'un effet des pesticides était détecté : la vigueur de fuite diminuait avec l'augmentation des niveaux de contamination, en particulier chez les fauvettes à tête noire et les rougegorges familiers, ainsi que chez les merles noirs adultes et les rougequeues noirs, selon la métrique prise en compte. Ces résultats semblent donc révéler un affaiblissement potentiel de la réactivité comportementale en réponse à de hauts niveaux de contamination aux pesticides.

Dans l'ensemble, nos résultats indiquent que les effets sublétaux des pesticides ne suivent pas un schéma commun mais reflètent des sensibilités propres à chaque espèce, possiblement liées aux composés impliqués ou à l'écologie et au métabolisme des espèces. Néanmoins, ces résultats fournissent la première preuve *in natura* des effets néfastes des mélanges de pesticides sur les passereaux des zones agricoles, qui pourraient impacter la survie et la dynamique des populations.

Ainsi, en combinant ces résultats avec ceux de l'Axe I, qui a établi que l'agriculture biologique, malgré un impact modéré, peut permettre de réduire les niveaux de contamination aux pesticides des passereaux des milieux agricoles, la question de la capacité de l'agriculture biologique à atténuer les effets négatifs des pesticides se pose, et fait donc l'objet de l'Axe III.

ARTICLE 3

Effets sublétaux des mélanges de pesticides sur la morphologie, la physiologie et le comportement des passereaux sauvages

En soumission dans *Science of the Total Environment*

Audrey Bailly
Mathéo Philippe
Karine Monceau
Etienne Debenest
Jérôme Moreau



Aquarelle réalisée par Laura Bonnefond, le 14/01/2026

Article 3

Sublethal effects of pesticide mixtures on morphology, physiology and behaviour in wild passerine birds

Audrey Bailly[1,2*], Mathéo Philippe[3], Karine Monceau[2,3], Etienne Debenest[4], Jérôme Moreau[2,3]

(1) USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(2) LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, 79360 Villiers-en-Bois, France

(3) UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(4) Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, 79000 Niort, France

*Corresponding author:

Audrey Bailly, Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

Email address: audrey.bailly545@gmail.com

Abstract

Agricultural intensification and the use of synthetic pesticides are among the main causes of global biodiversity decline, particularly among bird populations in agricultural environments. However, risk assessments of pesticides have mainly been studied for a single or few compounds under experimental conditions, and significant gaps remain regarding the effects of pesticide mixtures on non-targeted species *in natura*. This study therefore aims to explore for the first time the sublethal effects of pesticide contamination on wild passerine birds in agroecosystems. Seven passerine species were captured in farmlands according to a gradient of pesticide pressure, and more than 110 pesticide compounds were quantified in their blood. We investigated the effects of pesticide contamination levels on skeletal growth (tarsus and head-to-beak length), body condition and haematocrit (physiological features) and the escape performance. We detected sublethal effects of pesticide contamination, as some bird species showed shorter tarsi and head-to-beak length in response to higher pesticide levels, as well as a reduced escape vigour at capture. Body condition mainly showed a sex-specific response to pesticide contamination levels, as females exhibited a increased body condition. Haematocrit was also affected by pesticide mixtures, with different effects depending on the bird species, with some species showing an increase and others a decrease. Finally, although contrasted responses to pesticides mixtures according to bird species and life history traits prevent us from drawing a general conclusion, we detected some signals of disturbed morphological, physiological and behavioural parameters with higher pesticide contamination levels. Including additional life history traits would provide more information on potential trade-offs between pesticide detoxification and key functions of organisms, as well as potential ecological consequences for wild bird populations.

Keywords: body condition, escape performance, haematocrit, morphology, pesticide effects, wild birds

1. Introduction

From the 1950s onward, the transformation of agricultural systems aimed to enhance production efficiency through the development of two major processes in agricultural landscapes: the expansion of land use (i.e., conversion of uncultivated land into cropland) and the intensification of agricultural production (Matson et al., 1997; Meyer and Turner, 1992). Various practices emerged, including mechanization, crop breeding, irrigation and the massive use of synthetic pesticides (Foley et al., 2005; Matson et al., 1997). As a result, agricultural intensification led to significant negative consequences on ecosystems and the environment, such as the decrease of landscape heterogeneity (Benton et al., 2003), the destruction of semi-natural features such as hedgerows (Pointereau, 2002; Van Den Berge et al., 2019), soil degradation (Apoorva and Kundlas, 2024; Pais et al., 2022; Tudi et al., 2021) and the contamination of all abiotic components of the environment by pesticides.

In addition to original targets such as crop pests, weeds and fungi, wild non-targeted species are also contaminated by pesticides, through the ingestion of contaminated water or food (Driver et al., 1991; Lopez-Antia et al., 2016), inhalation of contaminated air (Mineau, 2011; Sánchez-Bayo, 2011), or dermal absorption (Driver et al., 1991; Hudson et al., 1979). Hence, biodiversity throughout the trophic chain showed high levels of pesticide contamination, such as in earthworms (Pelosi et al., 2021), small mammals (Fritsch et al., 2022) and birds like passerines, grey partridges, and Montagu's harriers (Bailly et al., 2025; Bariod et al., 2025a; Fuentes et al., 2023, 2025a). The intensification of agriculture, and particularly the use of pesticides, has therefore been identified as one of the main factors leading to the overall decline in biodiversity across all taxa, in particular for birds living in agricultural environments (Chamberlain et al., 2000; Geiger et al., 2010; Inger et al., 2015; Maxwell et al., 2016; Rigal et al., 2023; Stanton et al., 2018). Indeed, pesticides can affect non-targeted wildlife species through indirect and direct effects, which can lead to a decline in wild populations. Indirect effects include the destruction and fragmentation of habitats (Butet et al., 2010; Fischer et al., 2011; Martin et al., 2020) and the reduction of the abundance and diversity of food resources (Blackburn and Wallace, 2001; Boatman et al., 2004; Gandara et al., 2024; Girard et al., 2014; Sánchez-Bayo, 2021). Although direct effects of pesticides can occur during acute exposure leading to lethal effects (Addy-Orduna et al., 2019; Poliserpi et al., 2021), chronic and long-term exposure to low doses of pesticides can also result in sublethal effects, which can alter individuals' life history traits, such as morphological, physiological or behavioral parameters (Gibbons et al., 2015; Moreau et al., 2022a; Wan et al., 2025).

Pesticides can induce a range of physiological alterations such as oxidative stress (Hoshi et al., 2014; Lopez-Antia et al., 2013, 2015a) , a decrease in resistance to pathogens due to alterations in the immune system (Bailly et al., 2026; Lopez-Antia et al., 2013; Moreau et al., 2021), microbiome dysbioses (Bariod et al., 2025b, 2025c), or blood chemistry disturbances including electrolyte balance, lipid and protein concentrations, glucose levels, and enzymatic activities (Fernández-Vizcaíno et al., 2020; Lopez-Antia et al., 2018; Ortiz-Santaliestra et al., 2020). Pesticide contamination can also modify

haematocrit ratio (i.e., the ratio of red blood cell volume to total blood volume), as decreases in haematocrit have been reported in birds exposed to thiram (carbamates), lindane (organochlorines), fipronil (phenylpyrazoles), and imidacloprid (neonicotinoid) for example (Gaffard et al., 2022a; Hussain, 2019; Lopez-Antia et al., 2013; Moreau et al., 2021). Furthermore, some environmental pollutants can interfere with hormonal systems and act as endocrine disruptors (Bellot et al., 2023; Mohanty, 2024; Oliveira et al., 2007). Multiple hormone-mediated processes can be affected, resulting in altered offspring growth and development and even increase reproduction failure. For example, breeding pairs of grey partridges (*Perdix perdix*) fed with conventional grains containing a mixture of pesticide residues yielded smaller chicks at hatching than offsprings from breeding pairs fed with organic grains (Gaffard et al., 2022b). Moreover, endocrine disruption induced by pesticides can cause chronic elevations in corticosterone and/or thyroid hormone levels, potentially leading to decreased fat reserves and muscle wasting (McNabb, 2007). Consequently, birds may exhibit reduced body condition and body mass after pesticide exposure, as reported in several bird species (Eng and Morrissey, 2025; Esther et al., 2022; Humann-Guilleminot et al., 2024; Lopez-Antia et al., 2013, 2015b; Poliserpi and Brodeur, 2023). Conversely, pesticide exposure has also been associated with improved body condition in some cases, such as in grey partridges fed grains from conventional agriculture (Moreau et al., 2021) and in house sparrows exposed to tebuconazole (Bellot et al., 2022). Nonetheless, these effects were observed only in females and were not found for males. Such contrasting effects between males and females could stem from sex-specific endocrine disruptions, whereby pesticides alter energy regulation and fat storage differently in males and females.

Besides, since behaviour represents one of the most integrated responses of organisms to morphological and physiological changes, and because several classes of pesticides induce alterations in the nervous system (Casida and Bryant, 2017; Casida and Durkin, 2013; Gibbons et al., 2015; Moreau et al., 2022a; Tomizawa and Casida, 2003, 2005), various behavioural responses may be affected by pesticide contamination. Indeed, an increase or decrease in aggression, anti-predator responses (i.e., territory and nests defence), as well as changes in migratory behaviour, parental care and incubation behaviour have been reported following exposure to pesticides (de Faria et al., 2018; Eng et al., 2017; Gaffard et al., 2022a; Moreau et al., 2022b). For instance, passerine birds caught in environments surrounded by conventional farming showed reduced vitality (flee attempts, aggressivity, pecking and distress calls during capture) compared to those caught in organic farming environments (Moreau et al., 2022b). Greyish baywing (*Agelaioides badius*) exposed to high doses of imidacloprid showed also a reduction in their mobility and a lack of response to threats (i.e., predator call and approaching person; Poliserpi and Brodeur, 2023).

Most of these ecotoxicological studies focused on the effects of a single or a few pesticide compounds, thereby overlooking the complexity of pesticide mixtures and their potential cocktail effects (i.e., additive, synergistic, or antagonistic interactions; Hernández et al., 2017). Moreover, these effects are generally assessed under controlled laboratory conditions using model species exposed often orally

to high pesticide doses. Consequently, a global lack of knowledge remains regarding the sublethal effects of pesticide mixtures on wild species under natural conditions (Heys et al., 2016). To the best of our knowledge, only one recent study has addressed these issues by investigating the sublethal effects of pesticide mixtures (116 compounds) in wild Montagu's harrier chicks (*Circus pygargus*), and highlighted their negative effects on physiological stress and morphology (i.e., shorter tarsi, poorer body condition, and a reduced corticosterone secretion in growing nestlings with higher pesticide loads; Fuentes et al., 2025b). Raptors are commonly used because they are highly sensitive to environmental changes, occupy high positions in the food chain, and have relatively large territories and feeding areas (Chen et al., 2007, 2009; Jaspers et al., 2006). In contrast, passerines are more widespread and abundant, occupy diverse habitats and exhibit varied ecological traits, which allow monitoring indirectly a broad range of environments and biodiversity components (Mo et al., 2018; Yu et al., 2014). Their small home ranges and foraging areas during the breeding season (between 0.2 ha and 5 ha) also make them particularly suitable for assessing local contamination and its effects (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010).

In the present study, we therefore aimed to investigate the sublethal effects of pesticide contamination in wild passerine birds. We captured birds in two types of environments along two gradients of pesticide pressure, and we quantified 111 pesticide compounds in blood samples of seven passerine species. We therefore aimed to explore the effects of pesticide contamination levels (i.e., number of compounds, total quantity of exogenous compounds, total risk quotients) on morphological (i.e., tarsus length and head to beak length), physiological (i.e., body condition and haematocrit) and behavioural (i.e., escape vigour at capture) parameters. Although expectations regarding physiological responses are difficult to predict, since pesticide mixtures can either stimulate or inhibit physiological processes, such as those hormone-mediated, we expected to see sex- and age-dependent patterns, reflecting alterations in body condition and blood parameters in birds with high pesticide levels. In addition, we expected higher pesticide contamination levels to be associated with altered morphological traits reflecting impaired skeletal growth and a reduced escape performance.

2. Materials and Methods

2.1. Study area and site selection

This study was conducted within the Long-Term Socio-Ecological Research site "Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre" (ZAPVS), located in south-western France (46°11′ N, 0°28′ W). The ZAPVS is an intensive farming area covering 435 km² and characterized by a diversity of farming systems and landscapes (Bretagnolle et al., 2018). Since 2006, land use has been recorded annually in more than 30 categories, including different types of crops, woodland, built-up areas, roads and paths. For example,

winter cereals were the dominant crops between 2009 and 2016 (41.5% of the land cover on average), followed by wheat (33.8%), sunflower (10.4%), maize (9.6%), oilseed rape (8.3%), and peas (2%). Permanent meadows represented about 13.5% of the surface area, while urban areas account for 9.8% (Bretagnolle et al., 2018). Agricultural practices have also been monitored annually since 2006, enabling detailed mapping of crops, including those in organic farming. Currently, organic farming represents ~18% of the agricultural land, involving ~60 farms, compared with ~350 conventional farms.

Within the ZAPVS, 31 sampling sites were selected in 2023 in two types of environments, along two gradients of pesticide pressure. First, twelve farmland hedgerows located at crop edges were chosen along a gradient of the percentage of the area in organic farming within a 250m radius buffer. This radius was selected to assess local contamination, based on passerine home range sizes during the breeding season, which typically range from 0.2 to 5 ha (i.e., circular territories of ~20-150m radius, Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010). As a result, sampled hedgerows were distributed across a gradient from 0% to 100% organic farming within the buffer. Second, 19 domestic gardens were selected in two municipalities: Beauvoir-sur-Niort and Fors, which had comparable proportions of organic farming within a 1000-metre buffer (~22% around Beauvoir-sur-Niort and ~18% around Fors). In each municipality, we retained 10 gardens in Beauvoir-sur-Niort and 9 gardens in Fors (GPS coordinates remain confidential). Eligible gardens had to contain mandatory features such as hedges and lawns, and optional features such as vegetable gardens or water sources. The key selection criterion was their distance to the nearest treated crop, to ensure a gradient of proximity to conventional crops. Distances were calculated in QGIS (v.3.22.16) from the centroid of each garden to the edge of the nearest conventional crop, using the 2023 land cover shapefile and the 2022 organic farming inventories in the ZAPVS. Proximity to the nearest conventional crop ranged from 0 to 298 m in Beauvoir-sur-Niort and 0 to 378 m in Fors.

2.2. Bird captures

Bird captures were conducted in each site using the same method (net trapping) and conditions (start and end times of capture, weather conditions) as described in Moreau et al. (2022b). The same netting method was used at each type of site (hedgerows and gardens) to capture passerines from sunrise (between 5.30 am and 7 am, depending on the month) until late morning (between 11 am and midday, depending on the period). Two sessions of bird captures were made at each site, during the 2023 breeding season, from April 5th to June 3rd for the first session, and from June 5th to July 20th for the second. If a bird was captured twice, only the first capture, including a pesticide quantification, was retained in the subsequent analyses. Juveniles and adults were captured and determined according to their plumage characteristics, as well as males and females, identified by their plumage and reproductive characteristics (i.e., cloacal protuberance or brood patch). When these elements were not visible, the

individuals were sexed molecularly by polymerase chain reaction (PCR) on whole blood samples at the Biological and Biochemical Analysis Department of the Centre d'Etudes Biologiques de Chizé.

Overall, 287 birds were captured and identified with a numbered metal ring (from the French National Museum of Natural History, Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux, MNHN Paris, CRBPO) belonging to seven species: the black redstart *Phoenicurus ochruros*, the common blackbird *Turdus merula*, the common nightingale *Luscinia megarhynchos*, the dunnock *Prunella modularis*, the Eurasian blackcap *Sylvia atricapilla*, the European robin *Erithacus rubecula*, and the great tit *Parus major* (Table 1).

Table 1. Total number of individuals caught in both types of site (hedgerows and gardens), for each species, sex and age group. The total number of individuals on which manipulations were performed (i.e., included in the analyses) is presented in the statistical tables (Tables 3-7).

	Females		Males		Total
	Adults	Juveniles	Adults	Juveniles	
Black redstart	11	2	6	1	20
Common blackbird	22	29	52	16	119
Common nightingale	5	3	5	6	19
Dunnock	4	2	9	2	17
Eurasian blackcap	18	3	19	5	45
European robin	5	5	8	11	29
Great tit	4	15	15	8	42

2.3. Monitored parameters

When a bird was caught in mist nests, a standardised procedure was carried out to assess several parameters (Figure 1). Firstly, a behavioural test was carried out at nest to assess the escape performance at capture (Moreau et al., 2022a, *see section 2.3.1*). Then, birds were carefully unhooked and brought to the handling table. Morphological measurements were taken on birds to assess their skeletal growth (*see section 2.3.2*), and body mass was measured to assess their physiological condition through the body condition using the Scaled Mass Index (Peig and Green, 2009, *see section 2.3.3*). Finally, a blood sample was collected on birds to estimate their haematocrit (*see section 2.3.3*) and to measure pesticide contamination (*see section 2.4*). In accordance with ethical standards, a maximum of 1% of the individual's total body weight was collected (Fair et al., 2010), and handling time was minimised to limit stress.

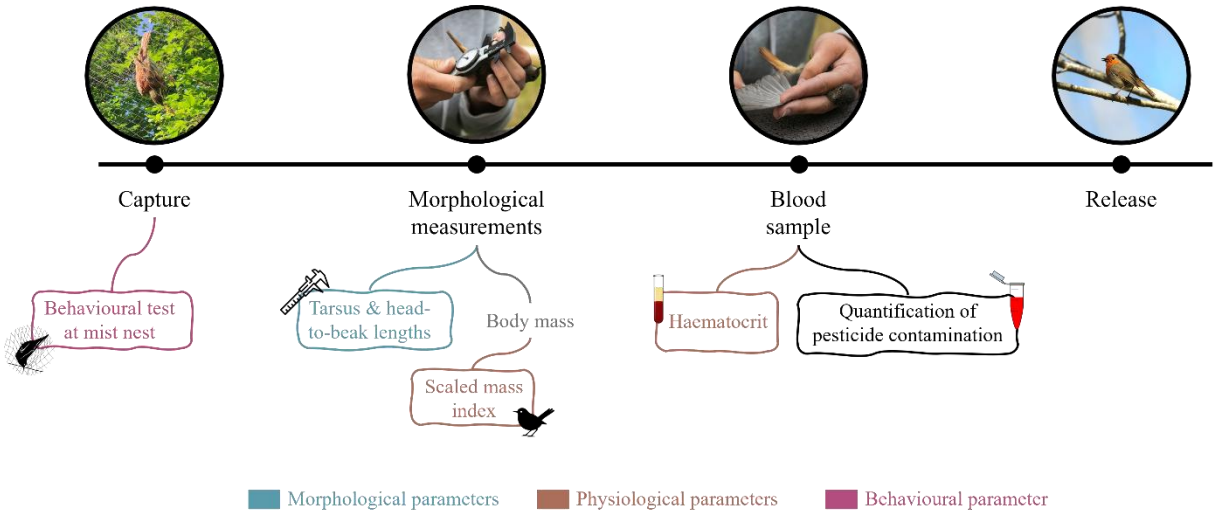


Figure 1. Procedure followed on each bird caught in mist nests.

2.3.1. Behavioural parameter

The escape vigour of birds captured in mist nets was assessed using a standardised method developed in Moreau et al. (2022a). For each captured bird, we approached the mist net slowly and, once the bird detected the experimenter (i.e. when it tried to flee), we counted the number of escape attempts for 30 seconds while continuing to walk slowly towards the bird. When several birds were caught in the same net at the same time, these individuals were excluded from the analysis.

2.3.2. Morphometric measurements

Structural morphometric measurements referring to the birds' skeleton were assessed on each bird and used as indicators of bone growth. The right and left tarsi were each measured twice using a manual calliper (accuracy: ± 0.1 mm), as well as head-to-beak length (i.e., length from the occiput to the tip of the beak). The mean measure between both tarsi and the averaged head-to-beak length were used for future analyses.

2.3.3. Physiological parameters: body condition and haematocrit ratio

Each bird was also weighed using an electronic balance (Scout Pro, accuracy: 0.1 g). Using body mass and the average length of the right and left tarsi, body condition was estimated for each species and for males and females separately, using the scaled mass index (Gaffard et al., 2022a; Moreau et al., 2021; Peig and Green, 2009) defined as follows for each individual *i*:

$$SMI_i = mass_i \times \left(\frac{Mean\ tarsus\ length\ of\ the\ group}{Tarsus\ length_i}\right)^{b_{sma}}$$

The b_{sma} is the slope of the regression of log(body mass) on log(tarsus length) following the standard major axis method.

Then, on each bird, by puncturing the brachial vein with a sterile needle, blood samples were collected by capillarity in heparinised capillaries. A micro-capillary containing 10 µL of whole blood was collected and stored in a field cooler until returned to the laboratory. The micro-capillaries were then centrifuged for 5 min at 5000 rpm to separate the red blood cells from the plasma. The total length of the haematocrit and the length of the zone containing the red blood cells were measured with a manual calliper (accuracy: ± 0.1 mm). The haematocrit was then determined as the proportion of the tube filled with red blood cells divided by the total sample volume in the capillary tube (Biard et al., 2015; Svensson and Merila, 1996). Haematocrit can be used as an indicator of acute or chronic diseases (e.g. anaemia), but also of nutritional deficiencies in certain minerals or proteins that can lead to a decrease in haematocrit. In addition, blood and gastrointestinal parasitism as well as bacterial infections can also cause a decrease of the haematocrit ratio (Biard et al., 2015; Ots et al., 1998; Svensson and Merila, 1996).

2.4. Quantification of pesticide contamination

Whole blood samples of 50 µL were also collected and placed in Eppendorf tubes in the field cooler at 0-5°C and then stored at the laboratory at -20°C for subsequent analyses. These blood samples were then used to detect the presence and quantify pesticide residues. As blood reflects a recent pollutant contamination (Espín et al., 2016) and passerines remain in small home ranges during the breeding season, this matrix could therefore provide information on local pesticide contamination.

The blood samples were analysed by the Institut de Chimie des Procédés pour l'Energie, l'Environnement et la Santé (UMR 7515, ICPEES) at the University of Strasbourg (France). A list of 111 pesticide compounds was selected from among those most used in France, including herbicides, fungicides and insecticides, as well as additives (*see Table S1 from Article 2 of this thesis manuscript*). The methodology used for the pesticide quantification was developed and detailed in Rodrigues et al. (2023), and used in several previous studies (Bailly et al., 2025; Bariod et al., 2025a; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2025a).

As described by Rodrigues et al. (2023), two analytical methods were used: liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for non-volatile or thermolabile compounds such as neonicotinoids, and automated thermal desorption gas chromatography coupled to tandem mass spectrometry (ATD-GC-MS/MS) for volatile and non-thermolabile compounds, or for semi-volatile compounds (with a prior derivatisation step to modify the chemical structure of the

molecule and improve detection capabilities). Limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) were defined for each compound (*see Table S1 from Article 2 of this thesis manuscript*). During methodological development, procedural blanks allowed to ensure that the procedure did not induce any contamination. Analytical blanks were also included throughout the analysis to guarantee data quality, particularly given the low levels of environmental contaminants measured (trace levels). All blanks were analysed using the same analytical methods as the samples, and no contamination was detected. The concentration of each detected compound was expressed in pg/mg, i.e., picograms of analyte per milligram of blood, because all the samples were weighed before extraction, to standardise the results according to the exact mass of each sample.

Then, we assessed pesticide contamination levels in each bird through three complementary metrics: the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T). The number of compounds corresponds to the total number of pesticide compounds detected (out of the 111 sampled) in at least one individual for each species and reflects the chemical diversity of contamination. The total quantity of exogenous compounds was calculated as the sum of the concentrations of each detected compound, providing an estimate of the overall pesticide levels in each bird's bloodstream. Finally, the total risk quotient was computed as the sum of each division of the concentration of each compound by its respective LD_{50} value (obtained from the Pesticide Properties Database PPDB at https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm; Lewis et al., 2016), reflecting the toxicological risk associated with individual pesticide exposure. While these approaches are widely used in ecotoxicological studies (Alonso-Prados et al., 2020; Bariod et al., 2025a; Dupont et al., 2026; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2025a, 2025b; Nicholson et al., 2024), they assume additive effects and do not account for potential synergistic or antagonistic interactions between compounds (Hernández et al., 2017), and the total risk quotients integrates exposure with acute toxicity data (LD_{50}). However, these toxicological references are often derived from model species under laboratory conditions, limiting their applicability to wild species, and chronic endpoints (NOEL) are unavailable for many compounds (Moreau et al., 2022a). Despite these limitations, to date, there is no concrete method for assessing the toxic effects of complex pesticide mixtures, and additive approaches remain therefore the most parsimonious way.

2.5. Statistical analysis

We investigated the effects of pesticide contamination levels using each metric (i.e., number of compounds, total quantity of exogenous compounds, total risk quotient) on each response variable (i.e., morphological, physiological and behavioural parameters) and each bird species separately. Indeed, sample sizes were insufficient to support analyses combining all species, leading to the adoption of a species-specific statistical approach. We added individual factors (sex and age of birds) in our models to explore sex- and age-dependent patterns. We also added the date of capture to our analyses, as growth,

physiological and behavioural parameters may vary throughout the breeding season. The type of sites (i.e., hedgerows or gardens) was not included in the statistical analyses since no difference in pesticide contamination was detected between both types of site (Negative binomial GLM, type of site effect: $X^2 = 0.23$, ddl = 1, $P = 0.63$; species*type of site interaction effect: $X^2 = 10.58$, ddl = 8, $P = 0.23$).

Several distributions (i.e., Poisson, Negative Binomial and Normal distributions) were tested separately for each bird species, each pesticide contamination metric (P_M) and each response variable, and we selected the distribution with the best fit. Model assumptions were verified by visual inspection of residuals using "fitdistrplus" (Delignette-Muller and Dutang, 2015) and "DHARMa" (Hartig, 2018) packages. Linear models (LM) were selected for all response variables and all bird species, except for the escape vigour in common nightingales, dunnocks, European robins and great tits, for which Negative Binomial GLM (NB-GLM) were implemented. The "lme4" package (Bates et al., 2015) was used for linear models and the "MASS" package (Venables and Ripley, 2002) was used to implement NB-GLM models.

We first built LM and NB-GLM including all main effects and their biologically relevant interactions (response variable ~ P_M * sex * age + date of capture). For all parameters, we evaluated collinearity among predictors using variance inflation factors (VIF) computed with the *vif* function from the "car" package (Fox and Weisberg, 2019). High VIF values and the presence of aliased coefficients in the full interaction model indicated that some interaction terms were not statistically identifiable. In these cases, we removed the interactions and retained only additive effects in the full models. We then performed a model selection procedure based on the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) using the *dredge* function from the "MuMIn" package (Bartoń, 2010). This approach systematically generates all possible combinations of predictor variables and ranks them according to AICc values. Models within $\Delta AICc \leq 2$ were considered as equivalent. Finally, when several models showed equivalent support, we conducted model averaging across the best-supported models ($\Delta AICc \leq 2$) using the *model.avg* function from the "MuMIn" package (Bartoń, 2010), to account for model uncertainty. The resulting averaged model provides weighted parameter estimates and their standard errors. The relative importance of each predictor (i.e., the sum of weights of each variable in the different models and the number of models containing each variable) was assessed using summed Akaike weights with the *sw* function ("MuMIn" package, Bartoń, 2010). The estimates and their standard errors from the summary of average model (conditional average) were used to determine the relationship of the effect. All statistical analyses were performed in R v.4.2.2 software (R Core Team, 2022).

3. Results

Descriptive parameters of each morphological, physiological and behavioural parameter for each species are provided in Table 2. Simple effects of age and sex of individuals, as well as capture date, on morphological, physiological and behavioural parameters were detected (Tables 3-7). However, these

results are not of primary interest in this article, so only the results of the sublethal effects of pesticides are presented below, including when they interact with the age or sex of individuals.

Table 2. Descriptive parameters for each morphological, physiological and behavioural parameter according to bird species. The mean ± sd corresponds to the average value of each parameter with its standard deviation. The minimum and the maximum correspond to the lower and the higher value found.

Bird species	Tarsus length	Head-to-beak length	Scaled mass index	Haematocrit ratio	Escape vigour
Black redstart					
Mean ± sd	23.1 ± 0.5	33.4 ±0.7	15.6 ± 1.0	49.6 ± 2.8	4.2 ± 3.3
[min;max]	[22.4;23.9]	[31.4;34.5]	[14.1;17.3]	[43.8;54.6]	[0;11]
Common blackbird					
Mean ± sd	33.0 ± 1.0	51.6 ± 1.5	83.2 ± 6.8	45.1 ± 5.2	4.9 ± 4.1
[min;max]	[29.6;35.4]	[47.4;55.0]	[65.7;100.7]	[25.4;58.0]	[0;15]
Common nightingale					
Mean ± sd	27.5 ± 0.9	36.4 ± 0.8	20.9 ± 1.6	44.5 ± 2.8	7.8 ± 7.0
[min;max]	[25.7;29.1]	[34.5;37.9]	[17.1;23.6]	[41.6;51.7]	[0;21]
Dunnock					
Mean ± sd	21.0 ± 0.6	32.0 ± .08	18.6 ± 1.3	48.3 ± 3.7	4.1 ± 3.7
[min;max]	[19.9;22.1]	[30.4;33.4]	[15.3;20.1]	[40.2,55.6]	[0;11]
Eurasian blackcap					
Mean ± sd	20.6 ± 0.7	32.6 ± 0.8	16.9 ± 1.2	47.7 ± 4.7	4.6 ± 3.4
[min;max]	[18.6;21.5]	[31.2;34.0]	[15.0;19.7]	[35.3;56.9]	[0;10]
European robin					
Mean ± sd	25.4 ± 0.8	33.2 ± 0.7	17.1 ± 3.0	49.3 ± 4.8	7.4 ± 5.2
[min;max]	[23.5;26.6]	[32.0;34.4]	[12.4;28.1]	[41.1;60.4]	[0;21]
Great tit					
Mean ± sd	19.9 ± 0.6	30.7 ± 0.8	17.1 ± 1.4	47.7 ± 4.1	5.1 ± 5.4
[min;max]	[18.8;20.9]	[28.2;32.4]	[14.0;20.2]	[38.7;56.3]	[0;19]

3.1. Morphological effects of pesticide mixtures

The tarsus length was not influenced by any of the three pesticide contamination metrics for the common blackbird, dunnock, and great tit (Table 3). For the other species, the effects of pesticide levels on the tarsus length were mostly negative. Indeed, the tarsus length decreased as the number of compounds and the total quantity of exogenous compounds increased for black redstarts (Table 3, Figure 2a, b, respectively). Similarly, the tarsus length decreased with the increase of all contamination metrics for the European robin (Table 3, Figure 2e-g). In the common nightingale, only the total risk quotient influenced tarsus length through an age-dependent pattern, indicating that higher total risk quotients were associated with shorter tarsi in juveniles, while adults showed no detectable effect (Table 3, Figure 2c). In Eurasian blackcaps, the interaction between the total risk quotient and the sex of birds influenced tarsus length, as males with higher total risk quotients exhibited shorter tarsi, whereas the reverse pattern was detected for females (Table 3, Figure 2d).

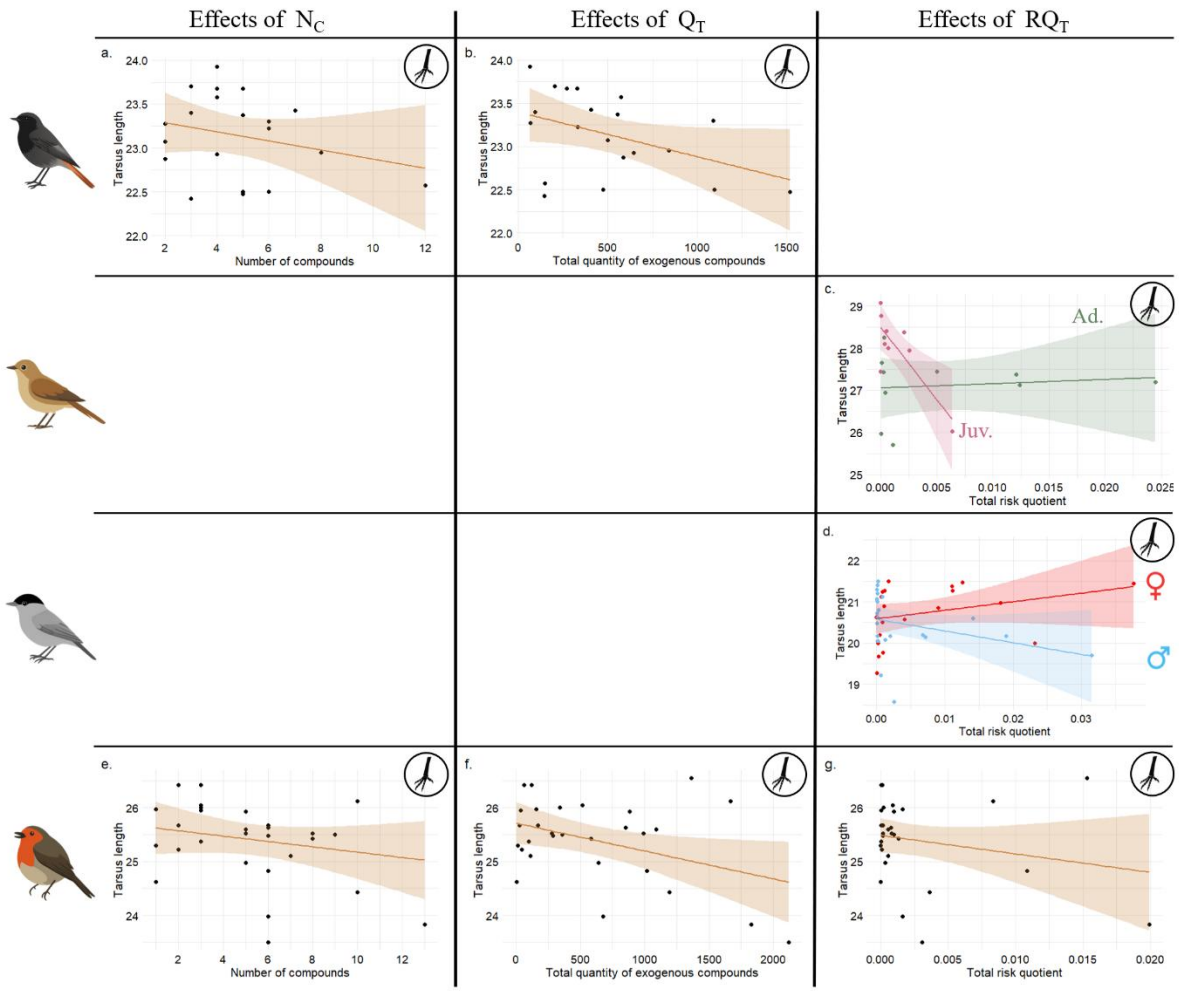


Figure 2. Effects of each pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)) on the tarsus length (mm) for species for which the average model highlighted an effect of pesticide contamination: 1st row, black redstart; 2nd row, common nightingale; 3rd row, Eurasian blackcap and 4th row, European robin. The regression lines represent the effect of pesticide contamination on the tarsus length, and the shadings represent the associated 95% confidence intervals. The colour of points, regression lines and shadings correspond to females in red and males in blue, and to adults in green and juveniles in purple. Black points with orange lines and shadings represent all birds sampled.

Table 3. Statistical parameters of average models (LM) obtained for the tarsus length for each bird species, showing the effects of each pesticide contamination metric (P_M; i.e., the number of detected compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)), the sex and age of the bird, their interactions, and the date of capture. Only the variables included in the average models are presented with the sum of weights (Σw), the number of models containing the variable (N. mod.) and the estimate with its standard error (β ± SE). The sample sizes for each species are shown in brackets. The values in bold show the main factors influencing the tarsus length, and the values in red show the effects of pesticide contamination metrics considered with a significant influence on the tarsus length. * shows the model for which the model selection process identified only one model, meaning that no model averaging was performed, and the estimates are those from the model summary. The reference levels for the effects of sex and age are females and adults, respectively.

Bird species		P_M	Sex	Age	Date	P_M*Sex	P_M*Age	Sex*Age	P_M*Sex *Age
Black redstart (n=20)									
N_C	Σw	**0.26**	0.21						
	N. mod	**1/3**	1/3	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0513±0.0450**	0.2148±0.2206						
Q_T	Σw	**0.78**			0.36				
	N. mod	**2/3**	-	-	1/3	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0006±0.0003**			-0.0051±0.0031				
RQ_T	Σw		**0.29**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.2148±0.2206**						
Common blackbird (n=116)									
N_C	Σw	0.50	**1.00**		0.16	0.29			
	N. mod	2/4	**4/4**	-	1/4	1/4	-	-	-
	β ± SE	-0.0010±0.0717	**0.3323±0.4030**		0.0024±0.0031	0.1444±0.0876			
Q_T	Σw	0.27	**1.00**		0.23				
	N. mod	1/3	**3/3**	-	1/3	-	-	-	-
	β ± SE	0.0002±0.0003	**0.5126±0.1896**		0.0024±0.0031				
RQ_T	Σw	0.26	**1.00**		0.24				
	N. mod	1/3	**3/3**	-	1/3	-	-	-	-
	β ± SE	17.6605±20.1382	**0.5167±0.1894**		0.0024±0.0031				
Common nightingale (n=19)									
N_C	Σw		0.23	**0.75**	0.25				
	N. mod	-	1/3	**1/3**	1/3	-	-	-	-
	β ± SE		0.4611±0.3819	**0.8828±0.3790**	0.0161±0.0080				
Q_T	Σw		0.23	**0.75**	0.25				
	N. mod	-	1/3	**2/3**	1/3	-	-	-	-
	β ± SE		0.4611±0.3819	**0.8828±0.3790**	0.0161±0.0080				
RQ_T	Σw	0.68		**1.00**			0.68		
	N. mod	1/2	-	**2/2**	-	-	1/2	-	-

	β ± SE	10.0993±28.2871		**1.2681±0.4622**			-353.9561±122.4537			
Dunnock (n=16)										
	Σw	0.21		**0.23**						
N_C	N. mod	1/3	-	**1/3**	-	-	-	-	-	
	β ± SE	0.0842±0.0824		**0.3896±0.3605**						
	Σw			**0.29**						
Q_T	N. mod	-	-	**1/2**	-	-	-	-	-	
	β ± SE			**0.3896±0.3605**						
	Σw			**0.29**						
RQ_T	N. mod	-	-	**1/2**	-	-	-	-	-	
	β ± SE			**0.3896±0.3605**						
Eurasian blackcap (n=45)										
	Σw		0.39		**1.00**					
N_C	N. mod	-	1/2	-	**2/2**	-	-	-	-	
	β ± SE		-0.2338±0.1965		**0.0075±0.0033**					
	Σw		0.39		**1.00**					
Q_T	N. mod	-	1/2	-	**2/2**	-	-	-	-	
	β ± SE		-0.2338±0.1965		**0.0075±0.0033**					
	Σw	0.26	0.55		**1.00**	0.26				
RQ_T	N. mod	1/3	2/3		**3/3**	1/3				
	β ± SE	20.9941±14.5175	-0.1202±0.2404		**0.0074±0.0033**	-49.1941±22.6524				
European robin (n=29)										
	Σw	**0.30**			0.19					
N_C	N. mod	**1/3**	-	-	1/3	-	-	-	-	
	β ± SE	**-0.0498±0.0429**			-0.0051±0.0007					
	Σw	/								
$*Q_T$	N. mod	/	-	-	-	-	-	-	-	
	β ± SE	**-0.0005±0.0002**								
	Σw	**0.30**			0.19					
RQ_T	N. mod	**1/3**	-	-	1/3	-	-	-	-	
	β ± SE	**-34.3041±29.1590**			-0.0051±0.0070					
Great tit (n=40)										
	Σw		**0.74**	0.51	0.36					
N_C	N. mod	-	**3/4**	2/4	1/4	-	-	-	-	
	β ± SE		**0.3500±0.1974**	0.4825±0.2847	-0.0092±0.0045					
	Σw		**0.74**	0.51	0.36					
Q_T	N. mod	-	**3/4**	2/4	1/4	-	-	-	-	
	β ± SE		**0.3500±0.1974**	0.4825±0.2847	-0.0092±0.0045					
	Σw		**0.74**	0.51	0.36					
RQ_T	N. mod	-	**3/4**	2/4	1/4	-	-	-	-	
	β ± SE		**0.3500±0.1974**	0.4825±0.2847	-0.0092±0.0045					

Head-to-beak length was not affected by pesticide contamination in dunnocks, Eurasian blackcaps, European robins and great tits. In the common blackbird, all contamination metrics were positively associated with head-to-beak length through an interaction with age, indicating that more contaminated juveniles exhibited longer head-to-beak lengths than less contaminated ones, while adults were not affected by pesticide contamination (Table 4, Figure 3c-e). In common nightingales, head-to-beak length showed a clear sex- and age-dependent response to the number of pesticide compounds. This length decreased in juveniles with the increase of the number of compounds, stronger in females than in males, while it increased in adults, with a stronger relationship in males than in females (Table 4, Figure 3f). Black redstarts also showed a sex-and age-dependent response to the total quantity of exogenous compounds and the total risk quotient (Table 4), but only three juveniles were sampled (two females and one male) preventing us from concluding on the effect of pesticide contamination on the head-to-beak length in juveniles. In adults, head-to-beak length decreased with the increase of the total quantity of exogenous compounds and the total risk quotient, whereas it remained stable in females (Table 4, Figure 3a, b).

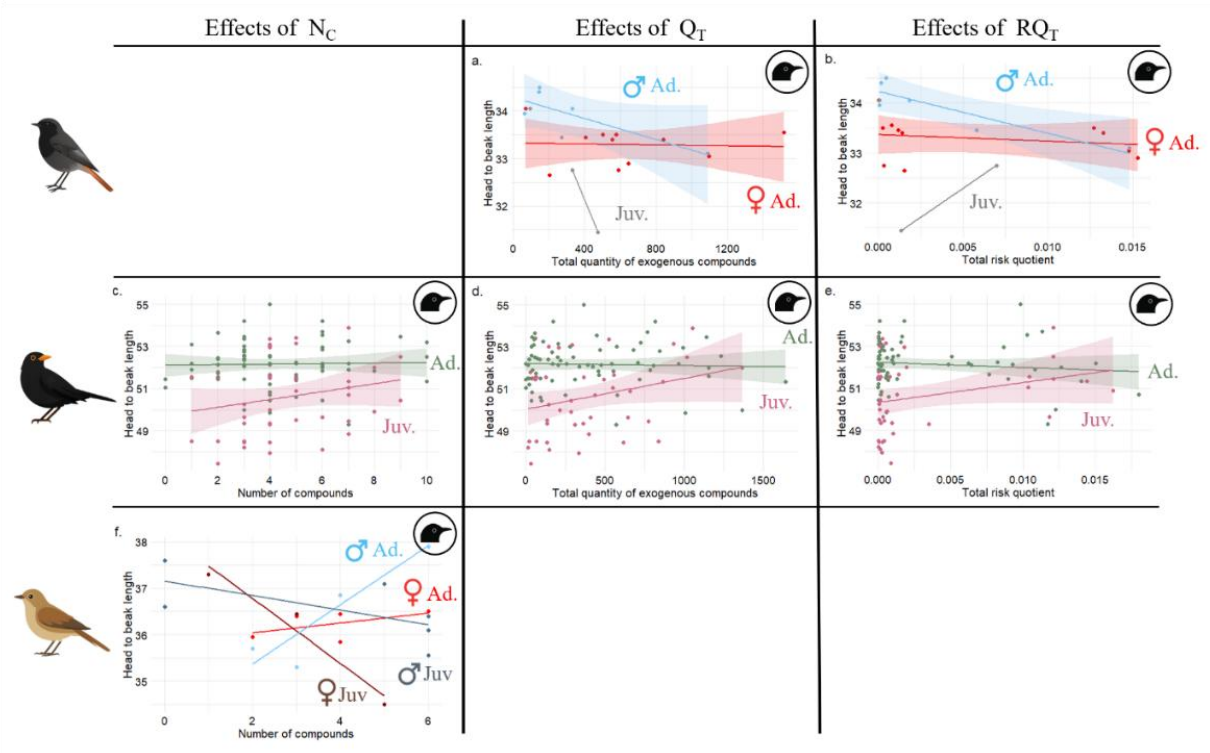


Figure 3. Effects of each pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)) on the head-to-beak length (mm) for species for which the average model highlighted an effect of pesticide contamination: 1st row, black redstart; 2nd row, common blackbird; 3rd row, common nightingale. The regression lines represent the effect of pesticide contamination on the head-to-beak length, and the shadings represent the associated 95% confidence intervals. The colour of points, regression lines and shadings correspond to females in red and males in blue, and to adults in green and juveniles in purple. In plots a and b, juveniles are shown in grey as there were not enough points to draw regression lines. In plot f, adult males and females are shown in blue and red, respectively, and juvenile males and females are shown in dark blue and brown, respectively, without 95% confidence intervals to clarify the reading.

Table 4. Statistical parameters of average models (LM) obtained for the head-to-beak length for each bird species, showing the effects of each pesticide contamination metric (P_M; i.e., the number of detected compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)), the sex and age of the bird, their interactions, and the date of capture. Only the variables included in the average models are presented with the sum of weights (Σw), the number of models containing the variable (N. mod.) and the estimate with its standard error (β ± SE). The sample sizes for each species are shown in brackets. The values in bold show the main factors influencing the head-to-beak length, and the values in red show the effects of pesticide contamination metrics considered with a significant influence on the head-to-beak length. The reference levels for the effects of sex and age are females and adults, respectively. * shows the model for which the model selection process identified only one model, meaning that no model averaging was performed, and the estimates shown are those from the model summary, with all the significant effects in bold and the significant effects of pesticide metrics in red.

Bird species		P_M	Sex	Age	Date	P_M*Sex	P_M*Age	Sex*Age	P_M*Sex *Age
Black redstart (n=20)									
	Σw		**1.00**	**1.00**				0.61	
N_C	N. mod	-	**2/2**	**2/2**	-	-	-	1/2	-
	β ± SE		**0.6942±0.2718**	**-1.0148±0.4284**				1.3326±0.6642	
	Σw	0.83	0.70	**1.00**		0.17	0.83	0.17	
Q_T	N. mod	3/4	3/4	**4/4**	-	1/4	3/4	1/4	-
	β ± SE	-0.0004±0.0003	0.6043±0.3173	**0.3954±0.9289**		-0.0010±0.0006	-0.0053±0.0019	1.3326±0.6642	
	Σw	0.69	**1.00**	**1.00**		0.49	0.57	0.76	0.18
RQ_T	N. mod	4/6	**6/6**	**6/6**	-	3/6	3/6	4/6	1/6
	β ± SE	-17.0932±21.2814	**0.7800±0.3041**	**-1.7120±0.7992**		-76.0666±37.8993	251.6661±102.5792	1.9467±0.7726	/
Common blackbird (n=116)									
	Σw	0.51		**1.00**	**1.00**		0.27		
N_C	N. mod	2/3	-	**3/3**	**3/3**	-	1/3	-	-
	β ± SE	0.0137±0.0711		**-2.1997±0.5407**	**0.0139±0.0045**		0.1843±0.1184		
	Σw	0.65		**1.00**	**1.00**		0.46		
Q_T	N. mod	2/3	-	**3/3**	**3/3**	-	1/3	-	-
	β ± SE	5.823e-6±4.135e-4		**-2.2080±0.4183**	**0.01363±0.0045**		0.0014±0.0007		
	Σw	0.55		**1.00**	**1.00**		0.36		
RQ_T	N. mod	2/3	-	**3/3**	**3/3**	-	1/3	-	-
	β ± SE	-5.7586±35.5074		**-2.0580±0.3129**	**0.0136±0.0046**		97.4609±53.4164		
Common nightingale (n=19)									
	Σw	/	/	/		/	/		
*N_C	N. mod	/	/	/	-	/	/	-	-
	β ± SE	0.1263±0.1405	**-1.2653±0.5676**	**2.6839±0.5842**		**0.4918±0.1470**	**-0.7705±0.1467**		
	Σw		**0.28**						
Q_T	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.3659±0.3814**						

	Σw		**0.28**						
RQ_T	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.3659±0.3814**						
Dunnock (n=15)									
	Σw			/					
$*N_C$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-1.2875±0.2847**					
	Σw			/					
$*Q_T$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-1.2875±0.2847**					
	Σw			/					
$*RQ_T$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-1.2875±0.2847**					
Eurasian blackcap (n=45)									
	Σw	0.64	0.11	0.67	**1.00**		0.09		
N_C	N. mod	4/6	1/6	4/6	**6/6**	-	1/6	-	-
	β ± SE	0.0536±0.0322	-0.1761±0.1915	-0.3949±0.4046	**0.0139±0.0038**		-0.1101±0.1404		
	Σw		0.19	0.67	**1.00**				
Q_T	N. mod	-	1/3	2/3	**3/3**	-	-	-	-
	β ± SE		-0.1651±0.1956	-0.4652±0.2741	**0.0128±0.0036**				
	Σw		0.19	0.67	**1.00**				
RQ_T	N. mod	-	1/3	2/3	**3/3**	-	-	-	-
	β ± SE		-0.1651±0.1956	-0.4652±0.2741	**0.0128±0.0036**				
European robin (n=29)									
	Σw			/					
$*N_C$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-0.5587±0.2243**					
	Σw			/					
$*Q_T$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-0.5587±0.2243**					
	Σw			/					
$*RQ_T$	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-0.5587±0.2243**					
Great tit (n=40)									
	Σw		**0.71**	0.68					
N_C	N. mod	-	**2/3**	2/3	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.4985±0.2522**	-0.4870±0.2562					
	Σw		**0.71**	0.68					
Q_T	N. mod	-	**2/3**	2/3	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.4985±0.2522**	-0.4870±0.2562					
	Σw		**0.71**	0.68					
RQ_T	N. mod	-	**2/3**	2/3	-	-	-	-	-
	β ± SE		**0.4985±0.2522**	-0.4870±0.2562					

3.2. Physiological effects of pesticide mixtures

Scaled mass index showed a strong sex-dependent influence in response to the total quantity of exogenous compounds in black redstarts, as it increased for females and decreased for males (Table 5, Figure 4a). Similarly, in European robins, the scaled mass index increased with the increasing total risk quotient for females, stronger for adults than for juveniles, while it remained stable for males (Table 5, Figure 4c). However, the scaled mass index increased in common nightingales with increasing total risk quotient, with no effect of sex detected (Table 5, Figure 4b).

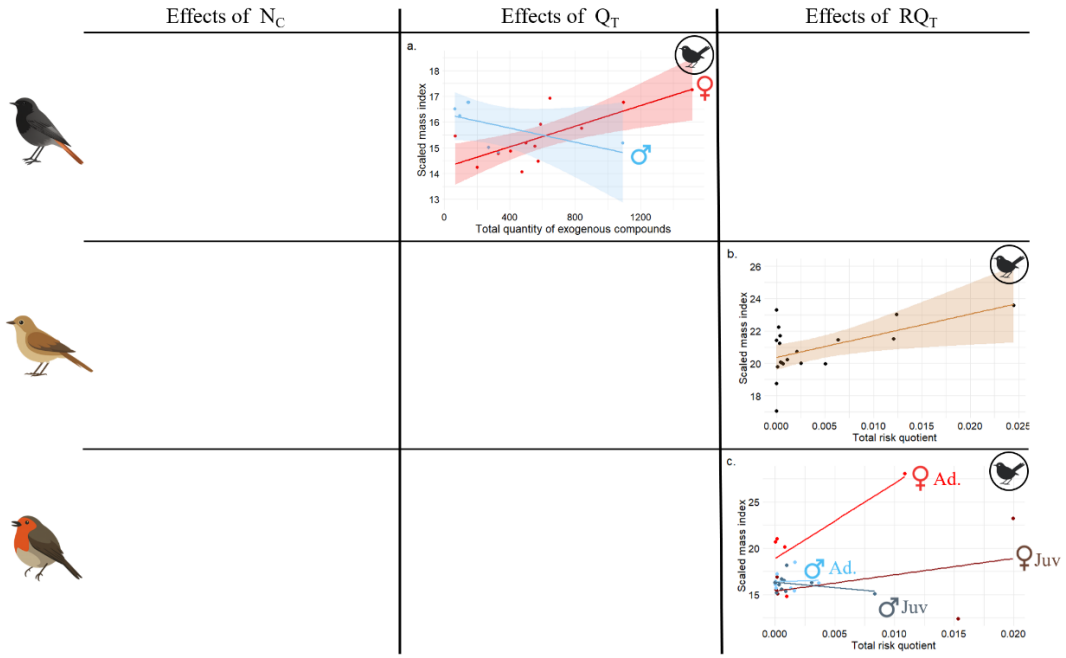


Figure 4. Effects of each pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)) on the scaled mass index for species for which the average model highlighted an effect of pesticide contamination: 1st row, black redstart; 2nd row, common nightingale; 3rd row, European robin. The regression lines represent the effect of pesticide contamination on the scaled mass index, and the shadings represent the associated 95% confidence intervals. The colour of points, regression lines and shadings correspond to females in red and males in blue, and black points with orange lines and shadings represent all birds sampled. In plot c, adult males and females are shown in blue and red, respectively, and juvenile males and females are shown in dark blue and brown, respectively, without 95% confidence intervals to clarify the reading.

Table 5. Statistical parameters of average models (LM) obtained for the scaled mass index for each bird species, showing the effects of each pesticide contamination metric (P_M; i.e., the number of detected compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)), the sex and age of the bird, their interactions, and the date of capture. Only the variables included in the average models are presented with the sum of weights (Σw), the number of models containing the variable (N. mod.) and the estimate with its standard error (β ± SE). The sample sizes for each species are shown in brackets. The values in bold show the main factors influencing the scaled mass index, and the values in red show the effects of pesticide contamination metrics considered with a significant influence on the scaled mass index. The reference levels for the effects of sex and age are females and adults, respectively. * shows the model for which the model selection process identified only one model, meaning that no model averaging was performed, and the estimates shown are those from the model summary, with all the significant effects in bold and the significant effects of pesticide metrics in red.

Bird species		P_M	Sex	Age	Date	P_M*Sex	P_M*Age	Sex*Age	P_M*Sex *Age
Black redstart (n=20)									
	Σw		0.22	**0.25**					
N_C	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.4581±0.4603	**-0.6744±0.6112**					
	Σw	/	/			/			
*Q_T	N. mod	/	/	-	-	/	-	-	-
	β ± SE	**0.0020±0.0006**	**2.079±0.5543**			**-0.0034±0.0010**			
	Σw		0.22	**0.25**					
RQ_T	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.4581±0.4603	**-0.6744±0.6112**					
Common blackbird (n=112)									
	Σw	0.33	**1.00**	**1.00**	0.76	0.16		**1.00**	
N_C	N. mod	2/4	**4/4**	**4/4**	3/4	1/4	-	**4/4**	-
	β ± SE	0.0469±0.4304	**-4.0326±2.2956**	**-7.7726±1.9710**	-0.0384±0.0222	-0.7944±0.5577		**6.7715±2.5817**	
	Σw	0.46	**1.00**	**1.00**	0.62			**1.00**	
Q_T	N. mod	2/4	**4/4**	**4/4**	2/4	-	-	**4/4**	-
	β ± SE	-0.0022±0.0016	**-4.5753±1.6421**	**-7.9323±1.9743**	-0.0391±0.0220			**6.7634±2.5795**	
	Σw	0.20	**1.00**	**1.00**	0.71			**1.00**	
RQ_T	N. mod	1/3	**3/3**	**3/3**	2/3	-	-	**3/3**	-
	β ± SE	-71.9088±124.5411	**-4.5942±1.6448**	**-7.8072±1.9774**	0.0399±0.0221			**6.7566±2.5840**	
Common nightingale (n=19)									
	Σw			**0.39**					
N_C	N. mod	-	-	**1/2**	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-0.9715±0.7168**					
	Σw	0.27		**0.28**					
Q_T	N. mod	1/3	-	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE	0.0009±0.0007		**-0.9715±0.7168**					

	Σw	/							
*RQ_T	N. mod	/	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**133.6889±51.4450**							
Dunnock (n=16)									
	Σw		0.20	**0.32**					
N_C	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.7621±0.7034	**-1.0683±0.7301**					
	Σw		0.20	**0.32**					
Q_T	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.7621±0.7034	**-1.0683±0.7301**					
	Σw		0.20	**0.32**					
RQ_T	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.7621±0.7034	**-1.0683±0.7301**					
Eurasian blackcap (n=45)									
	Σw		**1.00**	0.47	0.20			0.16	
N_C	N. mod	-	**4/4**	2/4	1/4	-	-	1/4	-
	β ± SE		**-1.1096±0.3146**	-0.7700±0.5478	-0.0061±0.0051			0.8531±0.8133	
	Σw	0.23	**1.00**	0.48	0.16			0.12	
Q_T	N. mod	2/6	**6/6**	3/6	1/6	-	-	1/6	-
	β ± SE	-0.0003±0.0003	**-1.1087±0.3133**	-0.7333±0.5204	-0.0061±0.0051			0.8531±0.8133	
	Σw		**1.00**	0.47	0.20			0.16	
RQ_T	N. mod	-	**4/4**	2/4	1/4	-	-	1/4	-
	β ± SE		**-1.1096±0.3146**	0.7700±0.5478	-0.0061±0.0051			0.8531±0.8133	
European robin (n=29)									
	Σw		**1.00**	0.76				0.51	
N_C	N. mod	-	**3/3**	2/3	-	-	-	1/3	-
	β ± SE		**-3.5230±1.6700**	-3.4490±1.9260				4.0780±2.0380	
	Σw	0.39	**1.00**	0.86		0.21		0.70	
Q_T	N. mod	2/5	**5/5**	4/5	-	1/5	-	3/5	-
	β ± SE	0.0022±0.0015	**-3.5505±1.6855**	-4.1036±1.9312		-0.0031±0.0017		4.2797±2.0440	
	Σw	**1.00**	0.79	**1.00**		0.19	**1.00**	0.58	
RQ_T	N. mod	**4/4**	3/4	**4/4**	-	1/4	**4/4**	2/4	-
	β ± SE	**780.0410±232.3180**	-2.8730±1.4380	**-2.3740±1.9860**		-372.0370±272.0390	**-650.4220±258.3090**	3.8810±1.8440	
Great tit (n=40)									
	Σw			/					
*N_C	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-1.0343±0.4347**					
	Σw			/					
*Q_T	N. mod	-	-	/	-	-	-	-	-
	β ± SE			**-1.0343±0.4347**					
	Σw	0.28		**1.00**					
RQ_T	N. mod	1/2	-	**2/2**	-	-	-	-	-
	β ± SE	15.4359±21.0992		**-1.0466±0.4371**					

The haematocrit ratio (i.e., the proportion of red blood cells) showed contrasted responses to pesticide contamination among bird species and pesticide contamination metrics (Table 6). The haematocrit in common blackbirds increased with the number of compounds (Figure 5a), and with the total quantity of exogenous compounds for females (Figure 5b). In European robins, the haematocrit also increased with the number of compounds (Figure 5f) but showed an age-dependent response to the total quantity of exogenous compounds and the total risk quotient, with an increase in adults while juveniles were not affected (Figures 5g and h). Conversely, some species showed a decreasing haematocrit in response to the increase in pesticide contamination. Indeed, although the haematocrit decreased with the number of compounds only for females' common nightingales (Figure 5c), a global decrease was associated with the total risk quotient in common nightingales and Eurasian blackcaps (Figure 5d and e respectively). Similarly, a decrease of the haematocrit was also detected in response to the increase of the total quantity of exogenous compounds and the total risk quotient in great tits (Figure 5j and k respectively), although it increased with the number of compounds (Figure 5i).

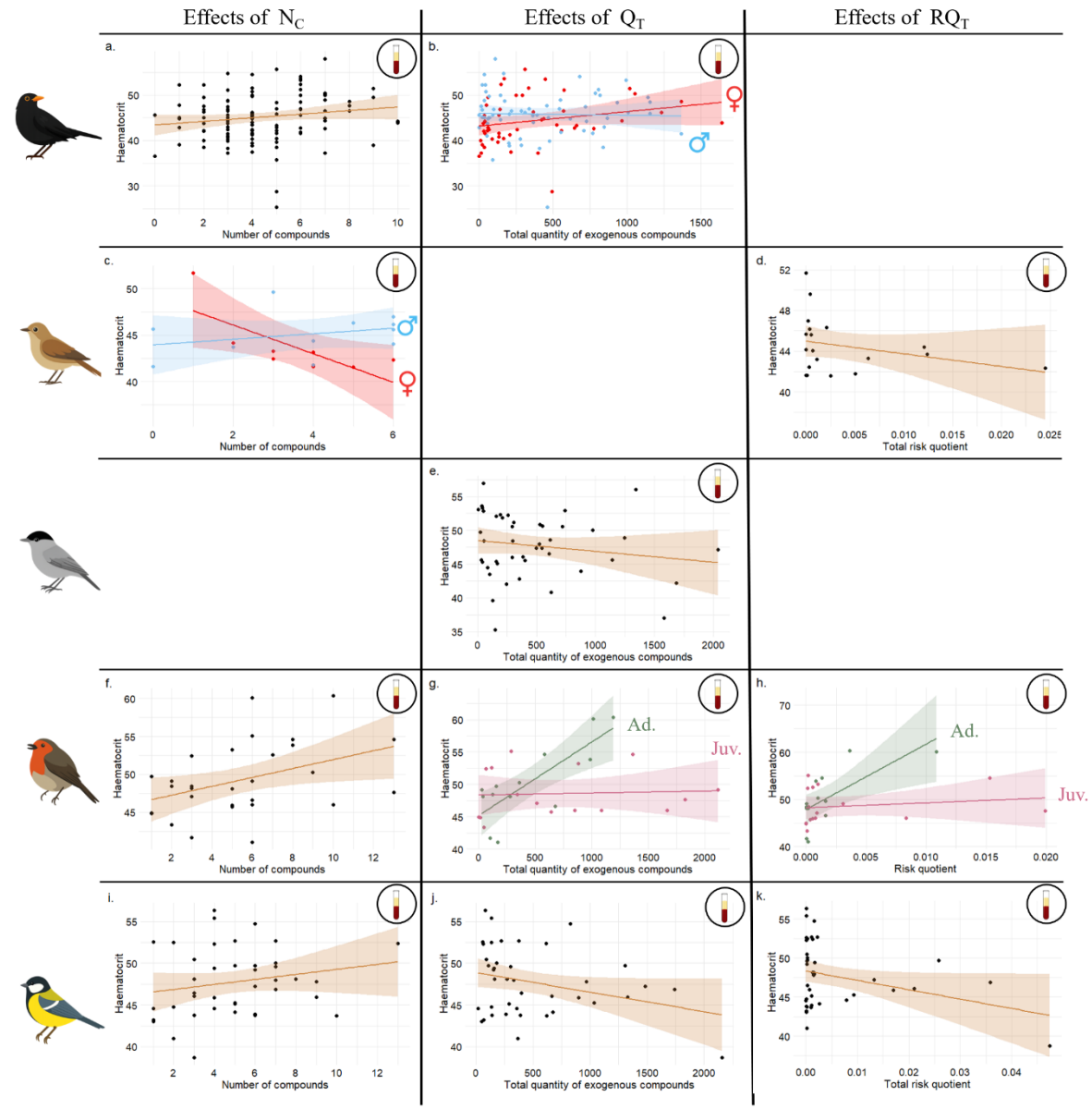


Figure 5. Effects of each pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)) on the haematocrit ratio (multiplied by 100) for species for which the average model highlighted an effect of pesticide contamination: 1st row, common blackbird; 2nd row, common nightingale; 3rd row, Eurasian blackcap and 4th row, European robin; 5th row, great tit. The regression lines represent the effect of pesticide contamination on the haematocrit ratio, and the shadings represent the associated 95% confidence intervals. The colour of points, regression lines and shadings correspond to females in red and males in blue, and to adults in green and juveniles in purple. Black points with orange lines and shadings represent all birds sampled.

Table 6. Statistical parameters of average models (LM) obtained for the haematocrit ratio for each bird species, showing the effects of each pesticide contamination metric (P_M; i.e., the number of detected compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)), the sex and age of the bird, their interactions, and the date of capture. Only the variables included in the average models are presented with the sum of weights (Σw), the number of models containing the variable (N. mod.) and the estimate with its standard error (β ± SE). The sample sizes for each species are shown in brackets. The values in bold show the main factors influencing the haematocrit, and the values in red show the effects of pesticide contamination metrics considered with a significant influence on the haematocrit. The reference levels for the effects of sex and age are females and adults, respectively. * shows the model for which the model selection process identified only one model, meaning that no model averaging was performed, and the estimates shown are those from the model summary, with all the significant effects in bold and the significant effects of pesticide metrics in red.

Bird species		P_M	Sex	Age	Date	P_M*Sex	P_M*Age	Sex*Age	P_M*Sex *Age
Black redstart (n=20)									
	Σw			**0.38**	0.19				
N_C	N. mod	-	-	**1/3**	1/3	-	-	-	-
	β ± SE			**-2.7067±1.7188**	-0.0210±0.0197				
	Σw			**0.38**	0.19				
Q_T	N. mod	-	-	**1/3**	1/3	-	-	-	-
	β ± SE			**-2.7067±1.7188**	-0.0210±0.0197				
	Σw			**0.38**	0.19				
RQ_T	N. mod	-	-	**1/3**	1/3	-	-	-	-
	β ± SE			**-2.7067±1.7188**	-0.0210±0.0197				
Common blackbird (n=114)									
	Σw	**1.00**	0.57		**1.00**	0.16			
N_C	N. mod	**3/3**	2/3	-	**3/3**	1/3	-	-	-
	β ± SE	**0.5450±0.2508**	1.6567±1.5020		**-0.0493±0.0157**	-0.2694±0.4470			
	Σw	0.49	0.52		**1.00**	0.13			
Q_T	N. mod	3/5	3/5	-	**5/5**	1/5	-	-	-
	β ± SE	0.0020±0.0016	1.5523±1.1800		**-0.0438±0.0158**	-0.0033±0.0025			
	Σw		0.47		**1.00**				
RQ_T	N. mod	-	1/2	-	**2/2**	-	-	-	-
	β ± SE		1.2982±0.9539		**-0.0434±0.0158**				
Common nightingale (n=19)									
	Σw	0.39	**0.57**			0.39			
N_C	N. mod	1/3	**2/3**	-	-	1/3	-	-	-
	β ± SE	-1.5378±0.5544	**-3.1651±3.7561**			1.8345±0.6407			
	Σw		**0.29**						
Q_T	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**1.2973±1.2863**						

	Σw	**0.27**	0.21						
RQ_T	N. mod	**1/3**	1/3	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-124.0345±101.1579**	1.2973±1.2863						
Dunnock (n=16)									
	Σw		**0.56**	**0.56**				**0.56**	
N_C	N. mod	-	**1/2**	**1/2**	-	-	-	**1/2**	-
	β ± SE		**0.4622±1.9027**	**3.3967±2.6054**				**-10.1522±3.4302**	
	Σw		**0.56**	**0.56**				**0.56**	
Q_T	N. mod	-	**1/2**	**1/2**	-	-	-	**1/2**	-
	β ± SE		**0.4622±1.9027**	**3.3967±2.6054**				**-10.1522±3.4302**	
	Σw		**0.56**	**0.56**				**0.56**	
RQ_T	N. mod	-	**1/2**	**1/2**	-	-	-	**1/2**	-
	β ± SE		**0.4622±1.9027**	**3.3967±2.6054**				**-10.1522±3.4302**	
Eurasian blackcap (n=45)									
	Σw		0.20	**0.30**					
N_C	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.8818±1.4258	**2.0060±1.8436**					
	Σw	**0.23**	0.15	0.23					
Q_T	N. mod	**1/4**	1/4	1/4	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0016±0.0015**	0.8818±1.4258	2.0060±1.8436					
	Σw		0.20	**0.30**					
RQ_T	N. mod	-	1/3	**1/3**	-	-	-	-	-
	β ± SE		0.8818±1.4258	**2.0060±1.8436**					
European robin (n=29)									
	Σw	**1.00**		0.32					
N_C	N. mod	**2/2**	-	1/2	-	-	-	-	-
	β ± SE	**0.5903±0.2549**		-1.7598±1.6771					
	Σw	**1.00**		**1.00**	0.43		**1.00**		
Q_T	N. mod	**2/2**	-	**2/2**	1/2	-	**2/2**	-	-
	β ± SE	**0.0117±0.0028**		**4.3976±2.8520**	-0.0780±0.05118		**-0.0116±0.0031**		
	Σw	**/**			/		**/**		
$^*RQ_T$	N. mod	**/**	-	-	/	-	**/**	-	-
	β ± SE	**1383.9838±403.3139**			0.3229±1.7708		**-1280.6877±440.1371**		
Great tit (n=40)									
	Σw	**0.33**	0.18						
N_C	N. mod	**1/3**	1/3	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**0.3009±0.2432**	0.7553±1.3009						
	Σw	**0.66**							
Q_T	N. mod	**1/2**	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0023±0.0012**							
	Σw	**0.70**							
RQ_T	N. mod	**1/2**	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-119.8118±60.0007**							

3.3. Behavioural effects of pesticide mixtures

Overall, the escape vigour at capture decreased with increasing pesticide contamination (Table 7). Indeed, it decreased with the total quantity of exogenous compounds in black redstarts (Figure 6a), and with the number of compounds and the total quantity of exogenous compounds in Eurasian blackcaps (Figure 6c and d, respectively) and European robins (Figure 6e and f, respectively). In common blackbirds, an age-dependent response was detected, as the escape vigour of juveniles increased with the total risk quotient while it decreased in adults (Figure 6b).

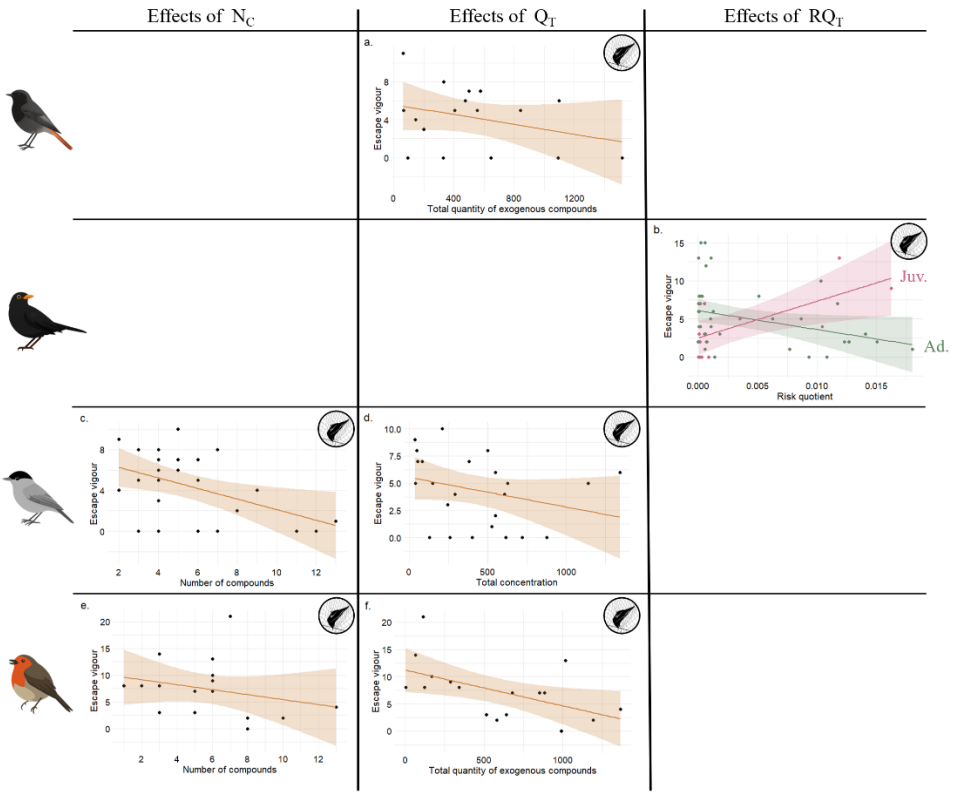


Figure 6. Effects of each pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)) on the escape vigour for species for which the average model highlighted an effect of pesticide contamination: 1st row, black redstart; 2nd row, common blackbird; 3rd row, Eurasian blackcap and 4th row, European robin. The regression lines represent the effect of pesticide contamination on the escape vigour, and the shadings represent the associated 95% confidence intervals. The colour of points, regression lines and shadings correspond to adults in green and juveniles in purple and black points with orange lines, and shadings represent all birds sampled.

Table 7. Statistical parameters of average models obtained for the escape vigour for each bird species, showing the effects of each pesticide contamination metric (P_M; i.e., the number of detected compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)), the sex and age of the bird, their interactions, and the date of capture. Linear models (LM) were computed for all P_M and all bird species, except for common nightingales, dunnocks, European robins and great tits, for which Negative Binomial GLM (NB-GLM) were implemented. Only the variables included in the average models are presented with the sum of weights (Σw), the number of models containing the variable (N. mod.) and the estimate with its standard error (β ± SE). The sample sizes for each species are shown in brackets. The values in bold show the main factors influencing the escape vigour, and the values in red show the effects of pesticide contamination metrics considered with a significant influence on the escape vigour. The reference levels for the effects of sex and age are females and adults, respectively. ** represents the model for which the model selection process identified the null model as the best model. ° indicates models for which interactions have been removed from the models due to an insufficient number of individuals in each sex-age category. °** Indicates models for which interactions have been removed from the models, and for which the model selection process identified the null model as the best model.

Bird species		P_M	Sex	Age	Date	P_M*Sex	P_M*Age	Sex*Age	P_M*Sex *Age
Black redstart (n=17)									
° N_C	Σw		**0.28**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**-1.7500±1.7614**						
° Q_T	Σw	**0.40**	0.33						
	N. mod	**2/4**	2/4	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0029±0.0020**	-2.1871±1.7995						
° RQ_T	Σw		**0.28**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**-1.7500±1.7614**						
Common blackbird (n=54)									
N_C	Σw		**0.26**	0.18	0.16				
	N. mod	-	**1/4**	1/4	1/4	-	-	-	-
	β ± SE		**1.3188±1.1623**	-0.9925±1.3070	-0.106±0.0185				
Q_T	Σw	0.17	**0.21**	0.15	0.13				
	N. mod	1/5	**1/5**	1/5	1/5	-	-	-	-
	β ± SE	-0.0013±0.0014	**1.3188±1.1623**	-0.9925±1.3070	-0.0106±0.0185				
RQ_T	Σw	**1.00**	0.23	**1.00**	0.24		**1.00**		
	N. mod	**3/3**	1/3	**3/3**	1/3	-	**3/3**	-	-
	β ± SE	**-249.2508±114.3981**	1.0350±1.1233	**-3.3759±1.5062**	-0.0196±0.0208		**741.0246±228.8446**		
Common nightingale (n=12)									
° N_C	Σw		**0.35**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**-1.0498±0.6094**						
° Q_T	Σw		**0.35**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**-1.0498±0.6094**						

° RQ_T	Σw		**0.35**						
	N. mod	-	**1/2**	-	-	-	-	-	-
	β ± SE		**-1.0498±0.6094**						
Dunnock (n=11)									
°** N_C	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
°** Q_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
°** RQ_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
Eurasian blackcap (n=25)									
N_C	Σw	**1.00**			0.34				
	N. mod	**2/2**	-	-	1/2	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.5398±0.2024**			-0.0219±0.0183				
Q_T	Σw	**0.45**							
	N. mod	**1/2**	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0027±0.0019**							
** RQ_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
European robin (n=17)									
° N_C	Σw	**0.32**							
	N. mod	**1/2**	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0772±0.0586**							
° Q_T	Σw	/							
	N. mod	/	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE	**-0.0009±0.0004**							
°** RQ_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
Great tit (n=12)									
°** N_C	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
°** Q_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								
°** RQ_T	Σw								
	N. mod	-	-	-	-	-	-	-	-
	β ± SE								

4. Discussion

In the present study, we investigated sublethal effects of pesticide mixtures on five life history traits (i.e., tarsus and head-to-beak lengths, body condition, haematocrit ratio, and escape vigour) in seven wild passerine species. For each parameter, responses to pesticide mixtures varied among bird species and the pesticide contamination metric considered (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T), and the total risk quotients (RQ_T)) (Figure 7). Morphological parameters were modified in response to higher pesticide levels for several species, leading to shorter tarsi and head-to-beak length, except for common blackbirds, for which more contaminated juveniles exhibited longer head-to-beak lengths than less contaminated ones. In addition, body condition was affected by pesticide contamination levels in three species (black redstart, common nightingale, European robin), as it increased with pesticide contamination, but only for females in black redstarts and European robins. Haematocrit ratio showed contrasted responses to pesticide contamination, as it increased for two species (common blackbird and European robins) while decreasing for two others (common nightingale and great tit). However, the escape vigour at capture consistently decreased with higher pesticide contamination levels for four species (black redstart, common blackbird, Eurasian blackcap, European robin), although it seems to increase for juveniles' common blackbirds. Although such contrasted responses to pesticides mixtures (i.e., according to bird species, life history traits and pesticide contamination metrics) prevent us from drawing a general conclusion, we detected some signals of disturbed morphological, physiological and behavioural parameters with higher pesticide contamination levels.

		Tarsus length	Head-to-beak length	Scaled mass index	Haematocrit	Escape vigour
Black redstart	N_C	-				
	Q_T	-	- MA / = FA	+ F / - M		-
	RQ_T		- MA / = FA			
Common blackbird	N_C		+ J / = A		+	
	Q_T		+ J / = A		+ F / = M	
	RQ_T		+ J / = A			- A / + J
Common nightingale	N_C		- J / + A		- F / = M	
	Q_T					
	RQ_T	- J / = A		+	-	
Dunnock	N_C					
	Q_T					
	RQ_T					
Eurasian blackcap	N_C					-
	Q_T				-	-
	RQ_T	- M / + F				
European robin	N_C	-			+	-
	Q_T	-			+ A / = J	-
	RQ_T	-		+ F / = M	+ A / = J	
Great tit	N_C				+	
	Q_T				-	
	RQ_T				-	

Figure 7. Summary of sublethal effects of pesticide mixtures detected for the seven passerine species and five life history traits (i.e., morphological, physiological and behavioral parameters), according to the pesticide contamination metrics considered (i.e., the number of compounds (N_C), the total quantity of exogenous compounds (Q_T in $pg.mg^{-1}$), and the total risk quotients (RQ_T)). Positive associations between pesticide contamination metrics and each parameter are shown with "+", indicating that the higher the contamination levels, the higher the parameter increases. Conversely, negative associations are shown with "-", indicating that the higher the contamination levels, the higher the parameter decreases. Sex- and age-specific responses are indicated for males ("M"), females ("F"), juveniles ("J") and adults ("A"), and the equal sign "=" means that the parameter remained stable. The boxes are grey when no effect of pesticide contamination levels was found.

4.1. Sublethal effects of pesticide mixtures on several life history traits

4.1.1. Morphological features

Our results firstly highlighted that, when effects of pesticide contamination were detected on morphological parameters, they were mostly negatively correlated, as more contaminated birds exhibited shorter tarsi and heat-to-beak lengths. These effects were observed in both juveniles and adults, except for common nightingales, for which morphological alterations were observed specifically in juveniles, even though the sample size was very limited for each category of individuals (age and sex). As bird captures were performed during the breeding season, juveniles included in the present study were born at the site of capture and the variations detected in their morphological traits could therefore be due to the direct effects of pesticides on their development. Indeed, growth is particularly sensitive to pesticide contamination during early developmental stages. For example, more contaminated male Montagu's harrier chicks exhibited shorter tarsus length than less contaminated ones (Fuentes et al., 2025b). Experimental exposure to pesticide mixtures also led to severe skeletal abnormalities and disrupted limb development pathways in chick embryos, suggesting that pesticides can interfere with key molecular signals controlling bone growth and morphology (Sharma et al., 2026). Such morphological alterations can result from physiological pathways related to energy allocation and endocrine regulation, as growth rates and structural traits are tightly mediated by both energy intake provided by food and endocrine pathways (McNabb, 2007). Highly contaminated juveniles may therefore face trade-offs in energy allocation, investing energy toward detoxification processes at the expense of growth and/or hormone secretion, leading to a reduced size. Some pesticides can also directly affect bone development by altering calcium deposition in bones. Bone demineralization is often linked to disruption of oestrogen signalling, a recognized effect of triazole compounds (e.g., tebuconazole), which inhibit multiple cytochrome P450 enzymes involved in oestrogen regulation (Ortiz-Santaliestra et al., 2020).

However, although we mainly detected negative relationships between pesticide contamination and morphological traits, an opposite pattern was observed in juvenile common blackbirds, for which more contaminated individuals exhibited longer head-to-beak lengths. This counter-intuitive result may reflect ecological rather than toxicological mechanisms linked to diet. Common blackbirds have a mixed diet, composed of insects, earthworms, fruits and seeds. Beak morphology (i.e., length and shape) is closely associated with feeding ecology (Olsen, 2017), and beak length is adapted to prey-capture (Slotow, 2000). Indeed, a shortened beak and a relatively enlarged braincase are associated to granivorous and mixed group of granivorous/insectivorous passerines, whereas insectivorous and omnivorous passerines have an elongated beak and a relatively small and flattened cranium (Shatkovska and Ghazali, 2020). This can therefore suggest that individuals consuming higher proportions of insects and earthworms may exhibit longer beaks than others. As insects and earthworms are known to bioaccumulate pesticides (Liu et al., 2018; Pelosi et al., 2021; Tison et al., 2024), juveniles feeding more

intensively on insect prey could simultaneously exhibit higher contamination levels and larger head-to-beak dimensions. Such a relationship would therefore not indicate a direct effect of pesticides on growth, but rather a consequence of the diet due to morphological features on the level of contamination.

In addition, for other species, the effects of pesticide mixtures on morphological features were detected either only in adults (head-to-beak length in black redstarts) or in both adults and juveniles (for example tarsus length in European robins and black redstarts). Although some circumferential growth and continuous remodeling of bone tissue persist throughout adulthood, passerines complete their longitudinal bone growth around fledging, so that the main dimensions of adult skeleton are fixed (Atterholt and Woodward, 2021; Shatkovska and Ghazali, 2020). For example, in great tit nestlings, bone alkaline phosphatase (a growth marker) peaks mid-nestling and declines strongly by pre-fledging, indicating major skeletal growth is nearly finished by that stage (Tilgar et al., 2008). The effects of pesticide mixtures on tarsus and head-to-beak lengths on adults are therefore more difficult to explain and need further research, as pesticide mixtures measured in the blood (i.e., reflecting recent pesticide contamination) cannot have directly caused a reduced growth. Nevertheless, some species show great fidelity to their breeding sites from year to year, including migratory species, which seem to return to the same hedgerow each year during the breeding season, according to our interannual recapture data from the same capture sites (unpublished data). Thus, individuals may have similar levels of pesticide contamination between years, and morphological changes detected in adults in response to high levels of pesticides may reflect long-term consequences of pesticide exposure during the early stages of life. To verify this hypothesis, it seems essential to continue monitoring passerines at the same capture sites each year, to measure pesticide levels in the same individuals across different age classes over several consecutive years.

4.1.2. Physiological features

Body condition was positively associated with pesticide contamination in three species (black redstart, common nightingale and European robin), although this relationship was only found for females in black redstarts and European robins. Although it may not seem intuitive at first glance, this result is not particularly surprising, as it is consistent with a previous study in grey partridges, in which pesticide-exposed females had a higher body condition (Moreau et al., 2021). Several non-mutually exclusive hypotheses may explain these findings. Body condition primarily reflects short-term energy reserves, such as fat and protein stores. On the one hand, the global increase of the body condition could be driven by higher food intake or access to high-quality prey, while simultaneously resulting in higher exposure to pesticides through trophic transfer and bioaccumulation (Castagna et al., 2024; Tison et al., 2024). On the other hand, as pesticides can disrupt endocrine regulation through different pathways associated with the hypothalamic-pituitary-gonadal axis (Grue et al., 1997), pesticide contamination may have altered lipid metabolism, induce abnormal fat accumulation, or interfere with insulin and

thyroid hormone pathways, potentially leading to increased mass relative to structural size and sex-specific effects. For example, rats exposed to pesticide mixtures developed insulin resistance, abdominal obesity, and hepatosteatosis, which could be associated with potential costs such as a reduction of their mobility and therefore their ability to escape predators (Binazzi et al., 2011; Ruzzin et al., 2010).

Sublethal effects of pesticide mixtures on haematocrit ratios differed strongly among species, with opposite patterns, i.e., increases and decreases. Such contrasted patterns are consistent with previous studies reporting reduced haematocrit in pesticide-exposed birds, indicative of physiological stress or anaemia, particularly following exposure to insecticides such as neonicotinoids (Lopez-Antia et al., 2013; Mitra et al., 2011). Physiological stress, high level of expression of the immune system or impaired erythropoiesis can negatively affect individual fitness by increasing susceptibility to parasites and diseases, for example (van der Sluijs et al., 2015). However, pesticide exposure does not systematically result in decreased haematocrit, as increases have also been documented in pesticide-exposed birds, including grey partridges fed with conventional grains (i.e., containing pesticide residues) (Moreau et al., 2021). No significant change in haematocrit has also already been found, for example in eared doves (*Zenaida auriculata*) exposed to neonicotinoids (Addy-Orduna and Cazenave, 2025). Haematocrit is effectively influenced by a wide range of factors, such as sex, age, reproductive and hormonal status, energy expenditure, nutrition and condition, parasitism (Fair et al., 2007). For instance, haematocrit alterations may arise from interactions between pesticides and other environmental stressors, such as parasitism, as combined exposure to pesticides and *Protocalliphora* larvae has been shown to negatively affect haematocrit in wild birds (Sigouin et al., 2021). Overall, these results highlight that sublethal effects of pesticide mixtures on haematocrit reflect complex physiological trade-offs and do not allow the emergence of a clear pattern of the health condition in response to pesticide mixtures.

4.1.3. Behavioural features

More contaminated passerines to pesticide mixtures presented a reduced escape performance, for Eurasian blackcap and European robins and, to a lesser extent, for black redstarts and common blackbirds. Consistently, grey partridges with higher number of pesticide compounds showed lower physical activity (Dupont et al., 2026), as well as passerines living in environments mainly surrounded by conventional farming (i.e., exposed to pesticide pressure) already showed in a previous study a reduced vitality (flee attempts, aggressivity, pecking and distress calls during capture) compared to those living in organic farming environments (i.e., in environments where pesticide application in banned) (Moreau et al., 2022b). Moreover, experimental studies demonstrated that exposure to pesticides can lead to behavioural changes, such as deficits in anti-predator responses (e.g., reduced or absent behavioural responses to the presence of cats or the vocalisations of falcons), reduced mobility, and changes in environmental use (de Faria et al., 2018; Poliserpi and Brodeur, 2023). Indeed, alterations in

behaviour of pesticide-exposed birds are widely documented and are most often attributed to neurotoxic effects on the central and peripheral nervous systems (Gibbons et al., 2015; Mitra et al., 2011; Moreau et al., 2022a). Many pesticide families interfere with neurophysiological pathways by disrupting key enzymes or receptors in the neural system (Casida and Bryant, 2017; Casida and Durkin, 2013; Gibbons et al., 2015; Moreau et al., 2022a; Tomizawa and Casida, 2005, 2003). In particular, carbamates and organophosphates inhibit acetylcholinesterase activity resulting in impaired motor function and altered behavioural coordination (Grue et al., 1997; Mitra et al., 2011). Such behavioural impairments may have substantial fitness consequences in natural conditions, as decreased activity and reduced escape performance can increase vulnerability to predation, one of the main sources of mortality in passerines (Moreau et al., 2022b; Newton, 1998).

4.2. Challenges in assessing sublethal effects of pesticide mixtures in wild birds

Pesticide mixtures showed contrasted effects on each feature according to the pesticide contamination metric (i.e., the number of compounds, the total quantity of exogenous compounds, and the total risk quotients), highlighting the challenges to assess the biological effects of complex mixtures. Biological impact of pesticides can depend on a wide range of factors, including exposure pathways, mode of action, toxicity, concentration, and frequency of exposure, which are difficult to control even under experimental conditions (Moreau et al., 2022a). Detected patterns must therefore be interpreted cautiously, as they may result from individual compounds, overall contamination levels, or unknown interactions (i.e., synergistic or antagonistic) among multiple pesticides (Erickson and Rattner, 2020; Moreau et al., 2022a).

Moreover, the lack of a global trend regarding the effects of pesticide mixtures could reflect contrasted responses according to age, sex and bird species, as well as trade-offs in energy allocation that do not directly affect all parameters (i.e., morphological, physiological, and behavioural), but rather manifest in specific life history traits. These allocation trade-offs may also differ between species, between adults and juveniles, as well as between females and males, particularly during our capture period, an energy-costly period (i.e., breeding season for adults, growth period for juveniles). These observations suggest that also that commonly used assessment criteria, such as body mass or skeletal growth, may be relatively insensitive to the sublethal effects of contaminants. Other biomarkers, including thyroid and growth hormones, vitamin A, as well as indicators of oxidative stress, may provide more sensitive measures of physiological disruption and reveal potential energy trade-offs between detoxification processes and hormonal regulation (McNabb, 2007; Rolland, 2000). This study highlights therefore the importance to consider different species and different life history traits, and further analyses are required to better understand the links between pesticide mixtures and life history traits.

5. Conclusions

Altogether, these results provide the first evidence *in natura* that sublethal exposure to pesticide mixtures can influence multiple life history traits in wild passerines, including morphological, physiological and behavioural parameters, which can result to potential ecological consequences. Reduced escape vigour may increase predation risk, while changes in body condition or haematocrit could impair immune function or reproductive success. Over time, these effects may therefore affect population dynamics, potentially contributing to the declines observed in farmland passerines. Nonetheless the birds sampled were those that survived until fledging, and individuals most sensitive to pesticide exposure may have died before their capture. This selective mortality could obscure potential relationships between contamination and growth or physiological traits, as only the more resilient individuals are included in the analyses, potentially underestimating the true impact of pesticide exposure. Future research should expand trait monitoring, integrate additional behavioural and physiological endpoints, and refine mixture toxicity assessments to better understand the ecological consequences of chronic exposure to diverse compounds in wild bird populations. Overall, although no consistent global pattern was observed across species and traits, our study provides novel insights into the sublethal effects of pesticide cocktails on wild passerines.

References

Addy-Orduna, L., Cazenave, J., 2025. Oxidative stress and hematocrit levels in eared doves (*Zenaida auriculata*) exposed to neonicotinoid-treated soybean cotyledons. RIA. Revista de Investigaciones Agropecuaria 21, 72–78. https://doi.org/10.58149/F9C9-WQ48

Addy-Orduna, L.M., Brodeur, J.C., Mateo, R., 2019. Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: a contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. Science of The Total Environment 650, 1216–1223. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.112

Alonso-Prados, E., Muñoz, I., De La Rúa, P., Serrano, J., Fernández-Alba, A.R., García-Valcárcel, A.I., Hernando, M.D., Alonso, Á., Alonso-Prados, J.L., Bartolomé, C., Maside, X., Barrios, L., Martín-Hernández, R., Higes, M., 2020. The toxic unit approach as a risk indicator in honey bees surveillance programmes: A case of study in Apis mellifera iberiensis. Science of The Total Environment 698, 134208. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134208

Apoorva, M.S., Kundlas, K., 2024. Negative impacts of intensive agricultural practices on environment and ecosystem: A review. Int. J. Res. Agron. 7, 285–289. https://doi.org/10.33545/2618060X.2024.v7.i12d.2146

Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., Pulido, F., 2017. The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. Eur J Wildl Res 63, 26. https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9

Atterholt, J., Woodward, H.N., 2021. A histological survey of avian post-natal skeletal ontogeny. PeerJ 9, e12160. https://doi.org/10.7717/peerj.12160

Bailly, A., Monceau, K., Bretagnolle, V., Rodrigues, A., Millet, M., Moreau, J., 2025. Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming. Environmental Research 285, 122389. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389

Bailly, A., Monceau, K., Moreau, J., 2026. Farming practices induce contrasted effects on parasitic infections in passerine birds in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 396, 110008. https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110008

Bariod, L., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Pays, O., Monceau, K., Moreau, J., 2025a. Comparison of pesticide contamination between captive-reared and wild grey partridges: insights into environmental exposure disparities. Environ Sci Pollut Res 32, 21845–21854. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34925-z

Bariod, L., Fuentes, E., Millet, M., Jacquiod, S., White, J., Moreau, J., Monceau, K., 2025b. Direct and indirect effects of pesticide exposure on the gut microbiota of a farmland raptor. Journal of Hazardous Materials 485, 136857. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136857

Bariod, L., Fuentes, E., Millet, M., White, J., Jacquiod, S., Moreau, J., Monceau, K., 2025c. Exposure to pesticides is correlated with gut microbiota alterations in a farmland raptor. Environment International 199, 109436. https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109436

Bartoń, K., 2010. MuMIn: Multi-Model Inference. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.MuMIn

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. J. Stat. Soft. 67. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Bellot, P., Brischoux, F., Budzinski, H., Dupont, S.M., Fritsch, C., Hope, S.F., Michaud, B., Pallud, M., Parenteau, C., Prouteau, L., Rocchi, S., Angelier, F., 2023. Chronic exposure to tebuconazole alters thyroid hormones and plumage quality in house sparrows (Passer domesticus). Environ Sci Pollut Res 32, 3328–3342. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28259-5

Bellot, P., Dupont, S.M., Brischoux, F., Budzinski, H., Chastel, O., Fritsch, C., Lourdais, O., Prouteau, L., Rocchi, S., Angelier, F., 2022. Experimental Exposure to Tebuconazole Affects Metabolism and Body Condition in a Passerine Bird, the House Sparrow (*Passer domesticus*). Environmental Toxicology and Chemistry 41, 2500–2511. https://doi.org/10.1002/etc.5446

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Biard, C., Monceau, K., Motreuil, S., Moreau, J., 2015. Interpreting immunological indices: the importance of taking parasite community into account. An example in blackbirds *Turdus merula*. Methods Ecol Evol 6, 960–972. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12371

Binazzi, R., Zaccaroni, M., Nespoli, A., Massolo, A., Dessí-Fulgheri, F., 2011. Anti-predator behaviour of the red-legged partridge Alectoris rufa (Galliformes: Phasianidae) to simulated terrestrial and aerial predators. Italian Journal of Zoology 78, 106–112. https://doi.org/10.1080/11250003.2010.509136

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. Basic and Applied Ecology 2, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073

Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146, 131–143. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. Science of The Total Environment 627, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142

Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Delettre, Y., 2010. Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agriculture, Ecosystems & Environment 138, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.011

Casida, J.E., Bryant, R.J., 2017. The ABCs of pesticide toxicology: amounts, biology, and chemistry. Toxicology Research 6, 755–763. https://doi.org/10.1039/c7tx00198c

Casida, J.E., Durkin, K.A., 2013. Neuroactive Insecticides: Targets, Selectivity, Resistance, and Secondary Effects. Annu. Rev. Entomol. 58, 99–117. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120811-153645

Castagna, F., Montano, L., Lombardi, R., Pagano, A., Gigliotti, A., Bava, R., Lupia, C., Costagliola, A., Giordano, A., Palma, E., Britti, D., Liguori, G., Castagna, F., Montano, L., Lombardi, R., Pagano, A., Gigliotti, A., Bava, R., Lupia, C., Costagliola, A., Giordano, A., Palma, E., Britti, D., Liguori, G., 2024. Understanding Environmental Contamination Through the Lens of the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). Environments 11. https://doi.org/10.3390/environments11120264

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubb, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. J Appl Ecology 37, 771–788. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x

Chen, D., Mai, B., Song, J., Sun, Q., Luo, Y., Luo, X., Zeng, E.Y., Hale, R.C., 2007. Polybrominated Diphenyl Ethers in Birds of Prey from Northern China. Environ. Sci. Technol. 41, 1828–1833. https://doi.org/10.1021/es062045r

Chen, D., Zhang, X., Mai, B., Sun, Q., Song, J., Luo, X., Zeng, E.Y., Hale, R.C., 2009. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in various bird species from northern China. Environmental Pollution 157, 2023–2029. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.027

Collar, N., Christie, D., 2020. Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comnig1.01

de Faria, D.B.G., Montalvão, M.F., Chagas, T.Q., Araújo, A.P.C., Souza, J.M. de, Mendes, B.O., Rodrigues, A.S.L., Malafaia, G., 2018. Behavioral changes in Japanese quails exposed to predicted environmentally relevant abamectin concentrations. Science of The Total Environment 636, 1553–1564. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.293

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., 2015. fitdistrplus: An *R* Package for Fitting Distributions. J. Stat. Soft. 64. https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04

Driver, C.J., Drown, D.B., Ligotke, M.W., Van Voris, P., McVeety, B.D., Greenspan, B.J., 1991. Routes of uptake and their relative contribution to the toxicologic response of Northern bobwhite (*Colinus virginianus*) to an organophosphate pesticide. Environmental Toxicology and Chemistry.

Dupont, S.M., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bichet, C., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., Pays, O., Moreau, J., 2026. First evidence of deleterious effect of pesticide mixture on health status in semi-captive grey partridges. Environmental Research 289, 123332. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123332

Eng, M.L., Morrissey, C.A., 2025. Comparative Sublethal Toxicity of Three Neonicotinoids in Red-Winged Blackbirds. Environ. Sci. Technol. 59, 14268–14278. https://doi.org/10.1021/acs.est.5c03152

Eng, M.L., Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. Sci Rep 7, 15176. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x

Erickson, R.A., Rattner, B.A., 2020. Moving Beyond $p < 0.05$ in Ecotoxicology: A Guide for Practitioners. Environmental Toxicology and Chemistry 39, 1657–1669. https://doi.org/10.1002/etc.4800

Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., Jaspers, V.L.B., Krone, O., Duke, G., Helander, B., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use? Ecotoxicology 25, 777–801. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

Esther, A., Schenke, D., Heim, W., 2022. Noninvasively Collected Fecal Samples as Indicators of Multiple Pesticide Exposure in Wild Birds. Environmental Toxicology and Chemistry 41, 201–207. https://doi.org/10.1002/etc.5260

Fair, J., Whitaker, S., Pearson, B., 2007. Sources of variation in haematocrit in birds. Ibis 149, 535–552. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00680.x

Fair, J.M., Paul, E., Jones, J., Clark, A.B., Davie, C., Kaiser, G., 2010. Guidelines to the use of wild birds in research, Washington, D.C.: Ornithological Council. ed.

Fernández-Vizcaíno, E., Fernández De Mera, I.G., Mougeot, F., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E., 2020. Multi-level analysis of exposure to triazole fungicides through treated seed ingestion in the red-legged partridge. Environmental Research 189, 109928. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109928

Ferry, C., Frochot, B., Leruth, Y., 1981. Territory and Home Range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) and Some Other Passerines, Assessed and Compared by Mapping and Capture-recapture. Studies in Avian Biology 6.

Fischer, C., Flohre, A., Clement, L.W., Batáry, P., Weisser, W.W., Tscharntke, T., Thies, C., 2011. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. Agriculture, Ecosystems & Environment 141, 119–125. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.021

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309, 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Fox, J., Weisberg, S., 2019. An R Companion to Applied Regression, Third edition. Sage Publications, Thousand Oaks CA.

Fritsch, C., Appenzeller, B., Burkart, L., Coeurdassier, M., Scheifler, R., Raoul, F., Driget, V., Powolny, T., Gagnaison, C., Rieffel, D., Afonso, E., Goydadin, A.-C., Hardy, E.M., Palazzi, P., Schaeffer, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bertrand, C., Pelosi, C., 2022. Pervasive exposure of wild small mammals to legacy and currently used pesticide mixtures in arable landscapes. Sci Rep 12, 15904. https://doi.org/10.1038/s41598-022-19959-y

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023. Neonicotinoids: still present in farmland birds despite their ban. Chemosphere 321, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024a. Organic farming reduces pesticide load in a bird of prey. Science of The Total Environment 930, 172778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172778

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024b. First evidence of age-dependent decreases in non-persistent pesticide mixtures in nestlings of a farmland raptor. Environmental Research 263, 120179. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120179

Fuentes, E., Moreau, J., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2025a. Pesticide contamination patterns in Montagu's harrier (*Circus pygargus*) chicks. Environ Sci Pollut Res 32, 21816–21827. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34937-9

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2025b. Pesticide mixture effects on physiological stress and morphology of growing wild nestlings. Journal of Hazardous Materials 496, 139346. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139346

Gaffard, A., Loiseau, C., Bretagnolle, V., Pays, O., Moreau, J., 2022a. Sublethal effects of pesticide residues differ between strains of captive Grey partridge: consequences in terms of rearing

conditions. Applied Animal Behaviour Science 257, 105791. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105791

Gaffard, A., Pays, O., Monceau, K., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., 2022b. Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. Environmental Pollution 312, 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005

Gandara, L., Jacoby, R., Laurent, F., Spatuzzi, M., Vlachopoulos, N., Borst, N.O., Ekmen, G., Potel, C.M., Garrido-Rodriguez, M., Böhmert, A.L., Misunou, N., Bartmanski, B.J., Li, X.C., Kutra, D., Hériché, J.-K., Tischer, C., Zimmermann-Kogadeeva, M., Ingham, V., Savitski, M.M., Masson, J.-B., Zimmermann, M., Crocker, J., 2024. Pervasive sublethal effects of agrochemicals as contributing factors to insect decline. https://doi.org/10.1101/2024.01.12.575373

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology 11, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Gibbons, D., Morrissey, C., Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environ Sci Pollut Res 22, 103–118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 189, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033

Grue, C.E., Gibert, P.L., Seeley, M.E., 1997. Neurophysiological and behavioral changes in non-target wildlife exposed to organophosphate and carbamate pesticides: thermoregulation, food consumption, and reproduction. Am Zool 37, 369–388. https://doi.org/10.1093/icb/37.4.369

Hartig, F., 2018. DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models, R Package version 020.

Hernández, A.F., Gil, F., Lacasaña, M., 2017. Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update. Arch Toxicol 91, 3211–3223. https://doi.org/10.1007/s00204-017-2043-5

Heys, K.A., Shore, R.F., Pereira, M.G., Jones, K.C., Martin, F.L., 2016. Risk assessment of environmental mixture effects. RSC Adv. 6, 47844–47857. https://doi.org/10.1039/C6RA05406D

Hoshi, N., Hirano, T., Omotehara, T., Tokumoto, J., Umemura, Y., Mantani, Y., Tanida, T., Warita, K., Tabuchi, Y., Yokoyama, T., Kitagawa, H., 2014. Insight into the Mechanism of Reproductive Dysfunction Caused by Neonicotinoid Pesticides. Biological and Pharmaceutical Bulletin 37, 1439–1443. https://doi.org/10.1248/bpb.b14-00359

Hudson, R.H., Haegele, M.A., Tucker, R.K., 1979. Acute oral and percutaneous toxicity of pesticides to mallards: correlations with mammalian toxicity data. Toxicology and Applied Pharmacology 47, 451–460. https://doi.org/10.1016/0041-008X(79)90515-5

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J., Gning, O., Glauser, G., Helfenstein, F., 2024. House sparrows are heavier on organic and integrated-production farms than on conventional farms. Agriculture, Ecosystems & Environment 363, 108853. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108853

Hussain, R., 2019. Exposure to Sub-Acute Concentrations of Glyphosate Induce Clinico-Hematological, Serum Biochemical and Genotoxic Damage in Adult Cockerels. PVJ 39, 181–186. https://doi.org/10.29261/pakvetj/2019.064

Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P., Gaston, K.J., 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. Ecol Lett 18, 28–36. https://doi.org/10.1111/ele.12387

Jaspers, V.L.B., Covaci, A., Voorspoels, S., Dauwe, T., Eens, M., Schepens, P., 2006. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. Environmental Pollution 139, 340–352. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.008

Kumstátová, T., Brinke, T., Tomková, S., Fuchs, R., Petrusek, A., 2004. Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. J Ornithol 145, 334–342. https://doi.org/10.1007/s10336-004-0048-3

Lewis, K.A., Tzilivakis ,John, Warner ,Douglas J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 22, 1050–1064. https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Liu, Y., Luo, X.-J., Huang, L.-Q., Yu, L.-H., Mai, B.-X., 2018. Bioaccumulation of Persistent Halogenated Organic Pollutants in Insects: Common Alterations to the Pollutant Pattern for Different Insects during Metamorphosis. Environ. Sci. Technol. 52, 5145–5153. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00616

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology 22, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2015a. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environmental Research 136, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Camarero, P.R., Mougeot, F., Mateo, R., 2015b. Assessing the risk of fipronil-treated seed ingestion and associated adverse effects in the Red-Legged Partridge. Environ. Sci. Technol. 49, 13649–13657. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03822

Lopez-Antia, A., Feliu, J., Camarero, P.R., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. Journal of Applied Ecology 53, 1373–1381. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12668

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Camarero, P.R., Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. Environmental Pollution 243, 418–426. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078

Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—

or even larger than—the effects of farming practices. Agriculture, Ecosystems & Environment 288, 106698. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277, 504–509. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature 536, 143–145. https://doi.org/10.1038/536143a

McNabb, F.M.A., 2007. The Hypothalamic-Pituitary-Thyroid (HPT) Axis in Birds and Its Role in Bird Development and Reproduction. Critical Reviews in Toxicology 37, 163–193. https://doi.org/10.1080/10408440601123552

Meyer, W.B., Turner, B.L., 1992. Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. Annual Review of Ecology and Systematics 2, 39–61.

Mineau, P., 2011. Barking up the wrong perch: why we should stop ignoring non dietary routes of pesticide exposure in birds. Integr Envir Assess & Manag 7, 297–299. https://doi.org/10.1002/ieam.174

Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F.B., 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. Research J. of Environmental Toxicology 5, 81–96. https://doi.org/10.3923/rjet.2011.81.96

Mo, L., Zheng, X., Sun, Y., Yu, L., Luo, X., Xu, X., Qin, X., Gao, Y., Mai, B., 2018. Selection of passerine birds as bio-sentinel of persistent organic pollutants in terrestrial environment. Science of The Total Environment 633, 1237–1244. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.311

Mohanty, B., 2024. Pesticides exposure and compromised fitness in wild birds: Focusing on the reproductive endocrine disruption. Pesticide Biochemistry and Physiology 199, 105800. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2024.105800

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M., Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. Environmental Pollution 278, 116851. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022a. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. Environ Monit Assess 194, 790. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022b. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 336, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034

Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J.I., Ramirez, Á., Caffi, M., Pulido, F., 2017. How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. Animal Behaviour 123, 293–304. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.021

Newton, Ian. Population limitation in birds. Academic press, 1998.

Nicholson, C.C., Knapp, J., Kiljanek, T., Albrecht, M., Chauzat, M.-P., Costa, C., De La Rúa, P., Klein, A.-M., Mänd, M., Potts, S.G., Schweiger, O., Bottero, I., Cini, E., De Miranda, J.R., Di Prisco, G., Dominik, C., Hodge, S., Kaunath, V., Knauer, A., Laurent, M., Martínez-López, V., Medrzycki, P., Pereira-Peixoto, M.H., Raimets, R., Schwarz, J.M., Senapathi, D., Tamburini, G., Brown, M.J.F., Stout, J.C., Rundlöf, M., 2024. Pesticide use negatively affects bumble bees

across European landscapes. Nature 628, 355–358. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3

Oliveira, A.G., Telles, L.F., Hess, R.A., Mahecha, G.A.B., Oliveira, C.A., 2007. Effects of the herbicide Roundup on the epididymal region of drakes Anas platyrhynchos. Reproductive Toxicology 23, 182–191. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2006.11.004

Olsen, A.M., 2017. Feeding ecology is the primary driver of beak shape diversification in waterfowl. Functional Ecology 31, 1985–1995. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12890

Ortiz-Santaliestra, M.E., Alcaide, V., Camarero, P.R., Mateo, R., Mougeot, F., 2020. Egg overspray with herbicides and fungicides reduces survival of Red-Legged Partridge chicks. Environ. Sci. Technol. 54, 12402–12411. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04203

Ots, I., MurumÄgi, A., HÕrak, P., 1998. Haematological health state indices of reproducing Great Tits: methodology and sources of natural variation. Functional Ecology 12, 700–707. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00219.x

Pais, I.P., Moreira, R., Semedo, J.N., Ramalho, J.C., Lidon, F.C., Coutinho, J., Maçãs, B., Scotti-Campos, P., 2022. Wheat Crop under Waterlogging: Potential Soil and Plant Effects. Plants 12, 149. https://doi.org/10.3390/plants12010149

Peig, J., Green, A.J., 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. Oikos 118, 1883–1891. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17643.x

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat? Agriculture, Ecosystems & Environment 305, 107167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pointereau, P., 2002. Les haies: évolution du linéaire en France depuis quarante ans. Le courrier de l'environnement de l'Inra 46, 69–73.

Poliserpi, M.B., Brodeur, J.C., 2023. Behavioral and physiological changes in the passerine *Agelaioides badius* following the ingestion of coated seeds with imidacloprid in a 30-day experiment. Science of The Total Environment 905, 167078. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167078

Poliserpi, M.B., Cristos, D.S., Brodeur, J.C., 2021. Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: a weight-of-evidence analysis using data from the grayish baywing *Agelaioides badius*. Science of The Total Environment 763, 142957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline

across Europe. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120

Rodrigues, A., Gaffard, A., Moreau, J., Monceau, K., Delhomme, O., Millet, M., 2023. Analytical development for the assessment of pesticide contaminations in blood and plasma of wild birds: The case of grey partridges (*Perdix perdix*). Journal of Chromatography A 1687, 463681. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463681

Rolland, R.M., 2000. A review of chemically-induced alterations in thyroid and vitamin A status from field studies of wildlife and fish. The Journal of Wildlife Diseases 36, 615–635. https://doi.org/10.7589/0090-3558-36.4.615

Ruzzin, J., Petersen, R., Meugnier, E., Madsen, L., Lock, E.-J., Lillefosse, H., Ma, T., Pesenti, S., Sonne, S.B., Marstrand, T.T., Malde, M.K., Du, Z.-Y., Chavey, C., Fajas, L., Lundebye, A.-K., Brand, C.L., Vidal, H., Kristiansen, K., Frøyland, L., 2010. Persistent Organic Pollutant Exposure Leads to Insulin Resistance Syndrome. Environ Health Perspect 118, 465–471. https://doi.org/10.1289/ehp.0901321

Sánchez-Bayo, F., 2021. Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. Toxics 9, 177. https://doi.org/10.3390/toxics9080177

Sánchez-Bayo, F., 2011. Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. Ecological Impacts of Toxic Chemicals 63.

Sharma, S., Vaishnav, J., Raval, P., Balakrishnan, S., 2026. Sublethal Exposure to a Chlorpyrifos-Cypermethrin Mixture Disrupts Limb Development and Causes Severe Skeletal Abnormalities in Domestic Chick Embryos. Environmental Toxicology 41, 33–48. https://doi.org/10.1002/tox.24558

Shatkovska, O.V., Ghazali, M., 2020. Integration of skeletal traits in some passerines: impact (or the lack thereof) of body mass, phylogeny, diet and habitat. Journal of Anatomy 236, 274–287. https://doi.org/10.1111/joa.13095

Sigouin, A., Bélisle, M., Garant, D., Pelletier, F., 2021. Agricultural pesticides and ectoparasites: potential combined effects on the physiology of a declining aerial insectivore. Conservation Physiology 9, coab025. https://doi.org/10.1093/conphys/coab025

Slotow, R., 2000. Beak lengths in insectivorous and piscivorous kingfishers (Alcediniformes: Alcedinidae). Durban Museum Novitates 25, 56–58.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. Agriculture, Ecosystems & Environment 254, 244–254. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028

Svensson, E., Merila, J., 1996. Molt and migratory condition in blue tits: a serological study. The Condor 98, 825–831. https://doi.org/10.2307/1369863

Tilgar, V., Kilgas, P., Mägi, M., Mänd, R., 2008. Age-related changes in the activity of bone alkaline phosphatase and its application as a marker of prefledging maturity of nestlings in wild passerines. The Auk 125, 456–460. https://doi.org/10.1525/auk.2008.07008

Tison, L., Beaumelle, L., Monceau, K., Thiéry, D., 2024. Transfer and bioaccumulation of pesticides in terrestrial arthropods and food webs: State of knowledge and perspectives for research. Chemosphere 357, 142036. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142036

Tomizawa, M., Casida, J.E., 2005. Neonicotinoid insecticide toxicology : mechanisms of selective action. Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol. 45, 247–268. https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.45.120403.095930

Tomizawa, M., Casida, J.E., 2003. Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specifity of insect and mammalian nicotinic receptors. Annu. Rev. Entomol. 48, 339–364. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.48.091801.112731

Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phung, D.T., 2021. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. IJERPH 18, 1112. https://doi.org/10.3390/ijerph18031112

Tuomenpuro, J., 1989. Habitat preferences and territory size of the Dunnock *Prunella modularis* in southern Finland. Ornis Fennica 66, 133–141.

Van Den Berge, S., Tessens, S., Baeten, L., Vanderschaeve, C., Verheyen, K., 2019. Contrasting vegetation change (1974–2015) in hedgerows and forests in an intensively used agricultural landscape. Applied Vegetation Science 22, 269–281. https://doi.org/10.1111/avsc.12424

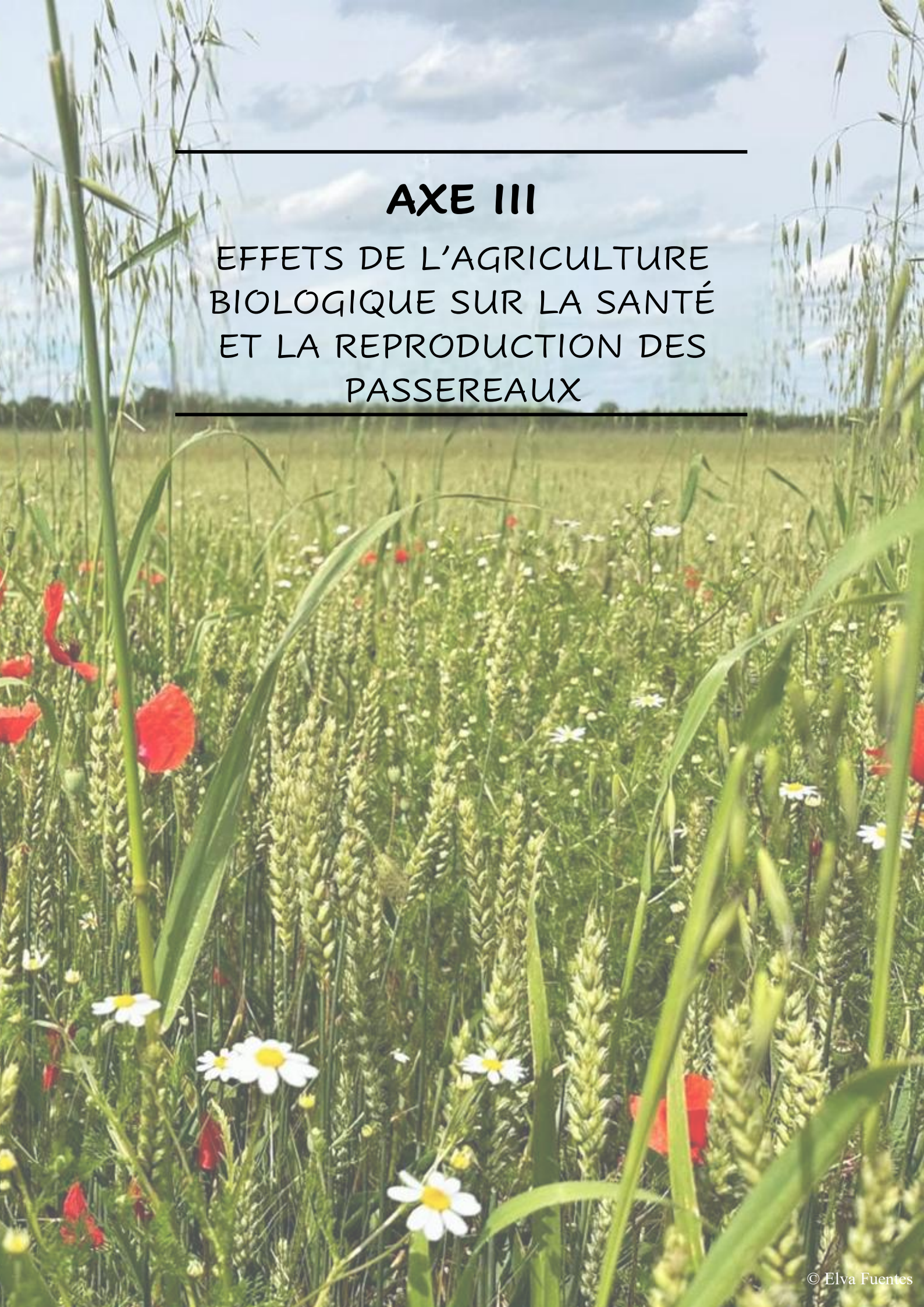
van der Sluijs, J.P., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bijleveld van Lexmond, M.F.I.J., Bonmatin, J.-M., Chagnon, M., Downs, C.A., Furlan, L., Gibbons, D.W., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., McField, M., Mineau, P., Mitchell, E.A.D., Morrissey, C.A., Noome, D.A., Pisa, L., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J.D., Tapparo, A., Van Dyck, H., van Praagh, J., Whitehorn, P.R., Wiemers, M., 2015. Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning. Environ Sci Pollut Res 22, 148–154. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3229-5

Vangestel, C., Braeckman, B.P., Matheve, H., Lens, L., 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). Biological Journal of the Linnean Society 101, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Modern applied statistics with S, 4th ed. ed, Statistics and computing. Springer, New York.

Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L.P., Hu, Y.-Q., Xin, F., Goulson, D., Woodcock, B.A., Vanbergen, A.J., Spurgeon, D.J., Shen, S., Scherber, C., 2025. Pesticides have negative effects on non-target organisms. Nat Commun 16, 1360. https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x

Yu, L.-H., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Zeng, Y.-H., Zheng, X.-B., Wu, J.-P., Yu, Y.-J., Mai, B.-X., 2014. Organohalogen contamination in passerine birds from three metropolises in China: Geographical variation and its implication for anthropogenic effects on urban environments. Environmental Pollution 188, 118–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.023



AXE III

EFFETS DE L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE SUR LA SANTÉ ET LA REPRODUCTION DES PASSEREAUX

© Elva Fuentes

Avant-propos et résumé de l'Axe III

En réponse à l'intensification de l'agriculture et à ses effets négatifs sur l'environnement et la biodiversité, l'agriculture biologique s'est développée comme un modèle agricole alternatif, basé sur des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Ce modèle agricole favorise notamment la création et la restauration des habitats et interdit l'utilisation d'intrants synthétiques. Un grand nombre d'études a comparé la richesse et l'abondance des espèces entre les modèles agricoles conventionnels et biologiques, et l'agriculture biologique a grandement montré des effets positifs sur l'ensemble de la biodiversité, et en particulier sur les communautés d'oiseaux des milieux agricoles. Effectivement, ce modèle peut apporter différents bénéfices, tels que la fourniture d'une plus grande quantité et/ou une meilleure qualité de ressources alimentaires, d'habitats favorables et d'abris, ainsi que l'absence d'épandage de pesticides. Néanmoins, les causes précises de déclin ou de rétablissement des populations ne sont pas encore connues. Dans les articles précédents, nous avons montré d'une part que les oiseaux vivant dans des zones en agriculture biologique présentaient des niveaux de contamination aux pesticides sensiblement diminués par rapport aux oiseaux vivant dans des environnements conventionnels (Axe 1). D'autre part, les hauts niveaux de contamination aux pesticides étaient associés à des effets néfastes sur la santé et la reproduction des oiseaux (Axe 2). Ainsi, l'agriculture biologique pourrait permettre de limiter ces altérations induites par les pesticides et présenter des effets bénéfiques sur différents traits d'histoire de vie des oiseaux. Cependant, les effets potentiels des modèles agricoles et en particulier de l'agriculture biologique sur des caractéristiques de la santé et de la reproduction des oiseaux sont très peu documentés, alors qu'ils pourraient représenter un des mécanismes sous-jacents conduisant à la croissance ou au déclin des populations.

Les objectifs de cet Axe III, au travers de trois articles, sont donc d'évaluer les effets de ces deux modèles agricoles, sur différents paramètres liés à la santé (Article 4) et la reproduction des oiseaux (Articles 5 et 6). Des captures de passereaux ont été réalisées en 2019 et 2021, selon un design expérimental permettant d'obtenir une dichotomie entre des environnements en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle. La taille du domaine vital des passereaux pendant la saison de reproduction varie entre 0,2 ha et 5 ha, ce qui correspond à des territoires circulaires d'un rayon compris entre 20 et 150 m. Les sites d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction du pourcentage de parcelles en agriculture biologique dans un domaine circulaire d'un rayon de 250 m, garantissant une marge supplémentaire afin de s'assurer que les oiseaux étudiés ne sortent pas de la zone prise en compte. Ainsi, des haies des milieux agricoles étaient entourées de plus de 73 % ou de moins de 20 % d'agriculture biologique *(voir le chapitre sur les méthodologies générales)*, permettant de comparer des oiseaux capturés dans des zones principalement en agriculture biologique vs. des zones principalement en agriculture conventionnelle. Différents paramètres reflétant la santé et l'investissement dans la reproduction des individus ont pu être relevés : la parasitémie, la colorimétrie, la densité et la qualité spermatique, afin de comparer ces éléments entre les oiseaux vivant en agriculture biologique et ceux

vivant en agriculture conventionnelle. Outre les captures d'oiseaux, une étude bioacoustique a été réalisée dans des zones en agriculture biologique vs. en agriculture conventionnelle afin de comparer l'activité vocale d'une espèce de passereaux inféodée aux milieux agricoles.

La présence et le nombre de deux types d'ectoparasites (tiques et mallophages) et deux types d'endoparasites (parasites sanguins tels que *Plasmodium* spp., et coccidies) ont été estimés, permettant d'évaluer la prévalence et l'intensité des infections parasitaires chez 10 espèces de passereaux des milieux agricoles **(Article 4)**. La prévalence des infections ne variait pas entre les modèles agricoles, mais nos résultats ont souligné des effets contrastés de l'agriculture biologique sur l'intensité des infections parasitaires chez les différentes espèces de passereaux. Concernant les infestations aux tiques, lorsque les espèces étaient considérées ensemble, leur intensité ne semblait pas différer entre les deux modèles agricoles. Néanmoins, elle différait de manière significative pour les merles noirs et avait tendance à différer pour les fauvettes grisettes, qui présentaient des nombres de tiques plus élevés chez les individus vivant dans les zones en agriculture biologique. Les intensités des infestations aux mallophages et des infections aux parasites sanguins différaient également entre les deux modèles agricoles. En effet, le nombre de mallophages était plus élevé en agriculture biologique qu'en agriculture conventionnelle alors que l'inverse était observé pour le nombre de parasites sanguins, qui était plus élevé en agriculture conventionnelle qu'en agriculture biologique. Le nombre plus important d'ectoparasites en agriculture biologique pourrait s'expliquer par une plus grande mortalité des ectoparasites en agriculture conventionnelle pouvant provenir de deux manières. D'une part, les ectoparasites pourraient être contaminés aux pesticides et subir des effets létaux pendant leurs phases libres, directement dans l'environnement. D'autre part, ils pourraient être contaminés *via* leurs hôtes, par contact direct avec les parties du corps des hôtes (peau, plumes) exposées aux pesticides ou par l'ingestion de parties contaminées telles que le sang ou les plumes. Les endoparasites, qui sont, eux, plus nombreux sur les oiseaux en agriculture conventionnelle qu'en agriculture biologique, pourraient bénéficier de l'affaiblissement du système immunitaire des individus vivant en agriculture conventionnelle. En effet, les oiseaux vivant dans ces milieux conventionnels pourraient être soumis à des compromis entre les fonctions essentielles et la détoxification des composés toxiques, et les pesticides peuvent aussi altérer directement le système immunitaire des hôtes, ce qui compromettrait l'efficacité de leur système immunitaire. Finalement, l'agriculture biologique semble augmenter la pression en ectoparasites en augmentant le nombre de tiques et de mallophages, mais diminuer la pression en endoparasites en réduisant le nombre de parasites sanguins. Selon la littérature, une forte présence d'ectoparasites pourrait présenter un risque plus faible pour les oiseaux qu'une charge élevée de parasites sanguins ou de coccidies qui peuvent entraîner des impacts majeurs sur la santé, et même augmenter les taux de mortalité. Ces résultats semblent donc suggérer que l'agriculture biologique pourrait être bénéfique pour la santé globale des passereaux des agroécosystèmes, en relâchant la pression en endoparasites.

L'intensité de la coloration ornementale ainsi que la qualité spermatique ont été évalués chez les individus capturés en agriculture biologique vs. agriculture conventionnelle **(Article 5)**. La coloration à base de caroténoïdes (jaune/orange) et à base de mélanine (noir) a été évaluée sur certaines parties du plumage, connues pour jouer un rôle important dans la communication intra- et intersexuelle et/ou pour refléter la qualité physiologique de l'individu. Quatre espèces d'oiseaux ont été considérées : la poitrine jaune de la mésange charbonnière, les lignes jaunes sur la tête du bruant zizi, le bec orange du merle noir et la calotte noire de la fauvette à tête noire. Nos résultats ont montré que les modèles agricoles ne semblaient pas affecter l'intensité de la coloration ornementale. Par ailleurs, trois paramètres ont été évalués dans les échantillons de sperme afin de caractériser la qualité spermatique : la densité spermatique, le pourcentage de spermatozoïdes anormaux et la morphologie des spermatozoïdes. Quatre espèces ont été incluses dans ces analyses : l'accenteur mouchet, la fauvette à tête noire, la fauvette grisette et le rossignol philomèle. Pour certaines espèces, des effets des modèles agricoles ont été détectés, avec une diminution de la densité spermatique et une augmentation de la proportion de spermatozoïdes anormaux respectivement chez les fauvettes grisettes et les rossignols philomèles vivant dans les milieux agricoles conventionnels. Ces perturbations de la spermatogenèse pourraient résulter d'altérations induites par les pesticides qui pourraient agir comme des perturbateurs endocriniens, interférant avec la production et la régulation hormonales, ce qui pourrait compromettre le développement des cellules germinales. Le stress oxydatif induit par les pesticides pourrait également endommager directement les spermatozoïdes en affectant leurs structures cellulaires et leur ADN, contribuant ainsi à une proportion plus élevée de spermatozoïdes anormaux. Ainsi, l'agriculture biologique semble permettre de limiter les altérations spermatiques et pourrait être bénéfique pour la reproduction chez certaines espèces de passereaux.

Les effets des modèles agricoles (agriculture biologique vs. conventionnelle) ont été testés sur la quantité et la qualité du chant des mâles d'une espèce de passereaux, pour la première fois **(Article 6)**. Chez la plupart des espèces d'oiseaux, le chant a deux fonctions principales en période de reproduction : délimiter ainsi que protéger le territoire et attirer les femelles. Le chant est alors un caractère sexuel secondaire qui reflète honnêtement la qualité des mâles. Ainsi, si les modèles agricoles influencent certains paramètres acoustiques, des conséquences sur la reproduction et la dynamique des populations pourraient être attendues. Pour tester cette hypothèse, nous avons enregistré le chant de bruants proyer, espèce choisie car elle est en déclin et menacée dans le Nord-Ouest de l'Europe, inféodée aux milieux agricoles et facile à enregistrer. La taille des territoires des bruants proyers se situant entre 1 et 6 ha, nous avons utilisé dans cette étude un rayon de 200m pour caractériser le type d'habitat dans le domaine vital des oiseaux. Ainsi, le chant de 43 bruants a été enregistré à l'aide d'un micro canon directionnel, dans des environnements majoritairement composés d'agriculture biologique (>76% d'agriculture biologique dans un rayon de 200m autour du point d'enregistrement de l'individu) ou d'agriculture conventionnelle (0% d'agriculture biologique dans un rayon de 200m). Outre le modèle agricole,

d'autres variables (paysagères, météorologiques, date et heure de la journée, conspécifiques et diversité aviaire, etc.) ont été prises en compte afin de contrôler leurs effets. Différents paramètres acoustiques ont été mesurés : huit variables temporelles (telles que la durée moyenne de chant, le taux de chant, la durée moyenne des intervalles entre chants), deux variables fréquentielles (l'amplitude de fréquence et le pic fréquentiel) ainsi qu'une variable qualitative (la diversité de motifs observés dans la trille, qui est une répétition rapide d'une même syllabe). Malgré des effets importants de variables extrinsèques (paramètres météorologiques, paysage, conspécifiques, etc.) sur les variables acoustiques étudiées, nos résultats montrent que le type d'agriculture a tout de même influencé le chant des bruants proyers. En effet, les mâles vivant dans des environnements majoritairement en agriculture biologique présentaient des taux de chants (nombre de chants par minute) et une complexité du chant (nombre de motifs différents dans la trille) plus élevés que les individus enregistrés dans des environnements majoritairement en agriculture conventionnelle. Ces résultats semblent donc suggérer une meilleure qualité des individus en agriculture biologique, qui pourrait se traduire par un plus grand investissement dans la reproduction. Cela pourrait alors résulter d'une plus grande abondance et/ou qualité des ressources alimentaires dans les environnements biologiques, et/ou d'une diminution des effets sublétaux des pesticides sur les oiseaux.

Dans l'ensemble, les trois articles de cet **Axe III** ont mis en évidence que l'agriculture biologique, malgré des effets à chaque fois relativement fins, pourrait favoriser une meilleure santé et un plus grand investissement dans la reproduction chez les passereaux sauvages des milieux agricoles. Ce modèle agricole pourrait ainsi constituer un levier important contribuant, au moins en partie, à la croissance des communautés d'oiseaux observée dans ces milieux biologiques. Néanmoins, ces effets bénéfiques apparaissent modulés par les espèces d'oiseaux et les traits d'histoire de vie considérés, soulignant la pertinence d'approches comparatives multi-espèces et multi-traits. Par ailleurs, l'agriculture biologique reposant sur un ensemble de pratiques, la part relative de l'absence d'utilisation de pesticides par rapport à d'autres facteurs tels que la présence d'habitats naturels ou semi-naturels ou la disponibilité de ressources alimentaires a encore besoin d'être approfondie dans de futures recherches.

ARTICLE 4

Les modèles agricoles induisent des effets contrastés sur les infections parasitaires chez les passereaux sauvages des milieux agricoles

Publié dans *Agriculture, Ecosystems and Environment*
DOI : https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110008

Audrey Bailly
Karine Monceau
Jérôme Moreau



Aquarelle réalisée par Laura Bonnefond, le 22/05/2025

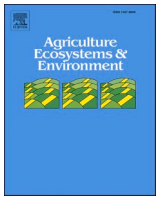
Agriculture, Ecosystems and Environment 396 (2026) 110008



Contents lists available at ScienceDirect

Agriculture, Ecosystems and Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agee



Farming practices induce contrasted effects on parasitic infections in passerine birds in agricultural landscapes

Audrey Bailly [a,b,*], Karine Monceau [b,c], Jérôme Moreau [b,c]

[a] USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois 79360, France
[b] LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, Villiers-en-Bois 79360, France
[c] UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois 79360, France

ARTICLE INFO

Keywords:
Agricultural intensification
Organic farming
Parasitic burden
Pesticides

ABSTRACT

Agricultural intensification has led to landscape changes and the extensive use of synthetic pesticides. Concurrently, a significant decline in biodiversity has been observed, especially for birds that frequent farmlands, which may ultimately affect community structures by altering interspecific relationships. While the contribution of pesticides to bird declines is now widely recognised, their impacts on host-parasite interactions remain largely unexplored. Pesticides may influence the presence and abundance of parasites and/or alter the host's immune system, affecting control over pathogenic infections. We investigated, for the first time to our knowledge, the differences in wild passerines' parasite burden, caught within 10 sites mainly surrounded by conventional farming (CF) and 10 sites mainly surrounded by organic farming (OF), as these landscapes differ in pesticide use. We estimated the number of two ectoparasites (ticks, chewing lice) and two endoparasites (blood parasites *Plasmodium*, coccidia) in 10 bird species. Our results highlighted a strong effect of the year and bird species on parasitic infections. Nevertheless, farming practices induced contrasted effects on parasitic burdens in birds: ectoparasite burdens were lower in CF, while blood parasite burdens were higher in this environment. This suggests that both farming practices can have a positive or negative effect on avian parasitic infections, and on bird health more generally.

1. Introduction

Agricultural intensification has led to a reduction in the heterogeneity of agroecosystems, a loss and fragmentation of habitats, and the use of synthetic pesticides (Butet et al., 2010; Fischer et al., 2011; Martin et al., 2020; Matson et al., 1997; Robinson and Sutherland, 2002). Simultaneously, a decline in biodiversity has been observed for most taxa (Foley et al., 2011; Średnicka-Tober et al., 2016). Bird species that frequent farmlands (farmland birds thereafter) have been particularly affected, and populations have declined by around 30 % over the last 30 years (Rigal et al., 2023). This decline is primarily due to pesticide use, which has been identified as the main factor contributing to the decrease in most farmland bird populations, particularly those that feed on invertebrates (Rigal et al., 2023; Stanton et al., 2018). The use of pesticides can indirectly affect birds through a decrease in the abundance and diversity of resources (Blackburn and Wallace, 2001; Girard et al., 2014) and the alteration and reduction of favourable habitats (Butet et al., 2010; Fischer et al., 2011; Martin et al., 2020). Pesticides can also lead to several direct effects, with lethal effects (Addy-Orduna et al., 2019; Poliserpi et al., 2021) and sublethal effects, i.e., which do not result in the mortality of individuals but have a negative delayed impact on life history traits. Pesticides may then affect individual behaviour (Gaffard et al., 2022a; Moreau et al., 2022a), reproduction (Gaffard et al., 2022b; Lopez-Antia et al., 2015a; Moreau et al., 2021) and physiology (Lopez-Antia et al., 2013, 2015b; Mitra et al., 2011), including hormonal alterations, physiological stress and immune system disorders (Gibbons et al., 2015; Lopez-Antia et al., 2013, 2015a; see Moreau et al., 2022b for a review). These effects may thus make non-target individuals more prone to infectious diseases and other stressors, such as parasitic infections (Gibbons et al., 2015; Mason et al., 2013; Romeo et al., 2020).

Parasitism is an evolutionary long-term relationship between individuals of different species that have co-evolved, which includes a cost to the host and a benefit essential to the survival of the parasite living in or on the host (Møller et al., 1990; Rózsa and Garay, 2023). Parasites can be typically classified into two categories: ectoparasites and endoparasites. Ectoparasites are characterised by a life cycle outside their host,

* Correspondence to: Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, Villiers-en-Bois 79360, France
E-mail address: audrey.bailly545@gmail.com (A. Bailly).

https://doi.org/10.1016/j.agee.2025.110008
Received 2 August 2025; Received in revised form 14 September 2025; Accepted 23 September 2025
Available online 30 September 2025
0167-8809/© 2025 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY-NC license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).

and the host is infected by direct contact through interactions with conspecifics or infection vectors (Apanaskevich and Oliver, 2014). Endoparasites contaminate the host's internal environment to spend the entire or a part of their life cycle in there and are excreted to infect other organisms through a vector or by sporulation (Dolnik et al., 2010; Valkiunas, 2004). Many costs are associated with parasitic infections, such as an exclusion from social and sexual relationships (Kurzban and Leary, 2001), an increased chance of predation (Hudson et al., 1992), additional co-infections (Sepkowitz, 2002) and, more importantly, the loss of nutrients absorbed by the parasite (Atkinson et al., 2008; Rózsa and Garay, 2023). The host must defend against the parasite using a range of defences selected throughout evolution to avoid or control the infection (Rózsa and Garay, 2023), such as avoiding areas where parasites and their vectors are present or grooming to clean the integument and remove ectoparasites (Bush et al., 2023; Mooring et al., 2004; Weinstein et al., 2018). As these behavioural barriers are rarely totally effective, the immune system might be activated to control the infection involving high physiological costs by reallocating energy to this function at the expense of reproduction for instance (Baeta et al., 2008; Tan et al., 2020), and generating potential damage such as autoimmunity and oxidative stress (Hasselquist and Nilsson, 2012). Host-parasite relationships act, therefore, as a major selective force that shapes life-history traits of host species (Delgado-V.. and French, 2012; Hatcher et al., 2012; Richner, 1998; Valera et al., 2006).

Host-parasite interactions might be modulated by the environment, especially pollutants that are known to affect all compartments of the ecosystem (Décuq et al., 2022; Fritsch et al., 2022; Pelosi et al., 2021). The diversity and abundance of vectors and hosts are reduced as a result of the homogenisation of urbanised landscapes, which also affects the availability of substrates for eggs or free-larval stages (Calegaro-Marques and Amato, 2014). The presence of waste may induce the exposure of organisms to pollutants such as nicotine, which is an insecticide linked to a decrease in ectoparasitic-specific richness (Calegaro-Marques and Amato, 2014; Gregoire et al., 2002; Suárez-Rodríguez et al., 2013). Conversely, some endoparasites could benefit from an increased concentration of heavy metals due to a less effective immune system of contaminated hosts (Bichet et al., 2013). These few examples suggest that chemical pollutants can, therefore, affect host-parasite interactions differently according to parasite species, and in two ways: directly because of toxic effects on hosts or parasites or indirectly through negative effects on hosts' immune systems (King et al., 2010; Macnab et al., 2016; Martin et al., 2010; Poulin, 1992). To date and to the best of our knowledge, this has been solely investigated for contaminants from urbanised areas. However, as conventional agriculture uses a large diversity of synthetic compounds, it may represent an important stressor that disrupts the coevolutionary processes between hosts and parasites.

In the present study, we aim to investigate the impact of farming systems on host-parasite relationships in wild farmland birds. Passerine birds can be used as biological models because they are widespread and abundant, and they inhabit diverse environments (Yu et al., 2014). Due to their small breeding-season territories and foraging areas, and the wide range of parasite species that can infect them (Crompton, 1997), resident passerine species are well-suited to monitor local parasitic infections. We studied four parasite types divided into two sub-groups: ectoparasites and endoparasites.

On the one hand, this study focused on two ectoparasites: ticks and chewing lice. In birds, most of the ticks belong to the genus *Ixodes* and, during the breeding season in France, the most prevalent tick species is *Ixodes ricinus* (89.5 % of captured birds among 56 species, Rataud et al., 2022). Most ixodid ticks are heteroxenous parasites (i.e., with several successive hosts during their lifetime to complete their life cycle), with a 3-host life cycle. Larvae hatch from eggs laid on the ground, parasitise small hosts like birds or rodents, then drop off and moult into nymphs. Then, these nymphs feed on birds or small mammals and moult on the ground into adults, which parasitise afterwards larger hosts, such as dogs or cattle, where they feed and reproduce. Finally, males die after mating, and engorged females return to the ground to lay eggs (Apanaskevich and Oliver, 2014). Chewing lice are ectoparasites of birds and mammals, belonging to three suborders (*Amblycera*, *Ischnocera* and *Rhynchophthirina*) within the order *Phthiraptera* (Diakou et al., 2017). They are homoxenous (i.e., with only one host in the life cycle) and permanent parasites, with a direct life cycle: all stages of their life cycle (egg, three nymphal stages, and adult) are achieved on the body of a single host (Clayton and Drown, 2001; Price et al., 2003). This life cycle requires specific temperature conditions, so chewing lice must move around the host's body to find temperatures suitable for egg-laying or moulting (Mullen and Durden, 2009). The contamination occurs through direct contact between hosts, by vertical transfer (from parents to offspring) or horizontal transfer (between two unrelated individuals belonging to the same or different social species, Clayton and Drown, 2001). Bird-infesting chewing lice mostly use their mandibles to sever small pieces of feathers, on skin or blood depending on the species (Mullen and Durden, 2009).

On the other hand, parasitic infections of two endoparasites (blood parasites, such as *Plasmodium* spp., and intestinal parasites, such as Coccidia) were measured. Although haematozoan parasites in birds might belong to four major genera (*Haemoproteus*, *Leucocytozoon*, *Trypanosoma*, and *Plasmodium*, Hatchwell et al., 2000; Merino et al., 1997), *Plasmodium spp*. seem to be the most common (> 97 % in blackbirds, Biard et al., 2015), so this study only focuses on this group. These are heteroxenous parasites that can inhabit amphibians, reptiles, birds, and mammals. They use bloodsucking dipteran insects as vectors during their sexual and sporogonic phases, such as mosquito species (*Culicidae*, Santiago-Alarcon et al., 2012; Valkiunas, 2004). *Plasmodium* infections cause malaria disease, a prevalent pathogen infecting many vertebrate hosts such as humans, reptiles and birds (Cornet et al., 2014). Finally, coccidia were estimated to investigate intestinal parasite load. Coccidia are obligatory single-cell parasites mainly belonging to three genera (*Isospora*, *Eimeria*, *Caryospora*, Berto et al., 2011), which have infected almost all bird taxa, but this study focused on the *Isospora* genus. They are intracellular intestinal parasites, located in cells of the duodenum, jejunum and ileum (Abd-Al-Aal et al., 2000). Most coccidia species infecting vertebrates are homoxenous and exhibit both sexual and asexual phases, in three steps: asexual multiplication (merogony) in the intestinal epithelium, sexual development with zygote formation and oocyst development (gamogony) and oocysts sporulation (sporogony) after excretion, to infect a new host by the ingestion of these sporulated oocysts (Abd-Al-Aal et al., 2000; Biard et al., 2022; Schrenzel et al., 2005). Coccidia can therefore be counted in their oocyst form by collecting faeces. The excretion of oocysts in the faeces is a ubiquitous phenomenon which follows a strict circadian rhythm. Indeed, the peak of oocyst shedding occurs in the late afternoon or evening according to the species (Biard et al., 2022; Knight et al., 2018; Martinaud et al., 2009).

To explore the effects of farming systems on these four parasitic infections, we captured passerine birds in environments surrounded by conventional farming (CF) or organic farming (OF), and we assessed the prevalence (proportion of infected birds in the population) and the intensity (number of parasites infecting a single parasitised host) of the infections. Here, organic farming was used as a control, as this agricultural practice is characterised mainly by the ban on pesticide use and fertilisers derived from synthetic chemicals (Van Mansvelt et al., 1998). We expected parasitic infections to differ between birds living in conventional farming and organic farming systems. Indeed, farming practices can influence bird behaviour (through their vitality, Moreau et al., 2022a) as well as the structure of the habitat through landscape complexity (Fischer et al., 2011) and the abundance of woodlands, hedgerows and meadows (Butet et al., 2010) for example. This can lead to differences in food availability (Martin et al., 2020) and avian host density (Blackburn and Wallace, 2001; McKenzie and Whittingham, 2009). All these factors can shape host-parasite relationships. Another,

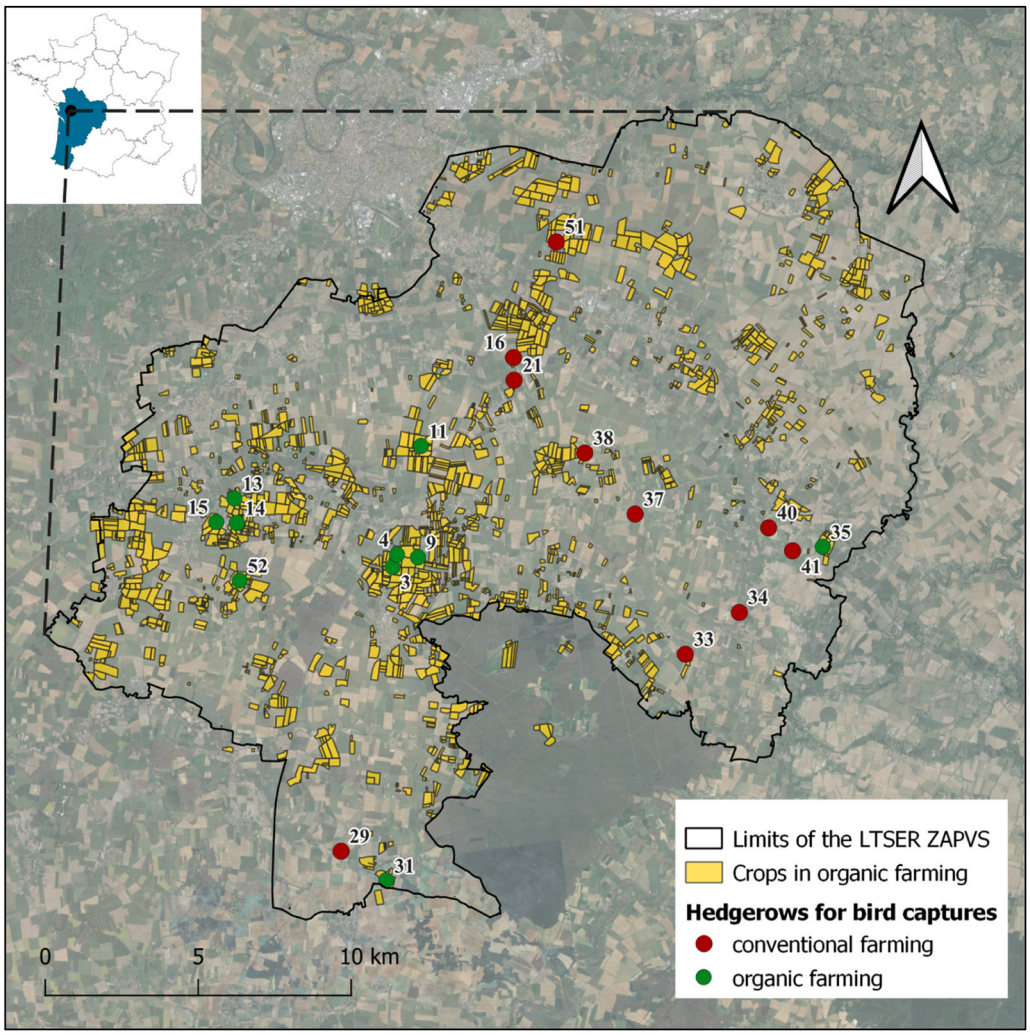


Fig. 1. Location of the twenty sampled hedgerows within the Zone Atelier Plaine et Val de Sèvre (ZAPVS), in Southwest France. Crops in organic farming appear in yellow, and sampling sites in organic farming and in conventional farming are represented respectively in green and in red.

but not mutually exclusive, explanation could be that birds living in conventional farming have deficient immune systems due to the direct toxic effects of pesticides and/or indirect effects, such as reduced available energy (e.g., due to reduced food resources and habitats, or physiological impairments), which leads to an increased parasite burden of endoparasites. Alternatively, as extensive monocultures and pesticides lead to a reduction in the diversity and density of free-phase parasites (i.e., parasites that live freely in the environment, during their free stage outside the host, Calegaro-Marques and Amato, 2014; Gunstone et al., 2021), the ectoparasite burden should decrease in areas where conventional agriculture is dominant. In addition, as these parasites are found on the surface of the host or vegetation, waiting to attach themselves to their hosts, they can be directly exposed to pesticides. This may result in a higher mortality rate and reduce the parasitic pressure on hosts.

2. Materials and methods

This work conforms to French legal requirements and accepted international ethical standards, including those relating to conservation and welfare, and the journal's policy on these matters. Official capture authorisations were provided by the Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing (DREAL/2019D/2323).

2.1. Study area

The study was conducted in 2019 and 2021 within the Long-Term Socio-Ecological Research site "Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre" (ZAPVS), located in the Deux-Sèvres department in southwestern France, within the Nouvelle-Aquitaine region (46°11′ N, 0°28′ W, Fig. 1). The ZAPVS is a 450 km^2 area composed of 435 farms with varied agricultural models and landscapes (Bretagnolle et al., 2018). Monitoring of land cover (i.e., the type of crop cultivated) and agricultural practices (i.e., whether pesticides are used) has been carried out every year since 1994. This intensive farming area is mainly covered by winter cereal (41.5 % of the land cover in the area on average from 2009 to 2016), and the most prevalent crops were wheat (33.8 % of the land cover in the area), sunflower (10.4 %), corn (9.6 %), oilseed rape (8.3 %) and pea (2 %) (Bretagnolle et al., 2018). In addition, average meadow coverage between 2009 and 2016 was about 13.5 %. The area is poorly urbanised (9.8 %), and 2.9 % of the area is deciduous forest fragments (average coverage 2009–2016, Bretagnolle et al., 2018). Organic farming, characterised by no synthetic pesticide use, accounted for 18 % of the agricultural area and ~60 farms, while ~350 farms used conventional farming methods in 2021. In the ZAPVS, agriculture practices and every crop plot using organic farming were identified. Pesticide use on crops has been monitored since 2006 through farmer surveys, and a global biodiversity monitoring program was conducted every year from the soil up to the higher level of the trophic chain (Bretagnolle et al., 2018).

Table 1
Descriptive parameters according to parasite type, bird species and the agricultural type in which birds were caught. The number of infected birds ("Parasitised nb.") and the total number of birds sampled ("Total nb.") is shown. The mean ± sd corresponds to the average number of parasites per individual on parasitised birds only with its standard deviation. The minimum and the maximum correspond to the lower and the higher number of parasites infecting a single individual.

Parasite and bird species	Agricultural type	Parasitised nb. / Total nb.	Mean ± sd	[min; max]
Ticks				
Common blackbird	Conventional	11/31	2.27 ± 1.10	[1;4]
	Organic	12/38	5.42 ± 5.60	[1;20]
Common nightingale	Conventional	2/41	2.00 ± 1.41	[1;3]
	Organic	3/31	1.00 ± 0.00	[1;1]
Common whitethroat	Conventional	2/27	1.00 ± 0.00	[1;1]
	Organic	2/34	1.50 ± 0.71	[1;2]
Dunnock	Conventional	5/25	1.00 ± 0.00	[1;1]
	Organic	3/27	1.33 ± 0.58	[1;2]
Great tit	Conventional	1/35	1.00 ± 0.00	[1;1]
	Organic	4/22	1.25 ± 0.50	[1;2]
All species	Conventional	21/159	1.76 ± 1.04	[1;4]
	Organic	24/152	3.33 ± 1.76	[1;20]
Chewing lice				
Cirl bunting	Conventional	21/22	120.10 ± 131.04	[9;520]
	Organic	50/50	108.32 ± 91.49	[5;420]
Common blackbird	Conventional	24/31	58.96 ± 73.47	[3;340]
	Organic	27/37	75.93 ± 110.53	[1;550]
Common nightingale	Conventional	24/41	74.54 ± 174.44	[2;883]
	Organic	24/31	26.71 ± 26.98	[5;132]
Dunnock	Conventional	18/25	32.00 ± 36.44	[1;130]
	Organic	22/27	34.14 ± 35.98	[2;170]
Eurasian blackcap	Conventional	68/68	45.17 ± 38.95	[3;193]
	Organic	48/56	50.10 ± 32.32	[10;160]
Eurasian chaffinch	Conventional	16/21	47.19 ± 55.82	[1;216]
	Organic	11/12	24.36 ± 19.26	[3;63]
European robin	Conventional	21/25	32.71 ± 30.95	[2;115]
	Organic	13/15	23.77 ± 22.58	[5;80]
Great tit	Conventional	10/35	33.20 ± 66.66	[1;220]
	Organic	7/22	5.00 ± 3.06	[2;10]
Melodious warbler	Conventional	20/55	33.50 ± 50.29	[2;204]
	Organic	20/40	72.40 ± 167.37	[1;620]
All species	Conventional	218/323	53.38 ± 85.29	[1;883]
	Organic	222/290	60.01 ± 84.76	[1;620]
Blood parasites				
Eurasian blackcap	Conventional	26/47	5.00 ± 4.65	[1;19]
	Organic	19/34	4.95 ± 5.21	[1;17]
Eurasian chaffinch	Conventional	2/12	20.50 ± 27.58	[1;40]
	Organic	4/6	5.25 ± 4.72	[2;12]
European robin	Conventional	3/12	1.00 ± 0.00	[1;1]
	Organic	2/8	2.50 ± 2.12	[1;4]
Great tit	Conventional	5/12	1.80 ± 1.10	[1;3]
	Organic	5/12	3.60 ± 2.07	[1;6]
Melodious warbler	Conventional	20/25	41.55 ± 61.61	[1;266]
	Organic	23/24	29.57 ± 31.67	[1;96]
All species	Conventional	56/108	18.11 ± 40.70	[1266]
	Organic	53/84	15.43 ± 24.33	[1;96]
Coccidia				
Eurasian blackcap	Conventional	13/13	81.23 ± 81.87	[1;242]
	Organic	10/11	386.80 ± 942.03	[4;3060]
Melodious warbler	Conventional	13/14	1030.69 ± 2168.88	[4;7500]
	Organic	12/13	381.75 ± 397.52	[12;1329]
All species	Conventional	26/27	555.96 ± 1579.73	[1;7500]
	Organic	22/24	384.04 ± 680.52	[4;3060]

From these data, the transfer of pesticides into several compartments and the global contamination of biodiversity and the environment has been highlighted. For example, neonicotinoids were found in oilseed rape nectar (Wintermantel et al., 2020), rainwater and air (Décuq et al., 2022), soils and earthworms (*Allolobophora chlorotica*, Pelosi et al., 2021), wild small mammals (shrews *Crocidura russula*, wild mice *Apodemus sylvaticus* and *Apodemus flavicollis*, Fritsch et al., 2022), and wild birds populations such as passerines, grey partridges (*Perdix perdix*) and Montagu's harriers (*Circus pygargus*) even several years after these molecules were officially banned (Bailly et al., 2025; Fuentes et al., 2023).

2.2. Experimental design

Sampling sites were selected following the methodology explained in Moreau et al. (2022b), according to the percentage of organic farming crops within a 250-metre radius buffer. The home range sizes during the breeding season for the passerine birds range from 20 m to 180 m (Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010), a 250-m radius was therefore to include an additional margin. The same hedgerows were selected in 2021 as in 2019 (see details in Moreau et al., 2022a), and several structural characteristics of hedgerows were recorded to ascertain that only the percentage of organic farming within the 250 m radius buffer was significantly different between sites (Moreau et al., 2022a). Two sites in 2019 no longer existed (hedges 6 and 22 from Moreau et al., 2022a) and were replaced by two other sites in 2021, with the same structural characteristics (hedge 51 in conventional farming with 15.37 % of organic farming, and hedge 52 in organic farming with 81.06 % of organic farming). Finally, 20 sampling sites were selected for the two-year study (see Fig. 1). Ten hedgerows were predominantly surrounded by organic farming (referred as 'organic hedgerows' when surrounded by 71.95–100 % organic farming within the 250 m radius buffer), and ten hedgerows were predominantly surrounded by conventional farming (referred as 'conventional hedgerows' when surrounded by 0–20.42 % organic farming within the buffer).

Bird captures were performed in each hedgerow, with the same net-trapping method as Moreau et al. (2022a) to catch birds (males and females, one-year-old and older, identified by plumage characteristics) during two breeding seasons (2019 and 2021), from the end of March to mid-July. Capture sessions were conducted in the morning, from sunrise

Table 2
Summary of statistical effects on the prevalence and the intensity of parasitic infections according to the bird species (10 species), the agricultural type (CF vs. OF), the sampling date (day of the year), the year of study, the interaction between the agricultural type and the sampling date, and the interaction between the agricultural type and the species. Tests were performed using a GLMM-B to compare the prevalence and a GLMM-NB to compare the intensity. Significant effects ($P < 0.05$) are in bold. The sample size for each measured parameter appears next to the parameter. Detailed statistical values are provided in Table S1 in the Supplementary Material. Differences in the prevalence and the intensity of parasitic infections between years are shown in Figs. 2 and 3; and differences in between species are shown in Figs. 4–8.

Measured parameters		X^2	*df*	*P*
Ticks				
Prevalence (n = 311)	Agricultural type	0.96	1	0.33
	Date	1.01	1	0.31
	Species	**20.16**	**4**	**< 0.001**
	Year	**8.29**	**1**	**< 0.01**
	Agricultural type x Date	0.55	1	0.46
	Agricultural type x Species	4.45	4	0.35
Intensity (n = 45)	Agricultural type	3.08	1	0.08
	Date	0.02	1	0.90
	Species	4.99	4	0.29
	Year	2.86	1	0.09
	Agricultural type x Date	1.15	1	0.28
	Agricultural type x Species	5.26	4	0.26
Chewing lice				
Prevalence (n = 613)	Agricultural type	0.86	1	0.35
	Date	1.65	1	0.20
	Species	**91.60**	**8**	**< 0.001**
	Year	1.85	1	0.17
	Agricultural type x Date	0.33	1	0.57
	Agricultural type x Species	9.82	8	0.28
Intensity (n = 440)	**Agricultural type**	**5.18**	**1**	**0.02**
	Date	**5.27**	**1**	**0.02**
	Species	**43.57**	**8**	**< 0.001**
	Year	0.01	1	0.94
	Agricultural type x Date	**7.86**	**1**	**< 0.01**
	Agricultural type x Species	**32.60**	**8**	**< 0.001**
Blood parasites				
Prevalence (n = 192)	Agricultural type	0.56	1	0.46
	Date	2.84	1	0.09
	Species	**22.39**	**4**	**< 0.001**
	Year	**10.25**	**1**	**< 0.01**
	Agricultural type x Date	0.61	1	0.43
	Agricultural type x Species	3.80	4	0.43
Intensity (n = 109)	**Agricultural type**	**4.27**	**1**	**0.04**
	Date	**4.80**	**1**	**0.03**
	Species	**35.85**	**4**	**< 0.001**
	Year	2.22	1	0.14
	Agricultural type x Date	**3.93**	**1**	**0.047**
	Agricultural type x Species	1.4	4	0.84
Coccidia				
Prevalence (n = 51)	Agricultural type	0.30	1	0.58
	Date	0.04	1	0.85
	Species	1.25	1	0.26
	Year	0.00	1	1.00
	Agricultural type x Date	0.02	1	0.89
	Agricultural type x Species	0.98	1	0.32
Intensity (n = 48)	Agricultural type	0.12	1	0.73
	Date	0.11	1	0.74
	Species	**8.71**	**1**	**< 0.01**
	Year	**12.74**	**1**	**< 0.001**
	Agricultural type x Date	0.06	1	0.80
	Agricultural type x Species	0.00	1	0.95

to 11:00 a.m., or in the evening, from 6:00 p.m. to sunset, with ten 12-m long mist nets set up in front of the hedges before sunrise and checked every 15 min to remove birds trapped in nets. All birds were released at the site of capture. Each site was sampled three times to follow the breeding season: the first session at the beginning of the breeding season (March – May), the second one in the middle of the breeding season (May – June), and the last one at the end of the breeding season, just before the dispersion of juveniles (June – July). Captures were carried out only when meteorological conditions were favourable (no rain, wind below 20 km/h).

Over the two years of the study, 1095 birds of 35 species were captured, and each bird was identified with a numbered colour ring. Recaptures were not included in our analyses, and only species with enough individuals sampled in organic and conventional farming were selected for this study. Since the numbers of the other species were too low to permit data analysis, ten species (the most abundant in our area) have been included in the analyses: cirl bunting *Emberiza cirlus*, European robin *Erithacus rubecula*, Eurasian chaffinch *Fringilla coelebs,* melodious warbler *Hippolais polyglotta*, common nightingale *Luscinia megarhynchos*, great tit *Parus major*, dunnock *Prunella modularis*, Eurasian blackcap *Sylvia atricapilla*, common whitethroat *Sylvia communis*, and common blackbird *Turdus merula* (Table 1).

2.3. Assessment of the parasitic load

During both morning and evening captures, each bird was carefully inspected to assess the number of two ectoparasites (i.e., ticks and chewing lice), and to collect biological samples to determine the number of two endoparasites (i.e., blood parasites and coccidia). We could not determine precisely the species of all parasites. We therefore used different taxonomic scales but the life cycle of each parasite and their impact on hosts are similar whatever the taxonomic level.

As different species of ixodid ticks exhibit an attachment preference for the head, particularly around the orbit, the oral cavity, and the nasal cavity on songbird hosts (Fracasso et al., 2019; Gregoire et al., 2002), we therefore carefully inspected these body parts on each bird to count all the ticks. Secondly, wing feathers were inspected for chewing lice. As there was no significant difference in the number of chewing lice between both wings (unpublished data), they were counted only on the right wing's flight feathers (primaries and secondaries) above a bright light without removing them to limit handling time (Clayton and Drown, 2001).

Then, to estimate blood parasites, blood samples were collected from the alar vein within 5 min after capture, and thin blood smears were made immediately after blood sampling. At the end of the field season, blood smears were treated in the lab in 3 steps: the fixation in a pure ethanol bath for 5–7 min; the colouration in a Giemsa bath (25 mL of Giemsa in 475 mL of distilled water) for 40 min; the rinse with distilled water and the drying before observation. Then, blood smears were examined under 1000x magnification and oil immersion. The number of parasitised cells was recorded twice on an examination of 5000 erythrocytes per smear, and the mean number of *Plasmodium* spp. was used in the subsequent analyses (Biard et al., 2015; Hatchwell et al., 2000). Despite underestimating actual prevalence, haematozoan parasite counts from blood smears are significantly correlated with parasitaemia and were thus considered a biologically meaningful measure of infection (Bentz et al., 2006; Biard et al., 2015).

Finally, as the peak of coccidia oocyst shedding occurs in the late afternoon or evening (Biard et al., 2022; Knight et al., 2018; Martinaud et al., 2009), faeces were collected from birds caught in the evening to determine the number of coccidia. Birds were placed in an individual cage for a maximum of 30 min to collect a faecal sample on an aluminium sheet placed at the bottom of the cage. All fresh faeces were then homogenised using a small spoon, placed in an Eppendorf tube, stored in an icebox in the field and a −80 °C freezer when we were back to the lab before analysis. Once a week, we quantified coccidian parasites in the faecal samples collected the previous days, following Biard et al., (2015). Faecal samples were weighed to the nearest 0.01 g with an electronic balance and transferred to 50 mL Falcon tubes. The samples were then gently mixed with Sheather solution (45 % sugar solution in tap water) to obtain a concentration of 1 mg of faeces for 4 mL of Sheather solution. Afterwards, 600 µL of the sample solution were placed in a McMaster chamber. Before counting, it is necessary to let it remain undisturbed for 10 min, to let the oocysts and eggs rise to the surface. Finally, all the oocysts under the grid of each chamber in the

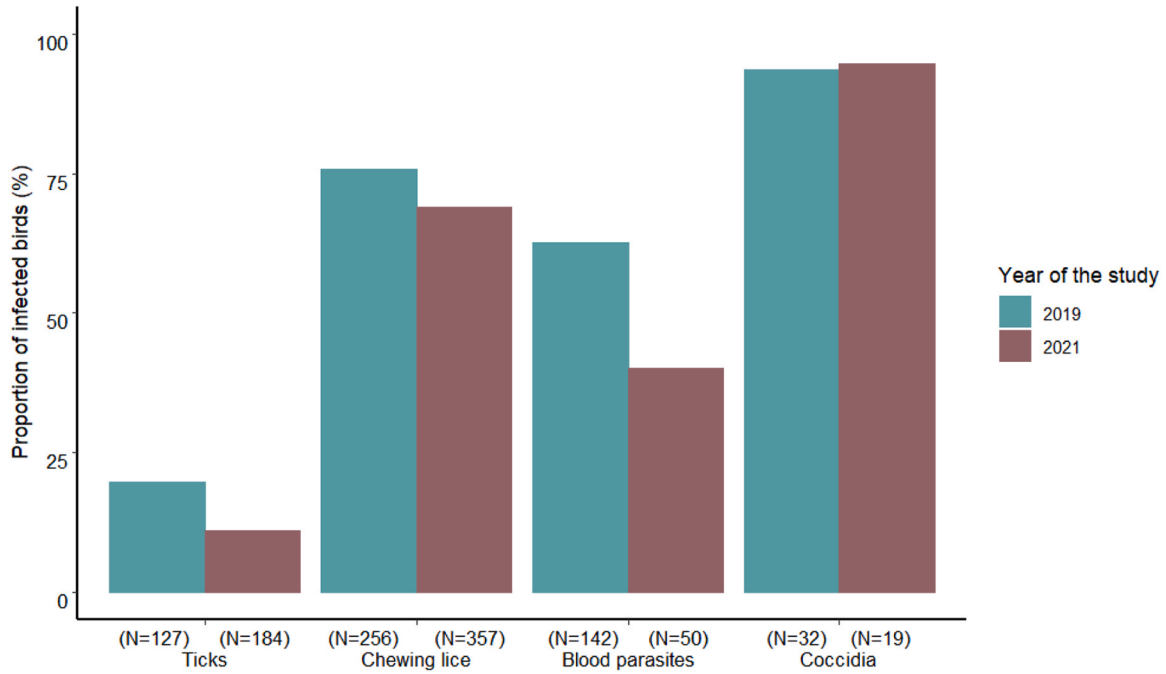


Fig. 2. Temporal variability of the prevalence of parasitic infections (percentage of infected birds in the population) for two ectoparasites (ticks and chewing lice) and two endoparasites (blood parasites and coccidia) for birds caught in 2019 (in blue) and in 2021 (in purple). The sample sizes for each agricultural type and each parasite species appear below each bar in brackets.

McMaster chamber were counted using a microscope and a 10x magnification. The number of oocysts and eggs was divided by the faecal sample weight to express the coccidia number per gram of the faecal sample. Counts are conducted twice, and the mean number of oocysts was used in subsequent analyses to limit counting bias.

2.4. Statistical analyses

In the present study, a total of ten bird species was selected. Some species were removed from the statistical analyses for some parasite species when the sample sizes were insufficient. We selected the bird species included in the analyses based on both the number of birds trapped (a minimum of 10 birds infected by coccidia in each agricultural type) and a minimal prevalence (of 5 %, 20 % and 10 % for ticks, chewing lice and blood parasites, respectively) to ensure statistical analysis reliability (Table 1). The sites of capture are at least 1000 m apart and passerine birds are not highly mobile during the breeding season so neither the birds nor the parasites studied can go to different sites during the capture period. Moreover, all the intra- and inter-annual recaptures show that the birds are faithful to their hedgerows for all species. Nevertheless, spatial autocorrelation in both response variables (i.e., prevalence and intensity) for each parasite was assessed using Moran's I test. The analysis was conducted using the "spdep" package (Bivand, 2022; Bivand and Wong, 2018). Spatial weights were defined based on a distance threshold of 500, 1000 and 2000 m, using projected coordinates (Lambert 93, EPSG:2154). The results showed very low and non-significant Moran's I (all $I < |0.04|$), indicating no evidence of spatial autocorrelation in the data across all tested variables. We therefore consider the sites of capture to be independent.

For each parasite, two parameters were studied: the prevalence of parasitic infections (percentage of infected birds on the total number of birds) and the intensity of parasitic infections (number of parasites present only on birds infected by at least one parasite). The prevalence of parasitic infections was examined with a generalised linear mixed effects model fitted with a Binomial distribution (GLMM-B), with a binary variable response of the presence and absence of infections on trapped birds. To investigate the intensity of parasitic infections, several distributions (i.e., Poisson, Negative Binomial, Normal and Gamma distributions) were tested to ensure the best fit, using "fitdistrplus" (Delignette-Muller and Dutang, 2015) and "DHARMa" (Hartig, 2018) packages. We selected the distribution with the best fit and the lowest Akaike's Information Criterion from the *gofstat* function of the same package. We therefore chose to construct a generalised linear mixed effects model fitted with a Negative Binomial distribution (GLMM-NB), with the number of parasites on infected birds as the response variable.

Statistical analyses were carried out in two stages for each parameter (i.e., the prevalence and the intensity). Firstly, we investigated the effects of the agricultural type as well as the temporal and interspecific variabilities of the prevalence and intensity of parasitic infections in a first model. The explanatory variables used were the agricultural type (CF vs. OF), bird species, year of study (2019 or 2021), sampling date (day of the year, i.e., the number of days since the start of the year), interaction between agricultural type and bird species, and interaction between agricultural type and sampling date. We included the sampling date in the models to account for the seasonal variation in parasite populations already reported (Lang et al., 2018; Salam et al., 2009; Schrader et al., 2003; Strauss et al., 2022), which may explain some of the overall variation in parasitaemia. Secondly, to explore the overall impact of agricultural practices on host-parasite interactions, considering all bird species, we compared birds living in organic farming with those living in conventional farming. We used as explanatory variables the agricultural type, sampling date, year of study and interaction between agricultural type and sampling date, and we added bird species as a random effect.

The statistical significance of each explanatory variable was tested using likelihood-ratio Chi-square tests from "car" package (Fox and Weisberg, 2019). All statistical analyses were conducted in R v.4.2.2 software (R Core Team, 2022), with the packages "lme4" (Bates et al., 2015) to implement GLMM-B, the package "MASS" (Venables and Ripley, 2002) for GLMM-NB models without random effect, and the package "glmmTMB" (Brooks et al., 2017) for GLMM-NB models with a random effect. To evaluate temporal trends across agricultural types, we used the "emtrends" function from the package "emmeans" (Lenth, 2017) to estimate the slope (β) and 95 % confidence intervals (CI) of the

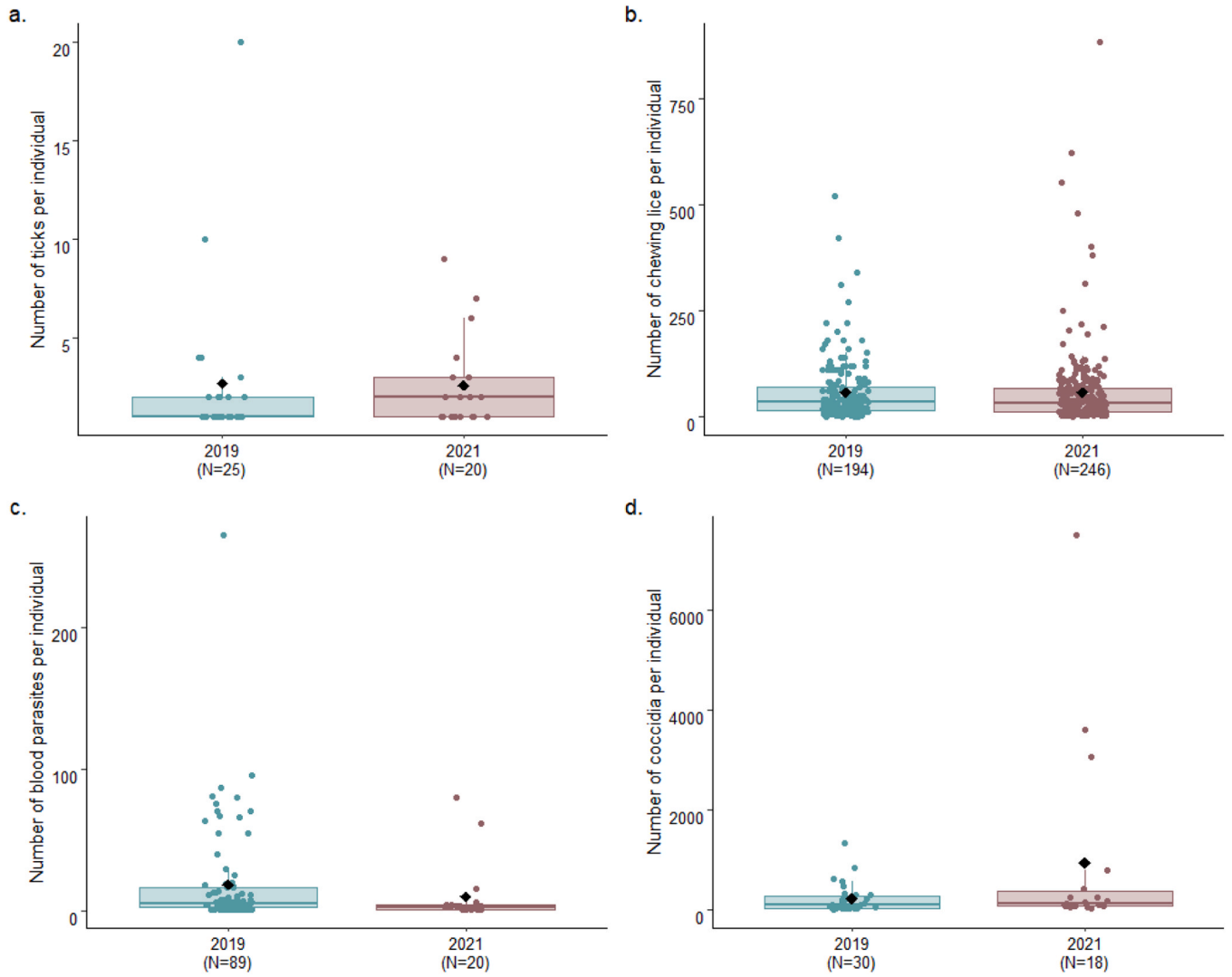


Fig. 3. Temporal variability of the intensity of ectoparasites with (a) ticks and (b) chewing lice and endoparasites with (c) blood parasites and (d) coccidia, for birds infected by at least one parasite. Birds caught in 2019 are in blue and birds caught in 2021 are in purple. Each dot represents an individual value. In the boxplots, black diamonds represent the mean intensity, the bold line is the median, the box is between the two quartiles (the lower edge is the 25th percentile while the upper edge is the 75th percentile), and whiskers extend to 1.5 times the interquartile range. The sample size for each year appears in brackets below bars.

relationship between both agricultural types. When not significant, all interactions were removed from the models to refine analyses.

3. Results

Descriptive parameters of the prevalence and the number of parasites for each bird species and each agricultural type are provided in Table 1.

3.1. Temporal variability

The prevalence of ticks and blood parasites differed significantly between the two years of the study, with a higher occurrence in 2019 than in 2021 (see Table 2 and Fig. 2). The intensity of parasitic infections differed significantly between the two years for coccidia, with lower burdens in 2019 than in 2021, but they did not differ for ticks, chewing lice, or blood parasites (Table 2; Fig. 3). The sampling date significantly influenced the intensity of chewing lice, as well as the prevalence and intensity of blood parasites, with a decrease in prevalence and an increase in parasite intensity as the season progressed (Table 2).

3.2. 3.2. Interspecific variability

The prevalence of parasitic infections significantly differed according to the bird species for all parasites except for coccidia (Table 2, Fig. 4). Common blackbirds, cirl buntings and melodious warblers have the highest prevalence of ticks, chewing lice and blood parasites, respectively (Fig. 4). In addition, the agricultural type in which birds were caught did not seem to affect the prevalence of any parasite (Table 2).

The intensity of parasitic infections also differed between bird species for all parasites except for ticks (Table 2; Figs. 5–8). Indeed, even though the number of ticks did not differ significantly between bird species, it appeared to be higher in common blackbirds than in other species (Table 1). However, cirl buntings had the highest number of chewing lice (Fig. 6), and melodious warblers had the highest number of endoparasites (Fig. 7 for blood parasites and Fig. 8 for coccidia). Additionally, the number of ticks tended to be different between both agricultural types, as it differed significantly for common blackbirds, and it tended to differ for common whitethroats, with higher burdens in organic farming (Fig. 5). The number of chewing lice and blood parasites was significantly affected by the agricultural type. Indeed, the number of



Fig. 4. Interspecific variability of the prevalence of parasitic infections (percentage of infected birds in the population) for two ectoparasites with (a) ticks and (b) chewing lice, and two endoparasites with (c) blood parasites and (d) coccidia. Birds caught in conventional farming are in red and birds caught in organic farming are in green. The sample size for each agricultural type and each parasite species appears below each bar in brackets.

chewing lice was higher in organic farming, while the number of blood parasites was higher in conventional farming. However, we detected a significant interaction effect between agricultural type and bird species on the intensity of chewing lice (Table 2). The number of chewing lice was higher in conventional farming for great tits, and higher in organic farming for melodious warblers (Fig. 6).

3.3. General effect of farming practices

When considering all bird species, the prevalence of the four parasites did not differ between farming systems, and there was no effect of the sampling date on the prevalence of parasitic infections (Table 3 and Fig. 9). However, the intensity of parasitic infections differed significantly between farming practices for chewing lice and blood parasites (Table 3). The number of chewing lice was lower in conventional than in organic farming (Fig. 10, Table 3), but evolved differently throughout the season in organic and conventional farming (Table 3). The number of chewing lice increased in conventional farming ($\beta = 0.0064$, 95 %CI= [0.0010; 0.0118]) while this number remains stable in organic farming within the season of reproduction ($\beta = -0.0040$, 95 %CI= [-0.0093; 0.0013]). Conversely, the intensity of blood parasites was higher in conventional farming than in organic farming and varied in organic and conventional farming during the season (Fig. 10, Table 3). As the season progressed, the number of blood parasites in conventional farming increased ($\beta = 0.0218$, 95 %CI= [0.0074; 0.0362]) while it was stable in organic farming ($\beta = -0.0023$, 95 %CI= [-0.0202; 0.0156]).

4. Discussion

The main objective of this study was to investigate whether farming practices may influence parasitic infections in bird populations. No significant effect of the farming practices was found on the prevalence of the four parasites studied, but we evidenced contrasted effects on the intensity of parasitic infections according to the parasite species. Indeed, the burden of ticks tended to be lower in conventional than in organic farming and the same pattern was significant for the burden of chewing lice, whereas the reverse pattern was observed for blood parasites. Conventional farming seems thus to induce different effects depending on the category of parasites (ecto- vs. endoparasites), both positive and negative effects. This study also aimed to explore temporal and interspecific variabilities on parasitic infections in birds in agricultural landscapes. The year of capture strongly affected the prevalence of ticks and blood parasites, with a higher prevalence in 2019 than in 2021. The year also partially affected the intensity of parasitic infections, with a higher number of coccidia in 2021. In addition, a strong effect of bird species on the prevalence and the intensity of parasitic infections was detected.

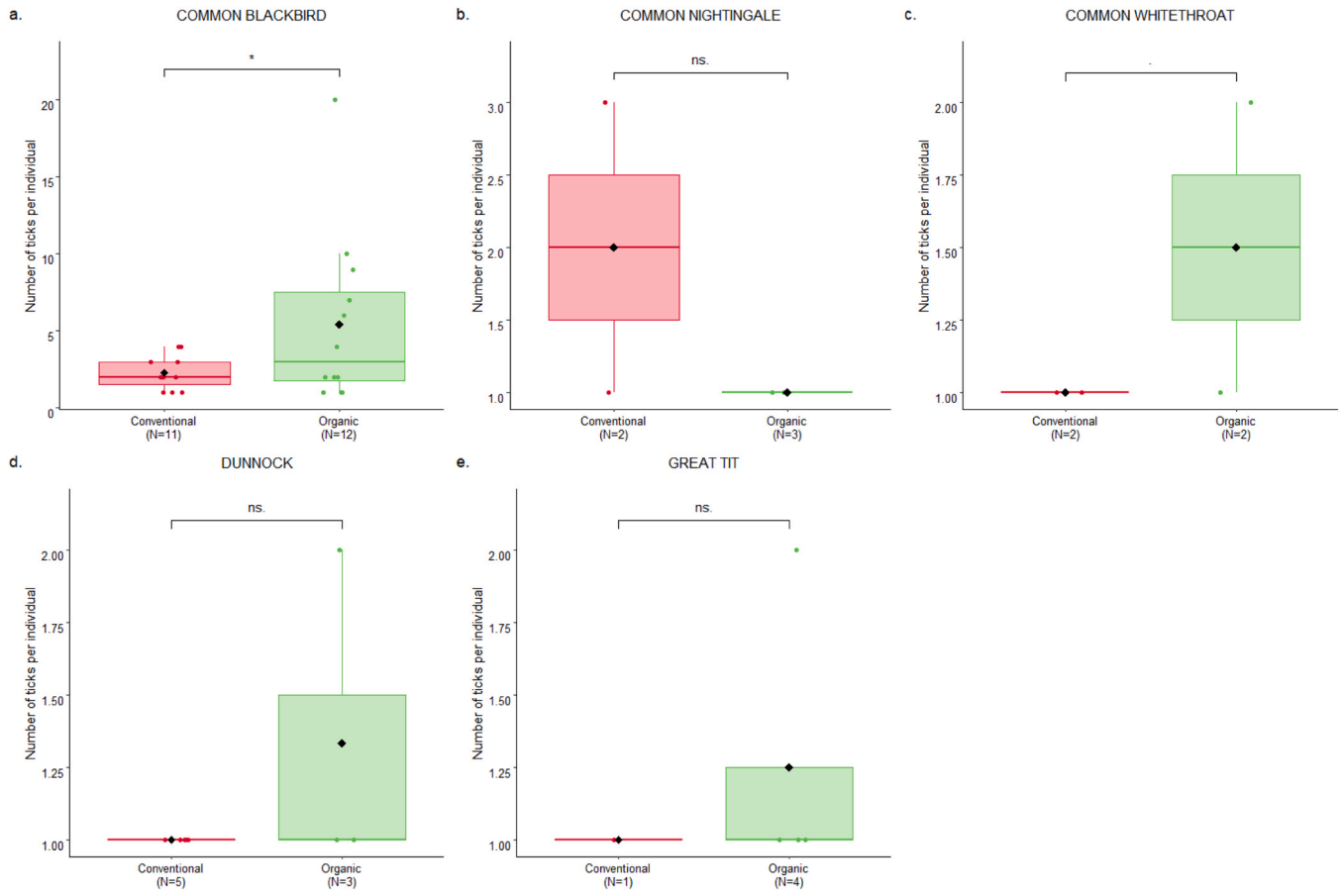


Fig. 5. Intensity of tick infection for birds infected by at least one parasite, according to species with (a) common blackbird, (b) common nightingale, (c) common whitethroat, (d) dunnock, (e) great tit. Birds caught in conventional farming are in red and birds caught in organic farming are in green. Each dot represents an individual value. In the boxplots, black diamonds represent the mean intensity, the bold line is the median, the box is between the two quartiles (the lower edge is the 25th percentile while the upper edge is the 75th percentile) and whiskers extend to 1.5 times the interquartile range. The sample size for each agricultural type appears in brackets below bars. The results of the statistical comparison between the two types of farming are shown for each species: "ns." for non-significant; "." for p-values < 0.1; "*" for p-values < 0.05; "**" for p-values < 0.01; "***" for p-values < 0.001.

4.1. Lower burden of ectoparasites in conventional farming

Our research found that birds caught in conventional farming tended to have fewer ticks and were significantly less infested by chewing lice than those caught in organic farming. We can safely assume that the intensity of ticks does not differ significantly between farming practices due to a lack of statistical power caused by the small number of individuals carrying ticks. Indeed, when statistical analyses are carried out on a larger sample size (in common blackbirds, for instance), significant differences in tick numbers between farming practices are found (Fig. 5a), with higher numbers of ticks in organic farming than in conventional farming. Although our study was not designed to explain the factors behind this difference, several hypotheses can be suggested concerning the type of farming practices. A first hypothesis would be that birds engage in self-preening less often in organic than in conventional farming, thus explaining their higher burden of ectoparasites. However, this hypothesis is unlikely because a previous study in the same study area showed that birds in organic farming were more vigorous (higher flee attempts, aggressivity, pecking and distress calls) than those in conventional farming (Moreau et al., 2022a). Even if we cannot rule out the possibility that the differences between conventional and organic farms are due to variations in habitat structure or host species traits, such as host density, the difference in ectoparasite burden could be attributed to the direct impact of pesticides on the parasites themselves. Ticks are complex-cycle parasites and spend part of their time in the larval stage directly in the environment where pesticides are sprayed before infecting birds (Apanaskevich and Oliver, 2014). As pesticides can affect the survival of acarids and free-living parasitic stages in environments (Mount, 1983; Pietrock and Marcogliese, 2003; Rohonczy et al., 2020), we can, therefore, assume that pesticides may kill off part of the tick larvae population, leading to a lower burden in birds. Moreover, ectoparasites like chewing lice and ticks could also suffer higher mortality through their hosts if birds are themselves contaminated by pesticides (Higa et al., 2019). Indeed, chemical compounds can reduce the number of ticks on their hosts, as demonstrated by the use of acaricide treatments in pets or livestock, for instance (Higa et al., 2019). Then, we can assume that ectoparasites can be subjected to pesticide impregnation in two main ways: by direct contact with hosts' body parts (skin, feathers) exposed to pesticides or by the ingestion of contaminated parts such as blood or feathers (Humann-Guilleminot et al., 2019). Pesticide exposure could, therefore, help to mitigate the ectoparasite burden and may protect hosts. Interestingly, although there were fewer ectoparasites in conventional farming, the prevalence of parasitic infections was the same in both environments, indicating that birds have the same probability of being infected by at least one parasite regardless of the farming practices. This absence of difference in prevalence could indicate that pesticides could not eliminate all parasites from the environment.

4.2. Higher burden of endoparasites in conventional farming

Contrary to the results found for ectoparasites, our results

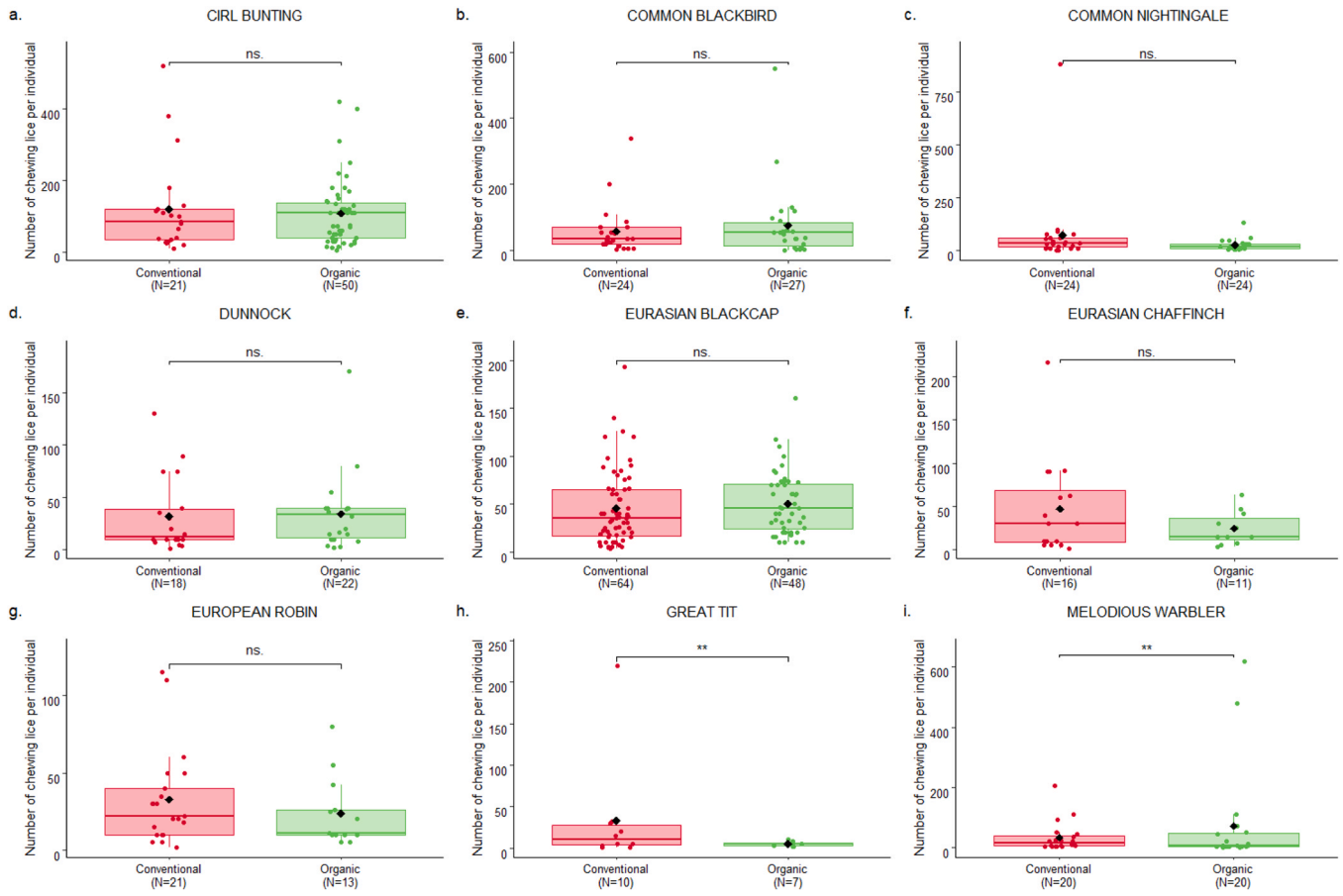


Fig. 6. Intensity of chewing lice infection for birds infected by at least one parasite, according to species with (a) cirl bunting, (b) common blackbird, (c) common nightingale, (d) dunnock, (e) Eurasian blackcap, (f) Eurasian chaffinch, (g) European robin, (h) great tit, (i) melodious warbler. The descriptive parameters in this figure are the same as those in Fig. 5.

highlighted that the burden of endoparasites (blood parasites) was higher in conventional than organic farming. Once again, this could be partly explained by differences in the availability and density of host and vectors between the two agricultural types (Bavec and Bavec, 2015; Belfrage et al., 2005; Bengtsson et al., 2005; Chamberlain et al., 2010; Gabriel and Tscharntke, 2007; Katayama, 2016; McKenzie and Whittingham, 2009; Pfiffner et al., 2001; Smith et al., 2010), as these factors are highly correlated with the prevalence and intensity of parasitic infections (Ellis et al., 2017; Sanz et al., 2002; Van Hemert et al., 2019). However, the difference in parasitaemia between birds caught in the two types of farming could also be linked to the weakened immune systems of individuals in conventional farming. Indeed, once infected, the host can adopt one of two strategies: controlling the parasitic infection (resistance) or enduring the infection while paying a low fitness cost (tolerance). In both cases, the immune system (and in particular the T-cell dependent immunity, Navarro et al., 2003) is an essential component for managing endoparasitic infections within the host's body (Sorci, 2013). A decrease in its effectiveness would lead to an increase in the parasite burden (Mason et al., 2013; Romeo et al., 2020). Conventional farming and pesticides result in direct sublethal effects and indirect effects on birds (review in Moreau et al., 2022b). Hence, birds in conventional farming could, therefore, have less energy to allocate to essential functions in favour of detoxification of toxic compounds, compromising the effectiveness of their immune system (Girard et al., 2014; Møller et al., 2021; Moreau et al., 2022b). Alternatively, but not exclusively, pesticides can directly alter a host's immune system (Gibbons et al., 2015; Lopez-Antia et al., 2013, 2015a; Moreau et al., 2022b) in different ways. These alterations can appear through the suppression or enhancement of the effectors involved in the immune system, such as *via* the decrease of the number of total leucocytes and the inflammatory response (Garg et al., 2004; Gibbons et al., 2015; Mitra et al., 2011). Pesticides can also directly alter organs responsible for effector production (thymus and spleen), where the production and the quality of T-cells and the monocyte storage can be impacted (Garg et al., 2004; Lopez-Antia et al., 2013). In addition, pesticides can cause endocrine imbalance and oxidative stress, which can indirectly disrupt the immune system (Lee and Choi, 2020). Consequently, the immune system of a bird contaminated by pesticides might be less effective in preventing endoparasite multiplication and lead to a higher number of endoparasites in conventional farming as we found in this study. Surprisingly, we did not find any effect of farming practices on the intensity of coccidia infections, while we expected to find more coccidia in birds caught in conventional farming for the same reasons as explained before. Even if we cannot exclude that coccidia infections may not be influenced by farming practices, the small number of species (only 2) and the low number of individuals ($n = 26$ in conventional farming and $n = 22$ in organic farming) included in this analysis could also limit the detection of a significant effect. Once again, like ectoparasites, we found that farming practices did not influence the prevalence of both endoparasitic infections (i.e., blood parasites *Plasmodium* and coccidia), so birds have the same probability of encountering endoparasites in both environments.

4.3. *Contrasted effects of organic farming on birds' health*

Although our study was not designed to explain the factors behind this difference, the most interesting result of our study is that organic farming could have a contrasted effect on parasitism in farmland birds

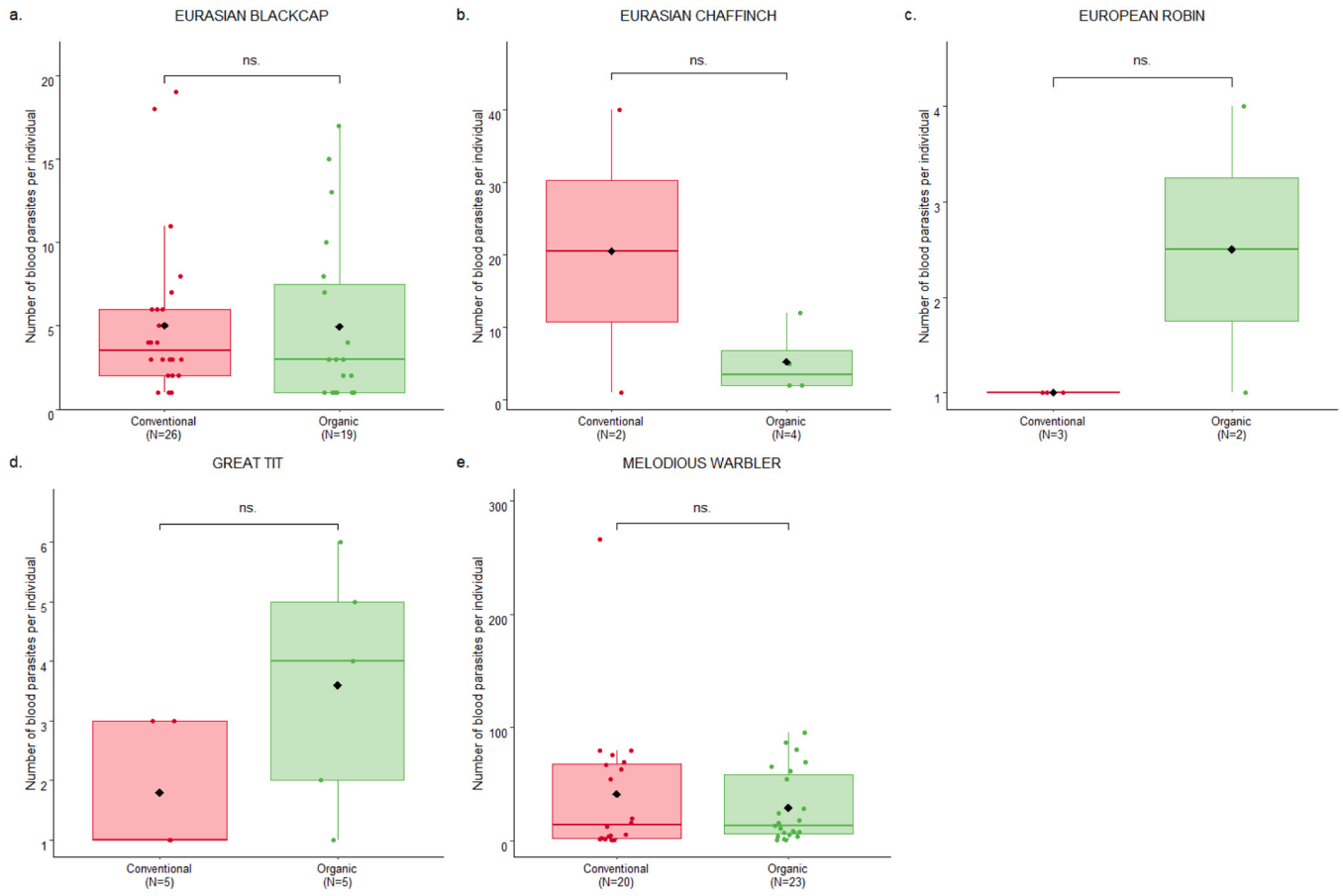


Fig. 7. Intensity of blood parasite infection for birds infected by at least one parasite, according to species with (a) Eurasian blackcap, (b) Eurasian chaffinch, (c) European robin, (d) great tit, (e) melodious warbler. The descriptive parameters in this figure are the same as those in Fig. 5.

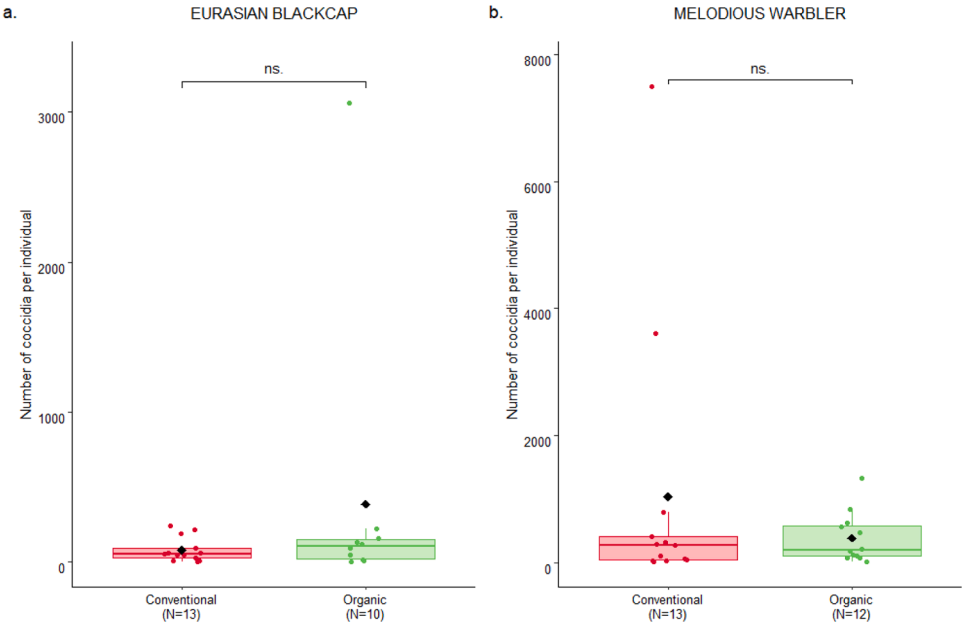


Fig. 8. Intensity of coccidia infection for birds infected by at least one parasite, according to species with (a) Eurasian blackcap, (b) melodious warbler. The descriptive parameters in this figure are the same as those in Fig. 5.

and, consequently, on their global health. Indeed, organic farming can affect birds' health through the increase of ectoparasite pressure, but it also has a positive effect by reducing endoparasite pressure. This contrasted effect between the two types of parasites clearly illustrates the need to take into account the parasite community, as it was already demonstrated in a previous study (Biard et al., 2015), to obtain a

Table 3
General variability of the prevalence and the intensity of parasitic infections according to the parasite species studied, the agricultural type (CF vs. OF), the sampling date (day of the year), the year of study and the interaction between the agricultural type and the sampling date. Tests were performed using a GLMM-B to compare the prevalence and a GLMM-NB to compare the intensity, with the species as random factors. Significant effects ($P < 0.05$) are in bold. The sample size for each measured parameter appears next to the parameter. Detailed statistical values are provided in Table S1 in the Supplementary Material. The general effect of the agricultural type on the prevalence and intensity of parasitic infections in bird populations is shown respectively in Figs. 9 and 10.

Measured parameters		X^2	*df*	*P*
Ticks				
Prevalence (n = 311)	Agricultural type	0.67	1	0.42
	Date	1.26	1	0.26
	Year	**8.08**	**1**	**< 0.01**
	Agricultural type x Date	0.75	1	0.39
Intensity (n = 45)	Agricultural type	1.57	1	0.21
	Date	0.18	1	0.67
	Year	0.74	1	0.39
	Agricultural type x Date	2.23	1	0.13
Chewing lice				
Prevalence (n = 613)	Agricultural type	0.37	1	0.54
	Date	0.97	1	0.32
	Year	2.44	1	0.12
	Agricultural type x Date	0.15	1	0.70
Intensity (n = 440)	**Agricultural type**	**6.78**	**1**	**< 0.01**
	Date	**5.35**	**1**	**0.02**
	Year	0.03	1	0.85
	Agricultural type x Date	**7.79**	**1**	**< 0.01**
Blood parasites				
Prevalence (n = 192)	Agricultural type	0.14	1	0.71
	Date	**4.02**	**1**	**0.04**
	Year	**11.33**	**1**	**< 0.001**
	Agricultural type x Date	0.07	1	0.80
Intensity (n = 109)	**Agricultural type**	**5.82**	**1**	**0.02**
	Date	**8.08**	**1**	**< 0.01**
	Year	1.80	1	0.18
	Agricultural type x Date	**6.17**	**1**	**0.01**
Coccidia				
Prevalence (n = 51)	Agricultural type	0.15	1	0.70
	Date	0.11	1	0.74
	Year	0.01	1	0.91
	Agricultural type x Date	0.09	1	0.77
Intensity (n = 48)	Agricultural type	0.05	1	0.83
	Date	0.05	1	0.83
	Year	**18.94**	**1**	**< 0.001**
	Agricultural type x Date	0.01	1	0.92

complete picture of the benefits and costs of organic farming due to parasites. This contrasted effect prevents us from concluding that organic farming improves the overall health of birds regarding the effects of parasites. Even though the deleterious effects of endoparasites on the health and survival of their hosts have been extensively reported (Biard et al., 2015; Ombugadu et al., 2018; Romeo et al., 2020; Valera et al., 2006), a higher presence of endoparasites in polluted environments could also provide some benefits to their hosts. Indeed, the noteworthy ability of parasites to bioaccumulate pollutants may enable hosts to exhibit reduced contamination levels, resulting in positive consequences on their health, such as lower oxidative stress, lower histological alterations, an improved body condition and a higher survival rate (Goutte and Molbert, 2022; Sures et al., 2017). However, a high presence of ectoparasites does not have a major impact on birds, whereas a high load of blood parasites or coccidia can induce severe health issues (Baeta et al., 2008; Biard et al., 2015; Bichet et al., 2013) and even a decrease in survival rates of adults and juveniles (Dadam et al., 2019). It would now be useful to determine more precisely the species of parasites recorded in wild birds to explore if the effects of farming practices differ between parasite species and to assess their real effects of bird health. Further analysis is required to include factors such as host density to better understand the links between agricultural practices and parasitic infections. In the future, it would also be valuable to assess health parameters, such as morphological, physiological and behavioural parameters, to see if organic farming is globally more positive than negative on birds' health, and, therefore, can be useful against the decline of farmland bird populations.

4.4. Temporal and interspecific variabilities on parasitic infections

Our study revealed a temporal variability of parasitic infections, especially in the prevalence and, to a lesser extent, in the intensity of parasitic infections. Several hypotheses can explain the higher prevalence of ticks and blood parasites in 2019 than in 2021. Ectoparasitic infections may fluctuate between seasons and years according to host availability, geographical distribution and meteorological factors. For instance, high humidity, rainfall and low temperature are more favourable for the presence of ticks (Bournez et al., 2020; Descamps, 2013; Oorebeek and Kleindorfer, 2008), while the abundance of chewing lice is higher at low ambient humidity conditions (Carrillo et al., 2007). In our area, meteorological conditions during spring 2021, characterised by significant temperature contrasts, may have been less favourable than in 2019, which experienced a wetter spring despite relatively mild temperatures (Météo-France 2025). We also found temporal variability (i.e., inter-annual and intra-annual fluctuations throughout the breeding season) in the prevalence of blood parasites, which are also susceptible to temperature, for instance (Garamszegi, 2011; Gonzalez-Quevedo et al., 2014; Wilkinson et al., 2016). Rainfall heterogeneity may also affect the intensity and prevalence of *Plasmodium* infection across species within the same bird community, as parasites exhibit greater host specificity in regions with more pronounced rainfall seasonality and wetter dry seasons (Fecchio et al., 2019). However, their prevalence is also highly correlated with the availability and density of hosts and vectors, which is driven by their local-scale distribution (Sanz et al., 2002; Van Hemert et al., 2019), particularly in areas affected by human activity, where the abundance of avian haemosporidian parasites is positively related to the abundance of avian hosts (Ellis et al., 2017). In the near future, it will therefore be valuable to assess avian host density across sites and link this variable to the prevalence of both endo- and ectoparasites.

Our results also highlighted interspecific variability in the prevalence and intensity of parasitic infections for all parasites except ticks. Although the species had a significant effect on the prevalence of tick infestations, the intensity of ticks did not differ significantly between bird species. Nevertheless, common blackbirds appeared to have a higher number of ticks, ranging from one to 20. The absence of a significant effect is probably due to a lack of statistical power caused by the very low number of individuals with ticks. As expected, tick infestations differ across species, depending on ecological factors such as migratory patterns and feeding habits. For example, ground feeders are more likely to be infected by ticks than non-ground feeders (Klaus et al., 2016). Interspecific differences in chewing lice' infestations can be explained by several factors, such as host preening behaviour depending on bill shape (Galloway and Lamb, 2021; Holmstad et al., 2008), host migration patterns (Diakou et al., 2017), host size and social system (Galloway and Lamb, 2021) as the contamination occurs by direct contact between hosts (Clayton and Drown, 2001). For example, the larger size of cirl buntings and common blackbirds and their feeding habits in groups in winter could therefore explain their higher number of chewing lice on their feathers. Differences in blood parasite infections among species can be attributed to host-specific factors, such as immunological resistance to infection, or to vector-related factors, including potential blood meal preferences and behavioural or physiological traits that can influence exposure to vectors (Deviche et al., 2001). Finally, although only two species with relatively low numbers are compared, our study suggests interspecific differences in the coccidian burden. Further analyses on a larger number of bird species are essential to confirm this trend and to understand the origin of these interspecific differences, which could be based on diet ecology (López et al., 2007), but also by host

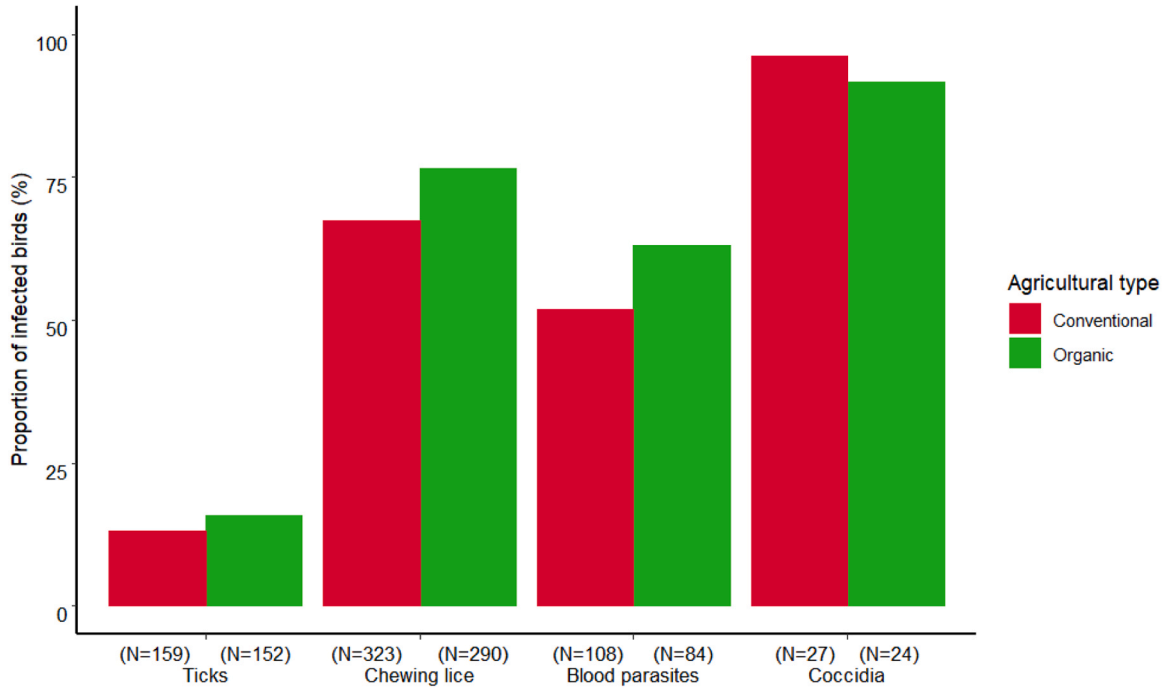


Fig. 9. General variation of the prevalence of parasitic infections (percentage of infected birds in the population) for all bird species, for two ectoparasites (ticks and chewing lice) and two endoparasites (blood parasites and coccidia) for birds caught in conventional hedges (in red) and in organic hedges (in green). The sample sizes for each agricultural type and each parasite species appears below each bar in brackets.

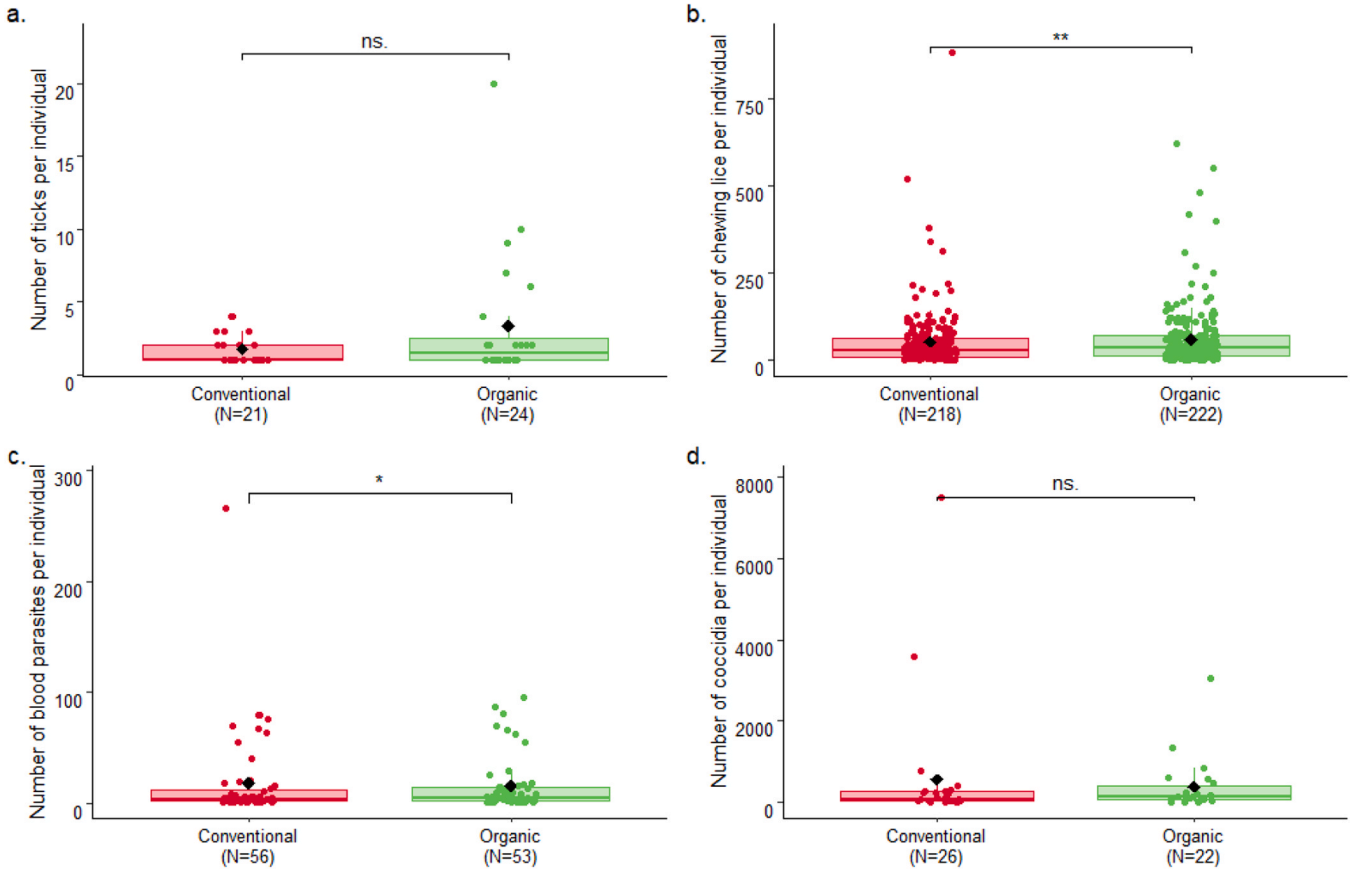


Fig. 10. General variation of the intensity of ectoparasites for all bird species with (a) ticks and (b) chewing lice and endoparasites with (c) blood parasites and (d) coccidia. Only birds infected by at least one parasite are represented, with birds caught in conventional farming are in red and birds caught in organic farming are in green. The descriptive parameters in this figure are the same as those in Fig. 5. The results of the statistical comparison between the two types of farming are shown for each species: "ns." for non-significant; "." for p-values < 0.1; "*" for p-values < 0.05; "**" for p-values < 0.01; "***" for p-values < 0.001.

immunocompetence and host social behaviour, as more gregarious species showed a higher number of parasites (McQuistion, 2000).

5. Conclusions

To conclude, this study highlights the impacts of farming practices on host-parasite interactions in farmland birds. Our results indicate contrasted effects of farming practices on the intensity of parasitic infections, with fewer ectoparasites and more endoparasites (*Plasmodium*) in birds caught in conventional farming. In the future, quantifying pesticide residuals in birds would be interesting to study the direct link between the pesticide load and the parasite burden and to investigate the real impact of pesticides. In a '*One Health*' concept, the health of humans, domestic and wild animals, plants, and the environment is closely linked and interdependent (Giraudoux, 2023). If the type of agricultural practice influences host-parasite relationships in birds, we can, therefore, wonder whether the same type of result could be found in humans sharing the same habitat as these birds.

Research ethics

All experiments complied with French regulations on animal experimentation.

Funding

This work was supported by La Rochelle Université, the French National Centre of Scientific Research (CNRS), and the French National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment (INRAE). This study was funded by several projects: BIRDPEST funded by RECOTOX 2019, ACI funded by La Rochelle Université, AgriBioBird funded by OSU Theta ISITE-BFC, ANR JCJC PestiStress (#19-CE34–0003–01), ANR Phytobird (#24-CE34–1471–01) and the BioBird project funded by the Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing. We also would like to thank the plan Ecophyto II+ , supported by the Ministries of Agriculture, Ecology, Health and Research, with financial support from the French Office for Biodiversity (OFB)

CRediT authorship contribution statement

Audrey Bailly: Writing – review & editing, Writing – original draft, Formal analysis, Data curation. **Karine Monceau:** Writing – review & editing, Funding acquisition, Formal analysis, Conceptualization. **Jérôme Moreau:** Writing – review & editing, Funding acquisition, Formal analysis, Data curation, Conceptualization.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgements

We would like to thank all the farmers who allowed us free access to their fields, as well as Mathéo Philippe for his involvement and all field assistants helping in the data collection in 2019 and 2021, especially Mélissa Desbonnes, Gladys Gonnet, Marie Pfister and Fanny Rey. We would also like to thank Vincent Bretagnolle for his reading and his comments. We are also grateful to the Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing for the official capture authorisations (DREAL/2019D/2323). Audrey Bailly is supported by and INRAE (Metaprogram Metabio) and NOV'LAND project (AAPR2021A-2021–12255510) from the Nouvelle-Aquitaine Regional Council.

Appendix A. Supporting information

Supplementary data associated with this article can be found in the online version at doi:10.1016/j.agee.2025.110008.

Data availability

Data will be made available on request.

References

Abd-Al-Aal, Z., Ramadan, N.F., Al-Hoot, A., 2000. Life-cycle of *isospora mehlhornii* sp. Nov. (Apicomplexa: Eimeriidae), parasite of the Egyptian swallow *hirundo rubicola savignii*. Parasitol. Res. 86, 270–278. https://doi.org/10.1007/s004360050042.

Addy-Orduna, L.M., Brodeur, J.C., Mateo, R., 2019. Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: a contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. Sci. Total Environ. 650, 1216–1223. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.112.

Apanaskevich, D.A., Oliver, J.H., 2014. Chapter 3: life cycles and natural history of ticks. In: Sonenshine, D.E., Roe, R.M. (Eds.), Biology of Ticks, 1. OUP USA, pp. 59–73.

Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., Pulido, F., 2017. The value of abandoned olive Groves for blackcaps (*sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. Eur. J. Wildl. Res. 63, 26. https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9.

Atkinson, C.T., Thomas, N.J., Hunter, D.B., 2008. Parasitic Diseases of Wild Birds. Wiley-Blackwell, Ames, Iowa.

Baeta, R., Faivre, B., Motreuil, S., Gaillard, M., Moreau, J., 2008. Carotenoid trade-off between parasitic resistance and sexual display: an experimental study in the blackbird (*turdus merula*). Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 275, 427–434. https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1383.

Bailly, A., Monceau, K., Bretagnolle, V., Rodrigues, A., Millet, M., Moreau, J., 2025. Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming. Environ. Res., 122389 https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. J. Stat. Softw. 67. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01.

Bavec, M., Bavec, F., 2015. Impact of organic farming on biodiversity. In: Lo, Y.-H., Blanco, J.A., Roy, S. (Eds.), Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. InTech. https://doi.org/10.5772/58974.

Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L., 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. AMBIO J. Hum. Environ. 34, 582–588. https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.582.

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. J. Appl. Ecol. 42, 261–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x.

Bentz, S., Rigaud, T., Barroca, M., Martin-Laurent, F., Bru, D., Moreau, J., Faivre, B., 2006. Sensitive measure of prevalence and parasitaemia of haemosporidia from european blackbird (*turdus merula*) populations: value of PCR-RFLP and quantitative PCR. Parasitology 133, 685. https://doi.org/10.1017/S0031182006001090.

Berto, B.P., Flausino, W., McIntosh, D., Teixeira-Filho, W.L., Lopes, C.W.G., 2011. Coccidia of new world passerine birds (Aves: Passeriformes): a review of *eimeria* schneider, 1875 and *isospora* schneider, 1881 (Apicomplexa: Eimeriidae). Syst. Parasitol. 80, 159–204. https://doi.org/10.1007/s11230-011-9317-8.

Biard, C., Monceau, K., Motreuil, S., Moreau, J., 2015. Interpreting immunological indices: the importance of taking parasite community into account. An example in blackbirds *turdus merula*. Methods Ecol. Evol. 6, 960–972. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12371.

Biard, C., Monceau, K., Teixeira, M., Motreuil, S., Bettencourt-Amarante, S., Develay, L., Moreau, J., 2022. Coccidial oocyst release: once a day or all day long? Tropical bird hosts shed new light on the adaptive significance of diurnal periodicity in parasite output. Parasitology 149, 469–481. https://doi.org/10.1017/S003118202100202X.

Bichet, C., Scheifler, R., Cœurdassier, M., Julliard, R., Sorci, G., Loiseau, C., 2013. Urbanization, trace metal pollution, and malaria prevalence in the house sparrow. PLOS One 8, e53866. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053866.

Bivand, R., 2022. R packages for analyzing spatial data: a comparative case study with areal data. Geogr. Anal. 54, 488–518. https://doi.org/10.1111/gean.12319.

Bivand, R.S., Wong, D.W.S., 2018. Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. TEST 27, 716–748. https://doi.org/10.1007/s11749-018-0599-x.

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. Basic Appl. Ecol. 2, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073.

Bournez, L., Umhang, G., Moinet, M., Richomme, C., Demerson, J.-M., Caillot, C., Devillers, E., Boucher, J.-M., Hansmann, Y., Boué, F., Moutailler, S., 2020. Tick-borne encephalitis virus: seasonal and annual variation of epidemiological parameters related to nymph-to-larva transmission and exposure of small mammals. Pathogens 9, 518. https://doi.org/10.3390/pathogens9070518.

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. Sci. Total Environ. 627, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142.

Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M., Bolker, B.M., 2017. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. ⟨https://doi.org/10.1101/132753⟩.

Bush, S.E., Waller, M.M., Herman, J.M., Hobbs, K.S., Clayton, A.R., Watson, J.L., Oleyar, M.D., Clayton, D.H., 2023. Birds groom more in regions with higher parasite pressure: a comparison of temperate and subtropical American kestrels. Anim. Behav. 201, 125–135. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2023.04.015.

Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Delettre, Y., 2010. Responses of common buzzard (Buteo buteo) and eurasian kestrel (*falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agric. Ecosyst. Environ. 138, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.011.

Calegaro-Marques, C., Amato, S.B., 2014. Urbanization breaks up host-parasite interactions: a case study on parasite community ecology of Rufous-Bellied thrushes (*turdus rufiventris*) along a rural-urban gradient. PLOS One 9, e103144. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103144.

Carrillo, C.M., Valera, F., Barbosa, A., Moreno, E., 2007. Thriving in an arid environment: high prevalence of avian lice in low humidity conditions. Ecoscience 14, 241–249. https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[241:TIAAEH]2.0.CO;2.

Chamberlain, D.E., Joys, A., Johnson, P.J., Norton, L., Feber, R.E., Fuller, R.J., 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? Biol. Lett. 6, 82–84. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0643.

Clayton, D.H., Drown, D.M., 2001. Critical evaluation of five methods for quantifying chewing lice (Insecta: Phthiraptera). J. Parasitol. 87, 1291–1300. https://doi.org/10.1645/0022-3395(2001)087[1291:CEOFMF]2.0.CO;2.

Collar, N., Christie, D., 2020. Rossignol philomèle (*luscinia megarhynchos*), version 1.0. Birds World. https://doi.org/10.2173/bow.comnig1.01.

Cornet, S., Nicot, A., Rivero, A., Gandon, S., 2014. Evolution of plastic transmission strategies in avian malaria. PLoS Pathog. 10, e1004308. https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1004308.

Crompton, D.W.T., 1997. Birds as habitat for parasites, in: Host-parasite evolution: general principles and avian models, pp. 253-270..

Dadam, D., Robinson, R.A., Clements, A., Peach, W.J., Bennett, M., Rowcliffe, J.M., Cunningham, A.A., 2019. Avian malaria-mediated population decline of a widespread iconic bird species. R. Soc. Open Sci. 6, 182197. https://doi.org/10.1098/rsos.182197.

Décuq, C., Bourdat-Deschamps, M., Benoit, P., Bertrand, C., Benabdallah, R., Esnault, B., Durand, B., Loubet, B., Fritsch, C., Pelosi, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bedos, C., 2022. A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. Sci. Total Environ. 823, 153582. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153582.

Delgado-V, C.A., French, K., 2012. Parasite–bird interactions in urban areas: current evidence and emerging questions. Landsc. Urban Plan 105, 5–14. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.019.

Delignette-Muller, M.L., Dutang, C., 2015. Fitdistrplus: an *r* package for fitting distributions. J. Stat. Softw. 64. https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04.

Descamps, S., 2013. Winter temperature affects the prevalence of ticks in an Arctic seabird. PLOS ONE 8, e65374. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065374.

Deviche, P., Greiner, E.C., Manteca, X., 2001. Interspecific variability of prevalence of blood prevalence in blood parasites of adult passerine birds during the breeding season in Alaska. J. Wildl. Dis. 37, 28–35. https://doi.org/10.7589/0090-3558-37.1.28.

Diakou, A., Pedroso Couto Soares, J.B., Alivizatos, H., Panagiotopoulou, M., Kazantzidis, S., Literák, I., Sychra, O., 2017. Chewing lice from wild birds in Northern Greece. Parasitol. Int. 66, 699–706. https://doi.org/10.1016/j.parint.2017.07.003.

Dolnik, O.V., Dolnik, V.R., Bairlein, F., 2010. The effect of host foraging ecology on the prevalence and intensity of coccidian infection in wild passerine birds. Ardea 98, 97–103. https://doi.org/10.5253/078.098.0112.

Ellis, V.A., Medeiros, M.C.I., Collins, M.D., Sari, E.H.R., Coffey, E.D., Dickerson, R.C., Lugarini, C., Stratford, J.A., Henry, D.R., Merrill, L., Matthews, A.E., Hanson, A.A., Roberts, J.R., Joyce, M., Kunkel, M.R., Ricklefs, R.E., 2017. Prevalence of avian haemosporidian parasites is positively related to the abundance of host species at multiple sites within a region. Parasitol. Res. 116, 73–80. https://doi.org/10.1007/s00436-016-5263-3.

Fecchio, A., Wells, K., Bell, J.A., Tkach, V.V., Lutz, H.L., Weckstein, J.D., Clegg, S.M., Clark, N.J., 2019. Climate variation influences host specificity in avian malaria parasites. Ecol. Lett. 22, 547–557. https://doi.org/10.1111/ele.13215.

Ferry, C., Frochot, B., Leruth, Y., 1981. Territory and home range of the blackcap (*sylvia atricapilla*) and some other passerines, assessed and compared by mapping and Capture-recapture. Stud. Avian Biol. 6.

Fischer, C., Flohre, A., Clement, L.W., Batáry, P., Weisser, W.W., Tscharntke, T., Thies, C., 2011. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. Agric. Ecosyst. Environ. 141, 119–125. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.021.

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature 478, 337–342. https://doi.org/10.1038/nature10452.

Fox, J., Weisberg, S., 2019. An R Companion to Applied Regression, third ed. Sage Publications, Thousand Oaks CA.

Fracasso, G., Matthysen, E., Dhondt, A.A., Heylen, D., 2019. Experimental study of micro-habitat selection by ixodid ticks feeding on avian hosts. Int. J. Parasitol. 49, 1005–1014. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2019.09.003.

Fritsch, C., Appenzeller, B., Burkart, L., Coeurdassier, M., Scheifler, R., Raoul, F., Driget, V., Powolny, T., Gagnaison, C., Rieffel, D., Afonso, E., Goydadin, A.-C., Hardy, E.M., Palazzi, P., Schaeffer, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bertrand, C., Pelosi, C., 2022. Pervasive exposure of wild small mammals to legacy and currently used pesticide mixtures in arable landscapes. Sci. Rep. 12, 15904. https://doi.org/10.1038/s41598-022-19959-y.

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023. Neonicotinoids: still present in farmland birds despite their ban. Chemosphere 321, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091.

Gabriel, D., Tscharntke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agric. Ecosyst. Environ. 118, 43–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005.

Gaffard, A., Pays, O., Monceau, K., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., 2022b. Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. Environ. Pollut. 312, 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005.

Gaffard, A., Loiseau, C., Bretagnolle, V., Pays, O., Moreau, J., 2022a. Sublethal effects of pesticide residues differ between strains of captive grey partridge: consequences in terms of rearing conditions. Appl. Anim. Behav. Sci. 257, 105791. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105791.

Galloway, T.D., Lamb, R.J., 2021. Population dynamics of chewing lice (Phthiraptera) infesting birds (Aves). Annu. Rev. Entomol. 66, 209–224. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-041420-075608.

Garamszegi, L.Z., 2011. Climate change increases the risk of malaria in birds. Glob. Change Biol. 17, 1751–1759. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02346.x.

Garg, U.K., Pal, A.K., Jha, G.J., Jadhao, S.B., 2004. Haemato-biochemical and immuno-pathophysiological effects of chronic toxicity with synthetic pyrethroid, organophosphate and chlorinated pesticides in broiler chicks. Int. Immunopharmacol. 4, 1709–1722. https://doi.org/10.1016/j.intimp.2004.08.002.

Gibbons, D., Morrissey, C., Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 103–118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5.

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern ontario, Canada. Agric. Ecosyst. Environ. 189, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033.

Giraudoux, P., 2023. One health (une seule santé): concept nouveau en maturation ou vieille histoire. Bull. Acad. émie V. ét. Fr. 176. https://doi.org/10.3406/bavf.2023.71063.

Gonzalez-Quevedo, C., Davies, R.G., Richardson, D.S., 2014. Predictors of malaria infection in a wild bird population: landscape-level analyses reveal climatic and anthropogenic factors. J. Anim. Ecol. 83, 1091–1102. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12214.

Goutte, A., Molbert, N., 2022. Benefits of parasitism in polluted environments: a review and perspectives. Front. Ecol. Evol. 10, 847869. https://doi.org/10.3389/fevo.2022.847869.

Gregoire, A., Faivre, B., Heeb, P., Cezilly, F., 2002. A comparison of infestation patterns by ixodes ticks in urban and rural populations of the common blackbird *turdus merula*. Ibis 144, 640–645. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00102.x.

Gunstone, T., Cornelisse, T., Klein, K., Dubey, A., Donley, N., 2021. Pesticides and soil invertebrates: a hazard assessment. Front. Environ. Sci. 9, 643847. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847.

Hartig, F., 2018. DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models, R Package version 020.

Hasselquist, D., Nilsson, J.-Å., 2012. Physiological mechanisms mediating costs of immune responses: what can we learn from studies of birds? Anim. Behav. 83, 1303–1312. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.03.025.

Hatcher, M.J., Dick, J.T., Dunn, A.M., 2012. Diverse effects of parasites in ecosystems: linking interdependent processes. Front. Ecol. Environ. 10, 186–194. https://doi.org/10.1890/110016.

Hatchwell, B.J., Wood, M.J., Anwar, M., Perrins, C.M., 2000. The prevalence and ecology of the haematozoan parasites of european blackbirds, *turdus merula*. Can. J. Zool. 78, 684–687. https://doi.org/10.1139/z99-228.

Higa, L.D.O.S., Garcia, M.V., Rodrigues, V.D.S., Bonatte-Junior, P., Barradas-Piña, F.T., Barros, J.C., Andreotti, R., 2019. Effects of cypermethrin, chlorpyrifos and piperonyl butoxide-based pour-on and spray acaricides on controlling the tick *rhipicephalus microplus*. Syst. Appl. Acarol. 24, 278. https://doi.org/10.11158/saa.24.2.10.

Holmstad, P.R., Jensen, K.H., Skorping, A., 2008. Ectoparasite intensities are correlated with endoparasite infection loads in willow ptarmigan. Oikos 117, 515–520. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16219.x.

Hudson, P.J., Dobson, A.P., Newborn, D., 1992. Do parasites make prey vulnerable to predation? Red grouse and parasites. J. Anim. Ecol. 61, 681–692. https://doi.org/10.2307/5623.

Humann-Guilleminot, S., Clément, S., Desprat, J., Binkowski, J., Glauser, G., Helfenstein, F., 2019. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. Sci. Total Environ. 660, 1091–1097. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068.

Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in Northern Japan. Sci. Rep. 6, 34210. https://doi.org/10.1038/srep34210.

King, K.C., Daniel Mclaughlin, J., Boily, M., Marcogliese, D.J., 2010. Effects of agricultural landscape and pesticides on parasitism in native bullfrogs. Biol. Conserv 143, 302–310. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.011.

Klaus, C., Gethmann, J., Hoffmann, B., Ziegler, U., Heller, M., Beer, M., 2016. Tick infestation in birds and prevalence of pathogens in ticks collected from different places in Germany. Parasitol. Res. 115, 2729–2740. https://doi.org/10.1007/s00436-016-5022-5.

Knight, A., Ewen, J.G., Brekke, P., Santure, A.W., 2018. The evolutionary biology, ecology and epidemiology of coccidia of passerine birds. in: Advances in Parasitology. Elsevier, pp. 35–60. https://doi.org/10.1016/bs.apar.2018.01.001.

Kumstátová, T., Brinke, T., Tomková, S., Fuchs, R., Petrusek, A., 2004. Habitat preferences of tree pipit (*anthus trivialis*) and meadow pipit (*a. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. J. Ornithol. 145, 334–342. https://doi.org/10.1007/s10336-004-0048-3.

Kurzban, R., Leary, M.R., 2001. Evolutionary origins of stigmatization: the functions of social exclusion. Psychol. Bull. 127, 187–208. https://doi.org/10.1037/0033-2909.127.2.187.

Lang, J., Beer, S., Bräsel, N., Leonhardt, I., Büchner, S., 2018. Prevalence and seasonal variation in ticks on *muscardinus avellanarius* from Germany (Rodentia: Gliridae). Lynx N. Ser. 49, 49–55. https://doi.org/10.2478/lynx-2018-0007.

Lee, G.-H., Choi, K.-C., 2020. Adverse effects of pesticides on the functions of immune system. Comp. Biochem. Physiol. Part C. Toxicol. Pharm. 235, 108789. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108789.

Lenth, R.V., 2017. emmeans Estim. Marg. Means aka LeastSq. Means. https://doi.org/10.32614/CRAN.package.emmeans.

López, G., Figuerola, J., Soriguer, R., 2007. Time of day, age and feeding habits influence coccidian oocyst shedding in wild passerines. Int. J. Parasitol. 37, 559–564. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2006.12.014.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (*alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology 22, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Blas, E.G., Camarero, P.R., Mougeot, F., Mateo, R., 2015a. Adverse effects of thiram-treated seed ingestion on the reproductive performance and the offspring immune function of the red-legged partridge: effects of thiram-coated seed ingestion. Environ. Toxicol. Chem. 34, 1320–1329. https://doi.org/10.1002/etc.2925.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2015b. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environ. Res. 136, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023.

Macnab, V., Katsiadaki, I., Tilley, C.A., Barber, I., 2016. Oestrogenic pollutants promote the growth of a parasite in Male sticklebacks. Aquat. Toxicol. 174, 92–100. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.02.010.

Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. Agric. Ecosyst. Environ. 288, 106698. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698.

Martin, L.B., Hopkins, W.A., Mydlarz, L.D., Rohr, J.R., 2010. The effects of anthropogenic global changes on immune functions and disease resistance. Ann. N. Y. Acad. Sci. 1195, 129–148. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05454.x.

Martinaud, G., Billaudelle, M., Moreau, J., 2009. Circadian variation in shedding of the oocysts of *isospora turdi* (*apicomplexa*) in blackbirds (*turdus merula*): an adaptative trait against desiccation and ultraviolet radiation. Int. J. Parasitol. 39, 735–739. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2008.11.006.

Mason, R., Tennekes, H., Sanchez-Bayo, F., Jepsen, P.U., 2013. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. J. Enviromental Immunol. Toxicol. 1, 3. https://doi.org/10.7178/jeit.1.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277, 504–509. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504.

McKenzie, A., Whittingham, M., 2009. Why are birds more abundant on organic farms? J. Food Agric. Environ. 7, 807–814.

McQuistion, T.E., 2000. The prevalence of coccidian parasites in passerine birds from South America. Trans. Ill. State Acad. Sci. 93, 221–227.

Merino, S., Potti, J., Fargallo, J.A., 1997. Blood parasites of passerine birds from central Spain. J. Wildl. Dis. 33, 638–641. https://doi.org/10.7589/0090-3558-33.3.638.

Météo-France. Les rapports annuels. ⟨https://meteofrance.fr/actualite/publications/documents-institutionnels/les-rapports-annuels⟩ (assessed 10 March 2025).

Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F.B., 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. Res. J. Environ. Toxicol. 5, 81–96. https://doi.org/10.3923/rjet.2011.81.96.

Møller, A.P., Allander, K., Dufva, R., 1990. Fitness effects of parasites on passerine birds: a review. In: Blondel, J., Gosler, A., Lebreton, J.-D., McCleery, R. (Eds.), Population Biology of Passerine Birds. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 269–280. https://doi.org/10.1007/978-3-642-75110-3_23.

Møller, A.P., Czeszczewik, D., Flensted-Jensen, E., Erritzøe, J., Krams, I., Laursen, K., Liang, W., Walankiewicz, W., 2021. Abundance of insects and aerial insectivorous birds in relation to pesticide and fertilizer use. Avian Res 12, 43. https://doi.org/10.1186/s40657-021-00278-1.

Mooring, M.S., Blumstein, D.T., Stoner, C.J., 2004. The evolution of parasite-defence grooming in ungulates. Biol. J. Linn. Soc. 81, 17–37. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2004.00273.x.

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M., Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. Environ. Pollut. 278, 116851. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851.

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022a. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. Agric. Ecosyst. Environ. 336, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034.

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022b. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. Environ. Monit. Assess. 194, 790. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0.

Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J.I., Ramirez, Á., Caffi, M., Pulido, F., 2017. How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. Anim. Behav. 123, 293–304. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.021.

Mount, G.A., 1983. Area control of larvae of the lone star tick (Acari: *ixodidae*) with acaricides. J. Econ. Entomol. 76, 113–116. https://doi.org/10.1093/jee/76.1.113.

Mullen, G.R., Durden, L.A., 2009. Medical and veterinary entomology. Academic Press.

Navarro, C., Marzal, A., De Lope, F., Møller, A.P., 2003. Dynamics of an immune response in house sparrowspasser domesticusin relation to time of day, body condition and blood parasite infection. Oikos 101, 291–298. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.11663.x.

Ombugadu, A., Echor, B.O., Jibril, A.B., Angbalaga, G.A., Lapang, M.P., Micah, E.M., Njila, H.L., Isah, L., Nkup, C.D., Dogo, K.S., Anzaku, A.A., 2018. Impact of parasites in captive birds: a review. Curr. Res. Environ. Biodivers. 1–12.

Oorebeek, M., Kleindorfer, S., 2008. Climate or host availability: what determines the seasonal abundance of ticks? Parasitol. Res. 103, 871–875. https://doi.org/10.1007/s00436-008-1071-8.

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat? Agric. Ecosyst. Environ. 305, 107167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167.

Pfiffner, L., Häring, A.M., Dabbert, S., Stolze, M., Piorr, A., 2001. Contributions of organic farming to a sustainable environment, in: organic food and farming. Towards partnership and action in Europe. 10-11 May 2001. Cph. Den. D. änish Minist. Food Agric. Fish. 115–123.

Pietrock, M., Marcogliese, D.J., 2003. Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. Trends Parasitol. 19, 293–299. https://doi.org/10.1016/S1471-4922(03)00117-X.

Poliserpi, M.B., Cristos, D.S., Brodeur, J.C., 2021. Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: a weight-of-evidence analysis using data from the grayish baywing *agelaioides badius*. Sci. Total Environ. 763, 142957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957.

Poulin, R., 1992. Toxic pollution and parasitism in freshwater fish. Parasitol. Today 8, 58–61. https://doi.org/10.1016/0169-4758(92)90090-O.

Price, R.D., Hellenthal, R.A., Johnson, K.P., Palma, R.L., Clayton, D.H., 2003. The chewing lice: world checklist and biological overview. Ill. Nat. Hist. Surv. https://doi.org/10.5962/bhl.title.154191.

R Core Team, 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rataud, A., Galon, C., Bournez, L., Henry, P.-Y., Marsot, M., Moutailler, S., 2022. Diversity of tick-borne pathogens in tick larvae feeding on breeding birds in France. Pathogens 11, 946. https://doi.org/10.3390/pathogens11080946.

Richner, H., 1998. Host-parasite interactions and life-history evolution. Zool. JENA 101, 333–334.

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domșa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Vořišek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proc. Natl. Acad. Sci. 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120.

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. J. Appl. Ecol. 39, 157–176. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x.

Rohonczy, J.L.M., Koprivnikar, J., Waltho, N., Robinson, S.A., 2020. The effects of the commercially formulated neonicotinoids imidacloprid and thiamethoxam on the survival of infectious stages of two trematode parasites. Water Air. Soil Pollut. 231, 125. https://doi.org/10.1007/s11270-020-04510-4.

Romeo, C., Wauters, L.A., Santicchia, F., Dantzer, B., Palme, R., Martinoli, A., Ferrari, N., 2020. Complex relationships between physiological stress and endoparasite infections in natural populations. Curr. Zool. 66, 449–457. https://doi.org/10.1093/cz/zoaa029.

Rózsa, L., Garay, J., 2023. Definitions of parasitism, considering its potentially opposing effects at different levels of hierarchical organization. Parasitology 150, 761–768. https://doi.org/10.1017/S0031182023000598.

Salam, S.T., Mir, M.S., Khan, A.R., 2009. Prevalence and seasonal variation of ectoparasite load in free-range chicken of kashmir valley. Trop. Anim. Health Prod. 41, 1371–1376. https://doi.org/10.1007/s11250-009-9324-9.

Santiago-Alarcon, D., Palinauskas, V., Schaefer, H.M., 2012. Diptera vectors of avian *haemosporidian* parasites: untangling parasite life cycles and their taxonomy. Biol. Rev. 87, 928–964. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00234.x.

Sanz, J.J., Moreno, J., Arriero, E., Merino, S., 2002. Reproductive effort and blood parasites of breeding pied flycatchers: the need to control for interannual variation and initial health state. Oikos 96, 299–306. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.960212.x.

Schrader, M.S., Walters, E.L., James, F.C., Greiner, E.C., 2003. Seasonal prevalence of a haematozoan parasite of red-bellied woodpeckers (*melanerpes carolinus*) and its association with host condition and overwinter survival. Auk 120, 130–137. https://doi.org/10.1093/auk/120.1.130.

Schrenzel, M.D., Maalouf, G.A., Gaffney, P.M., Tokarz, D., Keener, L.L., McClure, D., Griffey, S., McAloose, D., Rideout, B.A., 2005. Molecular characterization of isosporoid coccidia (*isospora* and *atoxoplasma* spp) in passerine birds. J. Parasitol. 91, 635–647. https://doi.org/10.1645/GE-3310.

Sepkowitz, K.A., 2002. Opportunistic infections in patients with and patients without acquired immunodeficiency syndrome. Clin. Infect. Dis. 34, 1098–1107. https://doi.org/10.1086/339548.

Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å., Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. Oecologia 162, 1071–1079. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1588-2.

Sorci, G., 2013. Immunity, resistance and tolerance in bird–parasite interactions. Parasite Immunol. 35, 350–361. https://doi.org/10.1111/pim.12047.

Średnicka-Tober, D., Obiedzinska, A., Kazimierczak, R., Rembialkowska, E., 2016. Environmenal. Impact Org. Farming vs. Conv. Agric. a Rev. J. Res. Appl. Agric. Eng. 61, 204–211.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. Agric. Ecosyst. Environ. 254, 244–254. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028.

Strauss, E., Maistrelli, C., Strube, C., Ludwig, T., Siebert, U., 2022. Prevalence of gastrointestinal parasites in a lowland black grouse population in central Europe. J. Ornithol. 163, 1025–1037. https://doi.org/10.1007/s10336-022-02006-y.

Suárez-Rodríguez, M., López-Rull, I., Macías Garcia, C., 2013. Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? Biol. Lett. 9, 20120931. https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0931.

Sures, B., Nachev, M., Selbach, C., Marcogliese, D.J., 2017. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'Environmental parasitology. Parasit. Vectors 10, 65. https://doi.org/10.1186/s13071-017-2001-3.

Tan, K., Zhang, H., Lim, L.-S., Ma, H., Li, S., Zheng, H., 2020. Roles of carotenoids in invertebrate immunology. Front. Immunol. 10. https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.03041.

Tuomenpuro, J., 1989. Habitat preferences and territory size of the dunnock *prunella modularis* in Southern Finland. Ornis Fenn. 66, 133–141.

Valera, F., Hoi, H., Kristin, A., 2006. Parasite pressure and its effects on blood parameters in a stable and dense population of the endangered Lesser grey shrike.

Valkiunas, G., 2004. Avian malaria parasites and other haemosporidia. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9780203643792.

Van Hemert, C., Meixell, B.W., Smith, M.M., Handel, C.M., 2019. Prevalence and diversity of avian blood parasites in a resident Northern passerine. Parasit. Vectors 12, 292. https://doi.org/10.1186/s13071-019-3545-1.

Van Mansvelt, J.D., Stobbelaar, D.J., Hendriks, K., 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. Landsc. Urban Plan 41, 209–227. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00060-7.

Vangestel, C., Braeckman, B.P., Matheve, H., Lens, L., 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*passer domesticus*). Biol. J. Linn. Soc. 101, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x.

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. 4th ed. Ed. Statistics and computing. In: Modern applied statistics with S. Springer, New York.

Weinstein, S.B., Buck, J.C., Young, H.S., 2018. A landscape of disgust. Parasite Avoid. Behav. Affects Ecol. Evol. Ways Similar Predat. Avoid. Sci. 359, 1213–1214. https://doi.org/10.1126/science.aas8694.

Wilkinson, L.C., Handel, C.M., Van Hemert, C., Loiseau, C., Sehgal, R.N.M., 2016. Avian malaria in a boreal resident species: long-term temporal variability, and increased prevalence in birds with avian keratin disorder. Int. J. Parasitol. 46, 281–290. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2015.12.008.

Wintermantel, D., Odoux, J.-F., Decourtye, A., Henry, M., Allier, F., Bretagnolle, V., 2020. Neonicotinoid-induced mortality risk for bees foraging on oilseed rape nectar persists despite EU moratorium. Sci. Total Environ. 704, 135400. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135400.

Yu, L.-H., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Zeng, Y.-H., Zheng, X.-B., Wu, J.-P., Yu, Y.-J., Mai, B.-X., 2014. Organohalogen contamination in passerine birds from three metropolises in China: geographical variation and its implication for anthropogenic effects on urban environments. Environ. Pollut. 188, 118–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.023.

Supplementary Information

Table S1. Summary of statistical tests for each parasite type (i.e., ticks, chewing lice, blood parasites and coccidia) and both parameters (i.e., prevalence and intensity of parasitic infections) used to test the effects of the type of agricultural practices (i.e., conventional farming CF vs. organic farming OF), the date of capture and the year of the study (i.e., 2019 vs. 2021). Tests were performed using a generalised linear mixed effects model fitted with a Binomial distribution (GLMM-B) to compare the prevalence and a generalised linear mixed effects model fitted with a Negative Binomial distribution (GLMM-NB) to compare the intensity. For each parameter and each parasite type, two statistical models were implemented: one with the bird species as a fixed factor to explore species differences, and a second one with the bird species as a random effect to explore the general effects of agricultural practices by considering all species. the estimate with its standard error (Std. Error), the Z value and the P value are provided for each model.

Measured parameters		**Ref. level**	***Species as fixed factor***				***Species as random factor***			
			Estimate	*Std. Error*	*Z value*	*P*	*Estimate*	*Std. Error*	*Z value*	*P*
Ticks										
Prevalence (n = 311)	(Intercept)	-	0.53	1.57	0.34	0.74	0.02	1.13	0.01	0.99
	Agricultural type - OF	CF	-2.17	2.22	-0.98	0.33	-1.62	1.97	-0.82	0.41
	Species – Common blackbird	Dunnock	1.02	0.66	1.55	0.12	-	-	-	-
	Species – Common nightingale	Dunnock	-1.13	0.89	-1.60	0.11	-	-	-	-
	Species – Common whitethroat	Dunnock	-1.26	0.91	-1.39	0.16	-	-	-	-
	Species – Great tit	Dunnock	-2.04	1.14	-1.79	1.14	-	-	-	-
	Date	-	-0.01	0.01	-1.00	0.32	-0.01	0.01	-1.12	0.26
	Year – 2021	2019	-1.04	0.37	-2.82	<0.01	-1.01	0.35	-2.84	<0.01
Intensity (n = 45)	(Intercept)	-	0.98	1.44	0.68	0.50	0.92	1.49	0.62	0.54
	Agricultural type - OF	CF	-3.74	2.07	-1.80	0.07	-2.47	1.98	-1.25	0.21
	Species – Common blackbird	Common nightingale	-0.05	0.68	-0.07	0.94	-	-	-	-
	Species – Common whitethroat	Common nightingale	-1.17	1.00	-1.17	0.24	-	-	-	-
	Species – Dunnock	Common nightingale	-1.06	0.98	-1.09	0.28	-	-	-	-

	Species – Great tit	Common nightingale	-1.19	1.29	-0.92	0.36	-	-	-	-
	Date	-	0.00	0.01	0.13	0.90	-0.00	0.01	-0.42	0.67
	Year – 2021	2019	-0.46	0.28	-1.68	0.09	-0.24	0.28	-0.86	0.39
Chewing lice										
Prevalence (n = 613)	(Intercept)	-	0.06	0.93	0.06	0.95	0.55	0.90	0.61	0.54
	Agricultural type - OF	CF	1.31	1.41	0.93	0.35	0.75	1.24	0.61	0.54
	Species – Cirl bunting	Dunnock	2.24	1.12	2.00	0.05	-	-	-	-
	Species – Common blackbird	Dunnock	0.41	0.63	0.65	0.51	-	-	-	-
	Species – Common nightingale	Dunnock	-0.57	0.55	-1.03	0.30	-	-	-	-
	Species – Eurasian blackcap	Dunnock	1.89	0.69	2.76	<0.01	-	-	-	-
	Species – Eurasian chaffinch	Dunnock	0.29	0.68	0.42	0.67	-	-	-	-
	Species – European robin	Dunnock	0.77	0.71	1.08	0.28	-	-	-	-
	Species – Great tit	Dunnock	-1.85	0.59	-3.14	<0.01	-	-	-	-
	Species – Melodious warbler	Dunnock	-1.55	0.54	-2.88	<0.01	-	-	-	-
	Date	-	0.01	0.01	1.28	0.20	0.01	0.01	0.98	0.32
	Year – 2021	2019	-0.30	0.22	-1.35	0.18	-0.33	0.21	-1.56	0.12
Intensity (n = 440)	(Intercept)	-	3.99	0.42	9.40	<0.001	2.96	0.42	6.96	<0.001
	Agricultural type - OF	CF	1.29	0.58	2.21	0.03	1.38	0.53	2.60	<0.01
	Species – Common blackbird	Cirl bunting	-0.76	0.29	-2.59	<0.01	-	-	-	-
	Species – Common nightingale	Cirl bunting	-0.85	0.30	-2.87	<0.01	-	-	-	-
	Species – Dunnock	Cirl bunting	-1.54	0.32	-4.82	<0.001	-	-	-	-
	Species – Eurasian blackcap	Cirl bunting	-1.16	0.25	-4.71	<0.001	-	-	-	-
	Species – Eurasian chaffinch	Cirl bunting	-1.15	0.33	-3.52	<0.001	-	-	-	-
	Species – European robin	Cirl bunting	-1.38	0.30	-4.53	<0.001	-	-	-	-
	Species – Great tit	Cirl bunting	-1.47	0.38	-3.86	<0.001	-	-	-	-
	Species – Melodious warbler	Cirl bunting	-1.58	0.31	-5.03	<0.001	-	-	-	-

	Date	-	0.01	0.00	2.57	0.01	0.01	0.00	2.31	0.02
	Year – 2021	2019	-0.01	0.10	-0.08	0.94	0.02	0.10	0.19	2.85
Blood parasites										
Prevalence (n = 192)	(Intercept)	-	3.18	1.53	2.08	0.04	3.16	1.60	1.97	0.05
	Agricultural type - OF	CF	1.91	2.58	0.74	0.46	0.90	2.42	0.37	0.71
	Species – Eurasian chaffinch	Eurasian blackcap	-1.76	0.87	-2.02	0.04	-	-	-	-
	Species – European robin	Eurasian blackcap	-1.63	0.77	-2.11	0.04	-	-	-	-
	Species – Great tit	Eurasian blackcap	-0.92	0.69	-1.32	0.19	-	-	-	-
	Species – Melodious warbler	Eurasian blackcap	1.36	0.62	2.20	0.03	-	-	-	-
	Date	-	-0.02	0.01	-1.67	0.09	-0.02	0.01	-2.01	0.04
	Year – 2021	2019	1.35	0.44	-3.08	<0.01	-1.41	0.42	-3.37	<0.001
Intensity (n = 109)	(Intercept)	-	-2.18	1.25	-1.73	0.08	-0.87	1.10	-0.80	0.43
	Agricultural type - OF	CF	3.80	1.89	2.01	0.01	3.37	1.40	2.41	0.02
	Species – Eurasian blackcap	European robin	1.68	0.83	2.02	0.04	-	-	-	-
	Species – Eurasian chaffinch	European robin	2.31	1.09	2.12	0.03	-	-	-	-
	Species – Great tit	European robin	0.74	0.96	0.77	0.44	-	-	-	-
	Species – Melodious warbler	European robin	3.41	0.85	4.03	<0.001	-	-	-	-
	Date	-	0.02	0.01	2.26	0.02	0.02	0.01	2.84	<0.01
	Year – 2021	2019	-0.44	0.29	-1.50	0.13	-0.39	0.29	-1.34	0.18
Coccidia										
Prevalence (n = 51)	(Intercept)	-	2.12e+1	2.96e+3	0.01	0.99	5.46	6.92	0.79	0.43
	Agricultural type - OF	CF	-1.87e+1	2.96e+3	-0.01	0.99	-3.57	9.32	-0.38	0.70
	Species – Melodious warbler	Eurasian blackcap	-1.69e+1	2.96e+3	-0.01	0.99	-	-	-	-
	Date	-	-1.12e-2	5.85e-2	-0.19	0.85	-0.02	0.04	-0.34	0.74
	Year – 2021	2019	-6.35e-3	1.37e+0	-0.01	0.99	0.15	1.32	0.11	0.91
Intensity (n = 48)	(Intercept)	-	6.22	1.63	3.81	<0.001	5.18	2.30	2.25	0.02

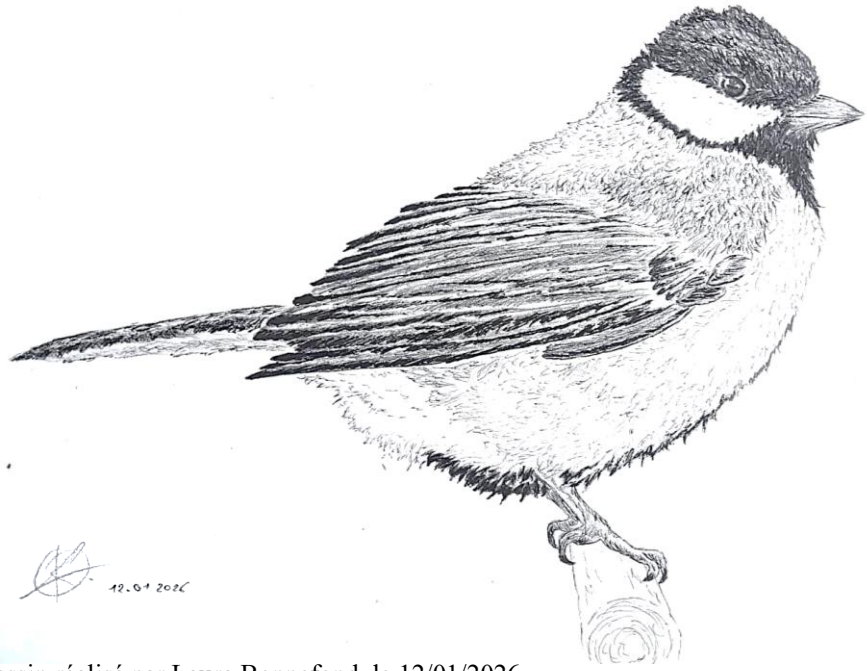
Agricultural type - OF	CF	1.55	3.12	0.50	0.62	0.89	4.04	0.22	0.83
Species – Eurasian blackcap	Melodious warbler	-1.70	0.51	-3.33	<0.001	-	-	-	-
Date	-	-0.00	0.01	-0.47	0.64	-0.00	0.02	-0.22	0.083
Year – 2021	2019	1.82	0.39	4.61	<0.001	1.81	0.42	4.35	<0.001

ARTICLE 5

Évaluation des effets de l'agriculture biologique sur la coloration et la qualité spermatique des passereaux des milieux agricoles

Publié dans *IBIS - International journal of avian science*
DOI : https://doi-org.inee.bib.cnrs.fr/10.1111/ibi.70007

Ségolène Humann-Guilleminot
Audrey Bailly
Karine Monceau
Mélissa Desbonnes
Vincent Bretagnolle
Jérôme Moreau



Dessin réalisé par Laura Bonnefond, le 12/01/2026

IBIS
international journal of avian science
Ibis (2025) doi: 10.1111/ibi.70007

Field-based evidence of impaired sperm quality associated with conventional farming in two passerine birds

SÉGOLÈNE HUMANN-GUILLEMINOT,*[1,2] AUDREY BAILLY,[2] KARINE MONCEAU,[2] MÉLISSA DESBONNES,[2] VINCENT BRETAGNOLLE[2,3] & JÉRÔME MOREAU[2,4]

[1]*Department of Environmental Science, Faculty of Science, Radboud Institute for Biological and Environmental Sciences (RIBES), Radboud University, Nijmegen, The Netherlands*

[2]*Centre d'Études Biologiques de Chizé, UMR 7372, CNRS and La Rochelle Université, Villiers-en-Bois, 79360, France*

[3]*LTSER "Zone Atelier Plaine and Val de Sèvre", Villiers-en-Bois, 79360, France*

[4]*UMR CNRS 6282 Biogéosciences, Université Bourgogne Franche-Comté, 6 Boulevard Gabriel, Dijon, 21000, France*

The detrimental effects of conventional farming on bird biodiversity are increasingly documented. Despite this, the specific impacts of both organic and conventional farming practices on bird coloration and sperm quality in natural settings remain unexplored. This study aimed to determine whether these farming practices differentially affect body mass, coloration intensity and sperm quality in passerine birds inhabiting agricultural landscapes. We captured seven passerine species in hedgerows adjacent to fields farmed organically or conventionally, within a 250-m radius representative of their breeding home-ranges. Body mass was measured across all species, and an index of coloration intensity, based on carotenoid (yellow/orange) and melanin (black) pigments, was assessed in four species. Additionally, we evaluated three sperm quality parameters (sperm density, percentage of abnormal sperm and intra-individual variance of sperm morphology) using fresh sperm samples collected from four species in the field. We hypothesized that birds living near conventional fields would exhibit lower body mass due to reduced food availability. Additionally, we predicted that the more favourable conditions associated with organic farming – such as greater food abundance and lower exposure to pollutants – would benefit birds, leading to enhanced coloration and improved sperm quality. Our results did not reveal any differences in body mass or coloration. The absence of observable effects might be due to several factors: methodological limitations, cross-contamination between habitats or insufficient exposure to farming practices that may hide any potential difference between the two habitats, or the intrinsic adaptive strategies of the species. However, subgroup analyses of three and four species revealed a decrease in sperm density and a higher proportion of abnormal spermatozoa in the Common Whitethroat and Common Nightingale living in conventionally farmed areas, respectively. Although our sample size was limited, we believe these findings highlight the potential negative effects of conventional farming on birds.

Keywords: agricultural intensification, body mass, coloration, organic farming, pesticides, sperm density.

*Corresponding author.
Email: segolene.humann@gmail.com

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.
This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Agricultural lands cover nearly 40% of the world's terrestrial surface and the intensification of agriculture has been associated with a significant threat to global biodiversity worldwide (Stoate *et al.* 2009, Flohre *et al.* 2011, Karp *et al.* 2012, Emmerson *et al.* 2016, Birdlife International 2022). Agricultural intensification notably involves the replacement of natural ecosystems with monocultures, marked by intensive pesticide use, over-fertilization and the alteration of natural landscapes, which leads to soil erosion, pollution, and a decrease in habitat quality and biodiversity (Flohre *et al.* 2011, Burns *et al.* 2016, Emmerson *et al.* 2016, Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019, Christel *et al.* 2021). The rate of biodiversity loss has increased dramatically over the last century, particularly impacting avian species, which are key indicators of ecological health. This decline has been linked to agricultural intensification (Stanton *et al.* 2018, Rigal *et al.* 2023), and may be driven by various changes in agricultural practices impacting bird populations through multiple pathways. First, the replacement of diverse crops interspersed with grasslands by intensively cultivated crops not only diminishes available food sources for many species, but also reduces nesting opportunities, subsequently increasing competition among and within species (Beecher *et al.* 2002, Kragten *et al.* 2011, Assandri *et al.* 2017). Second, the application of chemicals such as pesticides can directly poison birds, resulting in either immediate lethal effects or chronic sublethal impacts on various physiological parameters (Mineau *et al.* 2001, Gibbons *et al.* 2015, Richard *et al.* 2021, Moreau *et al.* 2022b, Humann-Guilleminot *et al.* 2023, 2024a, 2024b, 2024c).

To mitigate the impact of agriculture on biodiversity, several European measures have been implemented under the Common Agricultural Policy (European Commission 2022). These include ecological focus areas that help maintain heterogeneous landscapes and are extensively managed or managed at low intensity (e.g. hedgerows, ponds, extensive meadows), and in-production schemes that support environmentally friendly crop production such as organic farming (European Commission 2010, Batáry *et al.* 2015). Under European Union regulations, organic farming strictly restricts the use of synthetic products on crops, prompting farmers to adopt agro-ecological methods that promote crop diversity and environmentally friendly cultivation practices (European Commission 2018/848). Several studies have shown that organic farming not only increases the abundance and diversity of weeds and invertebrates, thereby increasing the availability of food for birds, but also enhances overall habitat quality and minimizes the risk of pesticide poisoning (Chamberlain *et al.* 1999, Beecher *et al.* 2002, Hole *et al.* 2005, Gayer *et al.* 2021, Gong *et al.* 2022). Notably, a study reported more vigorous behaviour from birds captured in organic farming compared with birds captured in conventional farming (Moreau *et al.* 2022a, 2022b). On the contrary, agricultural intensification has been shown to adversely affect Corn Bunting *Emberiza calandra* breeding success by decreasing the availability of invertebrate food sources through pesticide use and inadequate foraging habitats (Brickle *et al.* 2000). Another study found that House Sparrows *Passer domesticus* living in conventional farms were lighter than birds living in organic and integrated-production farms (Humann-Guilleminot *et al.* 2024a). Furthermore, many chemicals commonly used in conventional agriculture, especially pesticides, can impair bird sperm quality through direct damage to sperm cells by inducing oxidative stress or acting as endocrine disruptors. These substances can lead to testicular anomalies or reduced spermatozoa production, potentially diminishing reproductive success (Khalil *et al.* 2017, Mohanty *et al.* 2017, Humann-Guilleminot *et al.* 2019b, Moreau *et al.* 2022b). Additionally, hormonal changes associated with plumage depigmentation were observed in male Red Avadavats *Amandava amandava* exposed to imidacloprid and mancozeb (Pandey *et al.* 2017).

Ornamental traits evolve under sexual selection, revealing the quality and condition of their bearer (Cotton *et al.* 2004) and their plasticity makes their expression highly sensitive to environmentally stressful factors (Hill 1995, Buchanan 2000, Lifshitz & St Clair 2016). The two primary types of pigments involved in the coloration of ornamental traits in vertebrates are melanin and carotenoids. Melanins are the most prevalent pigments found in vertebrates, with pheomelanin producing yellow-brown features, and eumelanin producing grey-black features (McGraw 2005). Melanin-based ornaments are mainly controlled by genes, synthesized from amino acid precursors (Badyaev & Hill 2000, McGraw 2006b), but they can also be affected by environmental conditions such as breeding conditions, parasite infestations

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

and food quality (Fargallo *et al.* 2007, McGraw 2008, Guindre-Parker & Love 2014). The other type of pigment, carotenoids, produce yellow, orange and red traits. They cannot be synthesized in vertebrates (Schiedt 1989), but they are acquired through diet. They can therefore provide information on foraging, carotenoid absorption and efficiency of resource allocation (McGraw 2006a). They are involved in several physiological functions, preserving cells and tissues from oxidative damage, and strengthening the immune system (Lozano 1994, Schantz *et al.* 1999, Hartley & Kennedy 2004, Pérez-Rodríguez 2009). Both melanin and carotenoids are relevant for assessing the negative effects of pesticides on physiological parameters in wildlife. For example, exposure of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* to a herbicide led simultaneously to an increase in eumelanic plumage (larger black traits), to a decrease in pheomelanin expression (smaller brown traits) and also to a decrease in carotenoid-based ornaments (paler red beak and eye rings; Alonso-Alvarez & Galván 2011).

In this study, we aimed to explore the effects of conventional and organic farming on birds' body mass, birds' coloration intensity and sperm quality parameters in birds captured in hedgerows within landscapes surrounded by either organically or conventionally farmed fields. For this purpose, we examined carotenoid-based (yellow/orange) and melanin-based (black) coloration across four bird species, from which we derived an index of colour intensity. In addition, we selected sperm density, percentage of abnormal sperm and intra-individual variation of sperm morphology as proxies for sperm quality in eight passerine species. The choice of these sperm quality parameters relies on several variables that, individually or in combination, have been demonstrated to effectively predict the fertilizing potential of sperm across various species (Snook 2005, Simmons & Fitzpatrick 2012). We opted to explore intra-individual variation in sperm morphology, i.e. variation in total sperm length within ejaculates of each individual, rather than absolute measurements of sperm components (e.g. head, midpiece) due to the diversity in reproductive strategies among the nine passerine species studied, which range from low to high levels of sperm competition potentially affecting sperm quality and size variation. First, we hypothesized that farming practices may influence food abundance and therefore that birds living within conventional fields would be lighter. Second, we predicted that organic farming could enhance both bird coloration and sperm quality, potentially due to a lower exposure to pollutants or increases in food abundance and quality that are associated with improved overall body condition, which in turn is linked to sperm quality and coloration (Schantz *et al.* 1999, Helfenstein *et al.* 2010, Fernández-Eslava *et al.* 2022, McDiarmid *et al.* 2022).

METHODS

Study design

The study was conducted in the *Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre* (ZA-PVS), a 435-km^2 Long-Term Social-Ecological Research (LTSER) site in central-western France (46°23′N, 0°41′W; see Bretagnolle *et al.* (2018) for details on the site). Globally, the majority of the area is of typical intensive farmland, made up of open landscapes with mainly winter cereals and other arable crops (maize, sunflower, oilseed rape, pea), temporary grasslands (such as alfalfa and clover) and permanent meadows. The site has a rather high diversity of types of farming system, with ca.15 farms managed using conservation agricultural practices, ca. 80 farms using organic methods and ca. 300 farms using conventional methods, of which about 50% are mixed dairy/cereal farms. Agricultural land use within the site has been monitored annually at the field scale since 1994 and mapped on vector-based shapefiles (Bretagnolle *et al.* 2018). Every organically farmed field has been identified (see Wintermantel *et al.* 2019), providing a very detailed description of farming practices regarding pesticide use at field and landscape scales.

We used this detailed knowledge to select 10 hedgerows surrounded by organically farmed landscapes and 10 hedgerows surrounded by conventionally farmed landscapes, each with a 250-m-radius buffer zone; the 20 hedgerows were the same as those described in Moreau *et al.* (2022a). Physical characteristics of hedgerows (such as total length, height, top width) are similar between conventional and organic farming (see Moreau *et al.* 2022a for details). The percentage of organic farming was calculated within this 250-m-radius buffer. We chose this buffer-zone size to match the breeding home-range size for different passerine species (see below). For hedgerows defined as

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

'organic hedges', 73–98% of the buffer area was organically farmed, while 'conventional hedges' had almost no organic farming within the buffer area (see table 1 in Moreau *et al.* 2022a for details).

The breeding territories of selected species vary significantly, spanning 0.2–8 ha, equivalent to a radial expanse of 25–160 m (Naef-Daenzer 1994, Naguib *et al.* 2001, Stoate & Szczur 2001, Halupka *et al.* 2002, Stevens *et al.* 2002). Notably, these breeding home-ranges are more contained than the size of our study plots, which extend to a 250-m radius, ensuring that our analysis was conducted at an appropriate scale.

Bird capture

Adult male birds were captured using mist-nets throughout the breeding season, from 30 March 2021 to 19 July 2021. Each site typically underwent three capture sessions, except for three conventional sites, where only two sessions were conducted due to poor weather conditions (rain and wind). Each site was visited 1 month apart, following the same order as during the first visit. Only one site was visited per day. For each capture, 10 mist-nets (each 12 m long) were set up along hedges. The nets were placed early in the morning before sunrise until 11:30 AM and in the evening until nightfall. They were checked every 5–10 min to ensure that any captured birds were promptly released, minimizing their time in the nets. In total, 28 different species were captured; however, the focus of this study was on seven targeted species: Cirl Bunting *Emberiza cirlus*, Common Nightingale *Luscinia megarhynchos*, Common Blackbird *Turdus merula*, Common Whitethroat *Sylvia communis*, Eurasian Blackcap *Sylvia atricapilla*, Dunnock *Prunella modularis* and Great Tit *Parus major*. These species were selected based on the number of individuals caught and for which there were sufficient amounts of data for the assessment of birds' body mass and coloration in the two types of sites. At capture, males were ringed and weighed using a spring balance (Pesola® 500 g, accuracy: ± 5 g). Left and right tarsus lengths were each measured twice with a digital calliper (precision: ± 0.1 mm). Immediately after all measurements were taken (see below), birds were released at the capture site. Few birds were recaptured across the season, for which only body mass was measured again. However, the small number of recaptures was unevenly distributed across the two farming systems ($n = 11$), which prevented us from assessing intra-individual changes over the breeding season. Only data from birds at first capture were recorded in the database.

Ornamental coloration

Our study examined carotenoid-based (yellow/orange) and melanin-based (black) coloration across four bird species: Great Tit, Cirl Bunting, Common Blackbird and Eurasian Blackcap. We characterized colour on different parts of each of the four species. These parts were chosen because they are known to play an important role in intra- and intersexual communication and/or reflect the physiological quality of the individual in that species. For example, in Great Tits, individuals experimentally exposed to oxidative stress have less colourful carotenoid-based breast plumage (Helfenstein *et al.* 2010). We therefore assessed the yellow face lines of the Cirl Bunting, the black cap of the Eurasian Blackcap, the yellow breast plumage of the Great Tit and the orange bill of the Common Blackbird. Yellow coloration (bill or plumage) is carotenoid-based, and black plumage coloration is melanin-based.

Each bird was photographed twice within a black box using a ring light for consistent lighting, along with a standard white reference chip (Kodak Colour Separation Guide and Grey scale, Q13/Q14) for accurate colour calibration. The images were processed using PhotoFiltre software, where Red-Green-Blue (RGB) colour values were measured from three random squares within the colour patterns and averaged across the two images per bird. These RGB values were then converted to Hue-Saturation-Brightness (HSB) values using the *rgb2hsv* function from the *grDevice* package (Fisher 1999). Variation in light exposure assessed from the white reference chip (Fitze & Richner 2002, Tschirren *et al.* 2003) was corrected to ensure accurate colour assessment. Principal component analysis (PCA) was then performed with the FactoMineR package (Husson *et al.* 2020) to generate a colour intensity index from the first principal axis, which reflected 67.20% of the variance and had an eigenvalue greater than 1. The first PCA axis was negatively correlated with the colour parameters H (Spearman's rank correlation test: $r = -0.83$) and positively correlated with

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

saturation and brightness (saturation $r = 0.76$, brightness $r = 0.86$). The mean of the first PCA axis values, calculated from two images per bird, provided an index of colour intensity, with higher scores indicating more intense coloration.

Sperm analyses

Sperm collection

We attempted to collect ejaculates from all captured bird species without previous selection. However, sperm collection proved particularly challenging for some species, and we were able to retrieve ejaculates from only four bird species: Eurasian Blackcap, Dunnock, Common Whitethroat and Common Nightingale. Sperm was collected by massaging the bird's cloaca (Wolfson 1952) until we reached a minimum sample volume of 2 μL. For some birds, continuous stimulation was needed to reach this amount, but the whole sperm sample was collected in the same 5-μL capillary tube (intraMark 5 μL, BLAUBRAND®) and within 5 min of cloacal massage.

Immediately after sperm collection, we took a photograph of the capillary containing the ejaculate placed on a millimetre paper. Ejaculate size was then assessed using the ImageJ software as the length of the capillary section containing sperm × the squared radius of the capillary × π. Upon sperm collection, we also pipetted 0.20 μL of the ejaculate into 10–40 μL of ice-cold buffer (10% dimethylsuphoxide: 90% newborn bovine serum), depending on the species and the density of the ejaculate, and the mixture was stored at −80°C until analysis of sperm density. In addition, a small droplet from the ejaculate was smeared with 10% formalin on a glass slide, dried and stored at room temperature in the dark for further analyses of sperm morphology.

Sperm quality parameters

We assessed sperm density, percentage of abnormal sperm and sperm morphology following the protocol described in Humann-Guilleminot *et al.* (2019b).

Sperm density was assessed from sperm counts conducted using Neubauer chambers, with a depth of 0.100 mm and a grid size of 0.0025 mm^2. For the counting process, 1 μL of the sperm sample suspended in dimethylsulphoxide/serum was blended with 39 μL of phosphate-buffered saline (PBS). In cases of high sperm concentration, an additional dilution was achieved by mixing another microlitre of the sample with 79 μL of PBS. Then, 10 μL of the mixture was loaded into the chamber slide. Spermatozoa were counted under a microscope set to 400× magnification with a phase-contrast 2 annular ring setting. The counting was focused on the nine primary squares of the chamber outlined by triple lines. We specifically counted sperm in 32 squares across two regions, each bounded by triple lines, including cells along the top and left borders while excluding those touching the right and bottom edges. Sperm density was then determined by dividing the total cell count by the chamber section volume of 0.004 μL and adjusted for the dilution level. We calculated the average sperm density from two separate measurements per individual. All chambers were cleaned with 70% ethanol and distilled water between each use. We obtained an intra-class correlation coefficient of 0.95 for the sperm counts and a coefficient of variation of 0.28, and we used the mean of two counts in the analyses.

Sperm morphology was assessed on each slide containing the mixed sperm–formalin. We took photographs of 10 intact sperm cells using a camera mounted on a microscope (Zeiss®, Primo star), at 200× or 400× magnification depending on the species. Seven to 10 sperm cells per ejaculate (mean ± standard deviation (sd) 9.78 ± 0.57) were measured for head, midpiece, flagellum and total length using ImageJ software (v 1.53e). For further analyses, intra-male variation in sperm length was assessed by calculating the sd of the mean total sperm length.

Sperm smears were also used to assess the percentage of abnormal sperm based on 50 spermatozoa per slide randomly selected. Spermatozoa were classified as morphologically normal or with one or more abnormalities, i.e. abnormal head – no head, S-shaped head, bent head, no acrosome, burst head; with abnormal midpiece – no midpiece, broken midpiece; and abnormal flagellum – no flagellum, broken flagellum, folded flagellum, flagellum with 90° angle, coiled flagellum, double flagellum, split flagellum (Humann-Guilleminot *et al.* 2018). We obtained an intra-class correlation coefficient of 0.81 for the two measurements and a coefficient of variation of 0.30, and we used the mean of two counts in the analyses.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Statistical analyses

All statistical analyses were performed using the R v. 4.2.2 software (R Core Team 2022).

We first investigated the effect of the two farming practices on birds' body mass by running a linear mixed effect model (LMM) including the log-transformed mass of birds as the dependent variable and farming practices (organic versus conventional), bird species (seven species, categorical) and their interaction with farming practices, date (continuous numerical values in Julian date), tarsus length (mean of four measurements) and session (morning and evening, categorical) as explanatory fixed factors. Considering the correlation between birds' body mass and tarsus length and to limit the number of variables in each model, we decided to use the scaled mass index according to Peig and Green (2009) as a proxy for birds' body condition, instead of body mass and tarsus length separately. We then ran an LMM including the variation in coloration intensity (untransformed) as the dependent variable, farming practices, bird species and its interaction with farming practices, date and scaled mass index as explanatory fixed factors. We conducted an analysis of variance using the Anova function from the car package, specifying a Wald χ^2 test and a Type III sum of squares ANOVA. Post-hoc comparisons between farming practices within each species were performed using the *emmeans* function from the *emmeans* package (Lenth 2023), with Tukey's honest significant difference (HSD) adjustment to control for multiple comparisons.

We then ran three LMMs including either log-transformed sperm density, logit-transformed percentage of abnormal sperm or log-transformed intra-individual variation in sperm morphology as dependent variables and farming practices (organic versus conventional), date (continuous numerical values in Julian date) and scaled mass index as explanatory fixed factors. All three models included site identity as random intercept to account for the non-independence of the samples taken at the same site. We did not include the session (morning or evening) as an explanatory fixed factor in the models because sperm quality is unlikely to vary over the course of a day. Due to the low number of individuals caught within each species in the study of farming practices' effects on sperm quality parameters, a full model fitting an interaction between species and farming practices would leave insufficient degrees of freedom. Instead, we modelled species ID as a random effect with both random intercepts and random slopes for farming practices, thereby accounting for inherent differences among species and allowing each species to respond differently to farming practices. This allows each species to have a different baseline response (random intercept) and a different reaction to the change of farming practices (random slopes). We acknowledge that combining all species into a single model could introduce excessive variance and potentially hide differences in sperm quality between habitats. To address this, we conducted subgroup analyses by running three models for sperm quality parameters and four models for birds' coloration – one for each species. In these models, we used log-transformed sperm density (three species included), logit-transformed percentage of abnormal sperm (four species included) or log-transformed intra-individual variation in sperm morphology (four species included) as dependent variables, with farming practice as the sole explanatory variable, given the limited sample size for each species.

All LMMs were run using the *lmer* function from the R package *lmerTest* (Kuznetsova *et al.* 2017). To avoid inflating type I error (Whittingham *et al.* 2006, Forstmeier & Schielzeth 2011), we did not apply model selection, and therefore always report results for full models. Modelling assumptions (normality of residuals, normality of random effects, residuals linearity, homogeneity of variance, collinearity of factors) were checked by visual inspection of the residuals using the check_model function of the *performance* package (Lüdecke *et al.* 2021). Following recommendations in the American Statistical Association statement on *P*-values (Wasserstein & Lazar 2016), we do not interpret our results based on an arbitrary threshold for statistical significance. Instead, we use *P*-values to measure the amount of statistical evidence against the null hypothesis and further examine effect sizes (Cohen's *d*) along with their confidence intervals to assess the strength of the associations and the confidence we should have in those estimates.

RESULTS

Basic descriptive statistics per species (sample sizes, median, mean ± sd, minimum and maximum) are presented in Table S1. Sample size

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

varies based on the parameters being studied due to field constraints related to the amount of sperm that can be collected; in some cases, the quantity was too low to perform all the necessary analyses.

Body mass

All seven species were included in this analysis. We found no statistical evidence that bird body mass differed between organic and conventional sites ($\chi^2 = 1.33$, $P = 0.25$). However, body mass was positively correlated with tarsus length and varied among species ($\chi^2 = 3.97$, $P = 0.05$; $\chi^2 = 2236.70$, $P < 0.001$, respectively). There was no evidence of an interaction between site and species ($\chi^2 = 4.13$, $P = 0.66$). Additionally, the date of capture (Julian date) had no effect on body mass ($\chi^2 = 0.18$, $P = 0.67$), but the capture session did ($\chi^2 = 8.62$, $P = 0.003$). Post-hoc analyses confirmed that body mass did not differ between sites for any species (all *P*-values between 0.26 and 0.71).

Ornamental colorations

We included four species in the analysis (Great Tit, Cirl Bunting, Common Blackbird, Eurasian Blackcap). We found no statistical evidence that the intensity of ornamental coloration differed between farming practices or that there was an interaction between farming practice and species ($\chi^2 = 0.29$, $P = 0.59$; $\chi^2 = 1.81$, $P = 0.61$, respectively; Fig. 1a). Likewise, there was no statistical evidence that ornamental coloration varied with

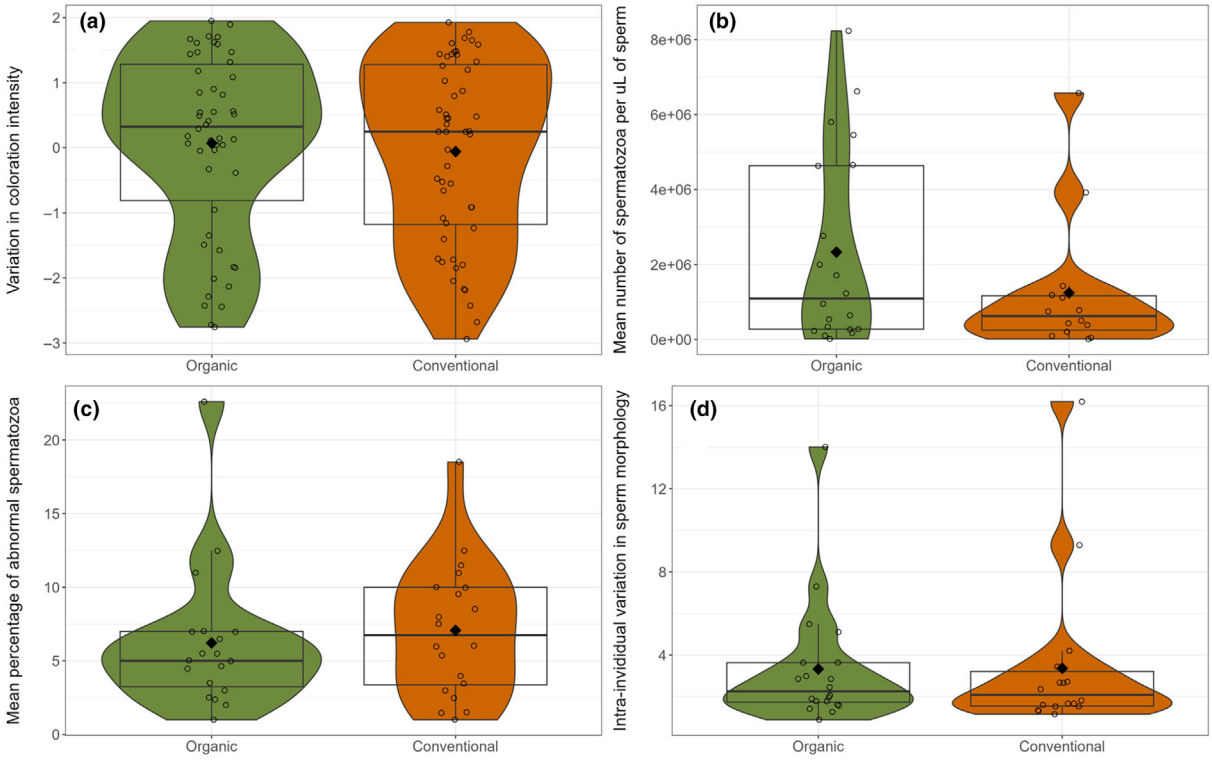


Figure 1. (a) Variation in coloration intensity in four species (Great Tit, Cirl Bunting, Common Blackbird and Eurasian Blackcap), (b) sperm density in three species (Dunnock, Common Whitethroat and Common Nightingale), (c) percentage of abnormal sperm in four species (Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale and Eurasian Blackcap) and (d) sperm morphology in four species (Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale and Eurasian Blackcap) in relation to the type of farm. Dots represent individual values. In the boxplots, means of each parameter are represented by black diamonds and medians are represented by thick horizontal bars. The lower edge of the box represents the 25th centile, while the upper edge represents the 75th centile. Whiskers extend to 1.5 times the interquartile range. To account for inherent differences between species and the fact that each species may respond differently to the type of farming practices, the interaction between the type of farming practices and bird species was added in each model as random slopes and random intercepts, respectively, allowing each species to have a different baseline response (random intercept) and a different reaction to the change of farming practices (random slopes).

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

body condition or Julian date ($\chi^2 = 1.00$, $P = 0.32$; $\chi^2 = 0.00$, $P = 0.99$). However, we did find strong statistical evidence for differences in ornamental coloration among species ($\chi^2 = 76.93$, $P < 0.001$). Post-hoc analyses confirmed that ornamental colorations did not differ between sites for any species (all *P*-values between 0.06 and 0.89).

Sperm quality parameters

The analysis that included sperm density as the response variable was conducted on three species (Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale), whereas the analyses on the percentage of abnormal spermatozoa and intra-individual variation in sperm morphology involved four species (Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale, Eurasian Blackcap). The sample size varied between parameters because of the limited volume of semen we were able to collect in the field, which prevented us from conducting all the measurements of sperm quality. The results of the full models combining all species did not reveal any statistical evidence to suggest that the type of farming practice impacted any of the studied sperm quality parameters (refer to Table 1, Fig. 1b–d). Additionally, sperm density declined with date (Julian), but we also found little statistical evidence that sperm density decreased with birds' body condition (Table 1). Interestingly, subgroup analyses for each species revealed some statistical evidence for a decrease in sperm density in the Common Whitethroat and an increase in the proportion of abnormal spermatozoa in the Common Nightingale with larger effect sizes in birds living in conventional farming ($P = 0.01$ and $P = 0.02$, respectively; Fig. 2). However, subgroup analyses on intra-individual variation in sperm morphology did not reveal any difference between birds living in organic and conventional farming habitats (Fig. 2).

DISCUSSION

In this field study, we explored the impact of conventional and organic farming environments on body mass, coloration intensity and sperm quality of several passerine birds. Contrary to our predictions, we observed no differences in either body mass or the coloration of birds caught in hedgerows within landscapes surrounded by either organically or conventionally farmed fields. Previous research conducted in the same hedgerows in 2019 demonstrated that conventional farming negatively affects the behaviour of passerines, with birds from predominantly conventional areas showing a reduced tendency to fly away upon capture or to attack the handler (Moreau *et al.* 2022a). In the same study, the authors did not report any difference in birds' body condition, as calculated from the scaled mass index (Peig & Green 2009), between conventional and organic farming. This finding, like ours, suggests that food abundance was comparable in both habitats. Moreover, both experimental and observational studies have reported the detrimental impacts of conventional food on birds' physiology, behaviour and reproduction, including sperm quality (Gibbons *et al.* 2015, Humann-Guilleminot *et al.* 2019b, Moreau *et al.* 2021).

We found no evidence for a difference in sperm quality parameters between conventional and organic farming when all species were pooled. The lack of a relationship between farming practices and the sexual parameters studied (coloration and sperm quality) when combining all species might be due to several factors. First, our relatively small sample size may have reduced our statistical power to detect any effects. In addition, passerines typically have a short lifespan of 2–5 years in the wild and face significant reproductive costs (Bennett & Owens 2002, Mourocq *et al.* 2016). The life-history trade-off hypothesis suggests that, under environmental pressures, these birds might prioritize resources for reproduction over somatic maintenance, given their brief lifespan and the need to reproduce successfully (Kirkwood & Rose 1991, Abrams & Ludwig 1995, Tazzyman *et al.* 2009, Dobson & Jouventin 2010). This prioritization could make their reproductive traits, such as sperm quality, more resilient to external stressors (e.g. pesticides) at the expense of impacts on other physiological parameters.

Interestingly, subgroup analyses revealed a decrease in sperm density in the Common Whitethroat and a higher proportion of abnormal spermatozoa in the Common Nightingale, both associated with conventional farming. These two sperm quality parameters are closely linked to fertility and have been shown to be sensitive to pollutant exposure (Humann-Guilleminot *et al.* 2019b, 2024c, Tanga *et al.* 2021). A significant feature of conventional farming is the use of pesticides. Several studies conducted on birds,

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Table 1. Summary of the linear models examining the impact of farming practices on sperm density, mean percentage of abnormal spermatozoa and intra-individual variation in sperm morphology in three to four species of birds fitted using a restricted maximum likelihood function.

	Sperm density (mean number of spermatozoa per μL of sperm; log-transformed)					
Species included	Dunnock, Common Whitethroat and Common Nightingale					
Fixed effects	Est. ± se	CI	Est. mult.	CI mult.	*t*	*P*
Intercept (organic)	30.95 ± 3.48	23.76 to 38.15	$2.77e^{13}$	$2.10e^{11}$–$3.69e^{16}$	8.88	<0.001
Type of field: organic vs conventional	−0.75 ± 0.62	−2.03 to 0.53	0.47	0.13–1.70	−1.21	0.24
Date (Julian)	−0.09 ± 0.02	− 0.13 to −0.05	0.92	0.88–0.95	−4.54	<0.001
Body condition	−0.27 ± 0.11	− 0.50 to −0.03	0.77	0.61–0.97	−2.35	0.03
Random effects						
σ^2	0.69					
$\tau_{00\ \text{site ID}}$	0.47					
$\tau_{00\ \text{species}}$	1.10					
$\tau_{11\ \text{species.farming type}}$	0.45					

	Mean percentage of abnormal spermatozoa (logit-transformed)					
Species included	Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale and Eurasian Blackcap					
Fixed effects	Est. ± se	CI	Est. mult.	CI mult.	*t*	*P*
Intercept (organic)	−1.14 ± 1.87	−5.01 to 2.68	–	–	−0.62	0.55
Type of field: organic vs conventional	0.49 ± 0.39	− 0.30 to 1.29	–	–	1.28	0.21
Date (Julian)	−0.02 ± 0.02	−0.04 to 0.01	–	–	−1.48	0.15
Body condition	0.04 ± 0.04	−0.04 to 0.12	–	–	1.03	0.32
Random effects						
σ^2	0.34					
$\tau_{00\ \text{site ID}}$	0.09					
$\tau_{00\ \text{species}}$	0.11					
$\tau_{11\ \text{species.farming type}}$	0.31					

	Intra-individual variation in sperm morphology (μm; log-transformed)					
Species included	Dunnock, Common Whitethroat, Common Nightingale and Eurasian Blackcap					
Fixed effects	Est. ± se	CI	Est. mult.	CI mult.	*t*	*P*
Intercept (organic)	0.42 ± 1.84	−3.38 to 4.21	0.42	0.03–67.63	0.23	0.82
Type of field: organic vs conventional	−0.07 ± 0.17	−0.43 to 0.28	0.16	0.65–1.32	−0.44	0.66
Date (Julian)	−0.00 ± 0.01	−0.02 to 0.02	0.01	0.98–1.02	−0.21	0.83
Body condition	0.05 ± 0.06	−0.07 to 0.17	0.06	0.94–1.18	0.90	0.38
Random effects						
σ^2	0.23					
$\tau_{00\ \text{site ID}}$	0.00					
$\tau_{00\ \text{species}}$	0.30					
$\tau_{11\ \text{species.farming type}}$	0.00					

The table shows model estimates ± standard error (Est. ± se) and associated 95% confidence intervals (CI); for log-transformed variables, the table also shows multiplicative estimates for untransformed variables (Est. mult.) and associated multiplicative confidence intervals (CI mult.); *t* values and *P* values. The multiplicative estimate of the intercept corresponds to the geometric mean of the variable.

particularly partridges, have reported that ingestion of food containing one or more pesticides may affect both physiological parameters and reproductive success (Lopez-Antia *et al.* 2013, 2015a, 2015b, Moreau *et al.* 2021). Reduced sperm density and increased abnormalities can result from both direct and indirect disruptions to spermatogenesis. Pesticides may act as endocrine

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

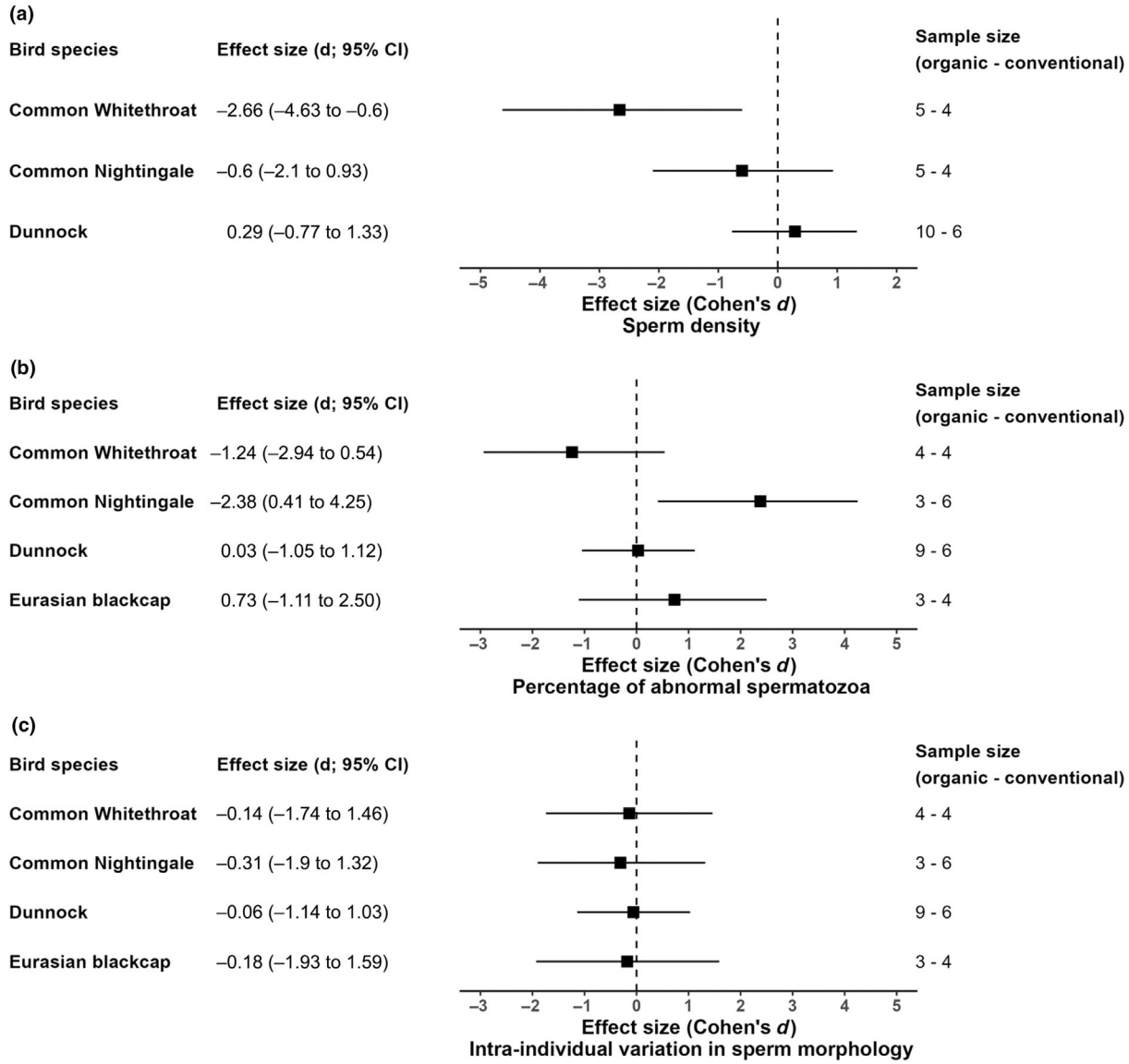


Figure 2. Effect sizes (Cohen's *d*) along with their 95% confidence intervals (CI) of subgroup analyses investigating the difference in (a) sperm density, (b) percentage of abnormal spermatozoa and (c) intra-individual variation in sperm morphology in the two habitats for each species. Sample sizes for each species captured in each habitat are indicated alongside the corresponding forest plots. Organic farming was set as the reference in all models. Therefore, a positive Cohen's *d* indicates a higher value under organic farming compared with conventional farming, while a negative value indicates a lower value. A confidence interval for Cohen's *d* that does not overlap with zero provides statistical evidence for an effect of farming practice on the parameter studied.

disruptors, interfering with hormone production and regulation, which in turn compromises germ cell development (Pandey *et al.* 2017, Liu *et al.* 2025). Additionally, pesticide-induced oxidative stress can directly damage spermatozoa by affecting their cellular structures and DNA, contributing to a higher proportion of abnormal sperm (Hoshi *et al.* 2014, Khalil *et al.* 2017). However, it is important to acknowledge that any environmental impacts – especially the impact of agricultural practices that involve many more aspects than pesticide ingestion – can affect both survival and reproductive capacities in a complex manner. Therefore, it is possible that conventional farming might have a more pronounced effect on physiological aspects rather than on reproductive

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

outcomes, which could make it difficult to detect a stronger effect in our study. In addition, while farming practices may influence various physiological traits, the specific effects on survival versus reproduction can vary and require further investigation.

The lack of observable effects of habitat types on birds' coloration and sperm quality when combining all species might also stem from the mobility of the birds studied. Although the research was conducted over a representative scale assumed to encompass a bird's home-range, we cannot exclude the possibility that birds may fly beyond the confines of the study area. Consequently, birds living in habitats surrounded by organic fields could potentially be exposed to substances from conventional farming if they fly away from their home-range, or on the contrary birds could benefit from organic farming if they go beyond their intensive farming habitat. This could therefore increase the variance in our measurements, indicating a potential limitation in the study's design. Similarly, although we included species as a random variable in each model, the increased variance in sperm quality parameters may be the result of the capture of different bird species with varying mating strategies and levels of sperm competition, potentially leading to differences in sperm quality between species (Birkhead 1998). Moreover, the differences between organic and conventional habitats may be less significant than anticipated. Research has demonstrated that contamination of untreated areas, such as organic fields, with pesticides can occur through drifting from adjacent treated fields over sometimes long distances (Botías *et al.* 2016, Humann-Guilleminot *et al.* 2019a, Pelosi *et al.* 2021, Brühl *et al.* 2024). Additionally, hedgerows, although they are not directly treated, can accumulate pesticides through spray drift following the treatment of adjacent fields (Kjær *et al.* 2014). As a result, organic sites might still encounter some pesticide contamination, although typically at reduced levels compared with those on conventional farms. This potential contamination suggests that birds in habitats surrounded by organic farming may not be completely shielded from pesticide exposure. Conversely, it is possible that the habitats in our study were sufficiently favourable (e.g. presence of hedges, heterogeneous environment), thereby reducing significant exposure to detrimental conditions linked to agriculture. This is particularly likely as the birds were captured near hedgerows, where food sources are typically more abundant. The presence of hedgerows in agricultural landscapes is known to enhance biodiversity, potentially providing a rich food source for a variety of bird species, including those in intensive agricultural areas (Girard *et al.* 2014, Morandin *et al.* 2014, García de León *et al.* 2021). Consequently, any potential differences in body mass, coloration and sperm quality among the birds might have been compensated for, and so gone unnoticed. Lastly, as the effects of pesticides on breeding birds are dose-dependent (Tokumoto *et al.* 2013, Lopez-Antia *et al.* 2015b), the levels of contamination observed in our study's sites may have been insufficient to influence the fitness components we investigated.

In conclusion, to the best of our knowledge, this study is the first to investigate coloration intensity and sperm quality in birds captured in organic compared with conventional agricultural systems. Our results did not reveal any differences in body mass and coloration intensity between birds caught in organic versus conventional environments. However, despite the small sample sizes, our results indicate that conventional farming may negatively affect sperm quality through a reduction in sperm density and an increase in the proportion of abnormal spermatozoa. Previous research has demonstrated the deleterious impact of intensive agriculture on various physiological, reproductive and behavioural traits in birds. The absence of effects of the two farming systems when combining all species could stem from methodological constraints, the dilution of effects through cross-contamination of both habitats, underexposure, or the intrinsic adaptive strategies of the species studied. Further research should aim to expand the scope to include a broader range of parameters related to both reproduction and survival, particularly those including somatic physiological parameters, thus providing a more complete understanding of the impacts of farming practices on bird populations.

We would like to thank all the farmers who allowed us free access to their fields. We are thankful to people who assisted in bird monitoring and data collection in the field and more specifically to Mona Moreau who made a major contribution to field captures and data acquisition.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

FUNDING

This work was supported by the University of La Rochelle, the French National Centre of Scientific Research (CNRS) and the French National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment (INRAE). This study was partly funded by the projects BIRDPEST funded by RECOTOX 2019, ABBIRD funded by the Ecophyto program, ACI funded by the University of La Rochelle, AgriBioBird funded by OSU Theta ISITE-BFC, ANR JCJC PestiStress (#19-CE34-0003-01) and the BioBird project funded by the regional government of Nouvelle-Aquitaine. This work was supported by the French National programme EC2CO (Ecosphère Continentale et Côtière), PHYTO-REAL. In addition, this action is led by the Ministries for Agriculture and Food Sovereignty, for an Ecological Transition and Territorial Cohesion, for Health and Prevention, and of Higher Education and Research, with the financial support of the French Office for Biodiversity, as part of the call for 'National research projects Ecophyto 2021 Part 1', with the fees for diffuse pollution coming from the Ecophyto II+ plan. Lastly, an SNSF-Postdoc.Mobility grant (#P500PB_222110) was attributed to the first author.

CONFLICTS OF INTEREST

The authors declare no competing interests.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Ségolène Humann-Guilleminot: Methodology; investigation; formal analysis; visualization; writing – original draft; writing – review and editing. **Audrey Bailly:** Investigation; writing – review and editing. **Karine Monceau:** Writing – review and editing. **Mélissa Desbonnes:** Investigation; methodology. **Vincent Bretagnolle:** Methodology; writing – review and editing. **Jérôme Moreau:** Investigation; conceptualization; methodology; project administration; supervision; writing – review and editing.

ETHICAL NOTE

All experiments complied with French regulations on animal experimentation. We are grateful to the Nouvelle-Aquitaine Regional Agency of the Environment, Development and Housing for the official capture authorizations (DREAL/2019D/2323).

Data Availability Statement

The data that support the findings of this study are openly available in Figshare at https://doi.org/10.6084/m9.figshare.29988619.

REFERENCES

Abrams, P.A. & Ludwig, D. 1995. Optimality theory, Gompertz' law, and the disposable Soma theory of senescence. *Evolution* **49**: 1055–1066.

Alonso-Alvarez, C. & Galván, I. 2011. Free radical exposure creates paler carotenoid-based ornaments: A possible interaction in the expression of black and red traits. *PLoS One* **6**: e19403.

Assandri, G., Giacomazzo, M., Brambilla, M., Griggio, M. & Pedrini, P. 2017. Nest density, nest-site selection, and breeding success of birds in vineyards: Management implications for conservation in a highly intensive farming system. *Biol. Conserv.* **205**: 23–33.

Badyaev, A.V. & Hill, G.E. 2000. Evolution of sexual dichromatism: Contribution of carotenoid- versus melanin-based coloration. *Biol. J. Linn. Soc.* **69**: 153–172.

Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D. & Sutherland, W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* **29**: 1006–1016.

Beecher, N.A., Johnson, R.J., Brandle, J.R., Case, R.M. & Young, L.J. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conserv. Biol.* **16**: 1620–1631.

Bennett, P.M. & Owens, I.P. 2002. *Evolutionary Ecology of Birds: Life Histories, Mating Systems, and Extinction*. Oxford: Oxford University Press.

Birdlife International 2022. *State of the World's Birds 2022: Insights and Solutions for the Biodiversity Crisis*. Cambridge: Birdlife International.

Birkhead, T.R. 1998. Sperm competition in birds. *Rev. Reprod.* **3**: 123–129.

Botías, C., David, A., Hill, E.M. & Goulson, D. 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Sci. Total Environ.* **566**: 269–278.

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P. & Gaba, S. 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Sci. Total Environ.* **627**: 822–834.

Brickle, N.W., Harper, D.G.C., Aebischer, N.J. & Cockayne, S.H. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J. Appl. Ecol.* **37**: 742–755.

Brühl, C.A., Engelhard, N., Bakanov, N., Wolfram, J., Hertoge, K. & Zaller, J.G. 2024. Widespread contamination of soils and vegetation with current use pesticide residues along altitudinal gradients in a European Alpine valley. *Commun. Earth Environ.* **5**: 72.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Buchanan, K.L. 2000. Stress and the evolution of condition-dependent signals. *Trends Ecol. Evol.* **15**: 156–160.

Burns, F., Eaton, M.A., Barlow, K.E., Beckmann, B.C., Brereton, T., Brooks, D.R., Brown, P.M.J., Al Fulaij, N., Gent, T., Henderson, I., Noble, D.G., Parsons, M., Powney, G.D., Roy, H.E., Stroh, P., Walker, K., Wilkinson, J.W., Wotton, S.R. & Gregory, R.D. 2016. Agricultural management and climatic change are the major drivers of biodiversity change in the UK. *PLoS One* **11**: e0151595.

Chamberlain, D.E., Wilson, J.D. & Fuller, R.J. 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* **88**: 307–320.

Christel, A., Maron, P.-A. & Ranjard, L. 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: A meta-analysis. *Environ. Chem. Lett.* **19**: 4603–4625.

Cotton, S., Fowler, K. & Pomiankowski, A. 2004. Condition dependence of sexual ornament size and variation in the stalk-eyed fly *Cyrtodiopsis dalmanni* (Diptera: *Diopsidae*). *Evolution* **58**: 1038–1046.

Dobson, F.S. & Jouventin, P. 2010. The trade-off of reproduction and survival in slow-breeding seabirds. *Can. J. Zool.* **88**: 889–899.

Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tscharntke, T., Weisser, W., Clement, L. & Bengtsson, J. 2016. How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. In Dumbrell, A.J., Kordas, R.L. & Woodward, G. (eds) *Advances in Ecological Research*: 43–97. Cambridge: Academic Press.

European Commission 2010 *Agriculture and rural development, agri-environment measures*. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_en.htm

European Commission, Regulation (EU). 2018. 2018/848 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on organic production and labelling of organic products and repealing Council Regulation (EC) No 834/2007.

European Commission. 2022. *The new common agricultural policy: 2023–27*.

Fargallo, J.A., Martínez-Padilla, J., Toledano-Díaz, A., Santiago-Moreno, J. & Dávila, J.A. 2007. Sex and testosterone effects on growth, immunity and melanin coloration of nestling Eurasian kestrels. *J. Anim. Ecol.* **76**: 201–209.

Fernández-Eslava, B., Alonso, D., Galicia, D. & Arizaga, J. 2022. Strong evidence supporting a relationship between colour pattern and apparent survival in common crossbills. *J. Ornithol.* **163**: 243–249.

Fisher, R.B. 1999. Change detection in color images. *Comput. Sci.*

Fitze, P.S. & Richner, H. 2002. Differential effects of a parasite on ornamental structures based on melanins and carotenoids. *Behav. Ecol.* **13**: 401–407.

Flohre, A., Fischer, C., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendse, F., Bommarco, R., Ceryngier, P., Clement, L.W., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Geiger, F., Guerrero, I., Hawro, V., Inchausti, P., Liira, J., Morales, M.B., Oñate, J.J., Pärt, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Thies, C. & Tscharntke, T. 2011. Agricultural intensification and biodiversity partitioning in European landscapes comparing plants, carabids, and birds. *Ecol. Appl.* **21**: 1772–1781.

Forstmeier, W. & Schielzeth, H. 2011. Cryptic multiple hypotheses testing in linear models: Overestimated effect sizes and the winner's curse. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **65**: 47–55.

García de León, D., Rey Benayas, J.M. & Andivia, E. 2021. Contributions of hedgerows to people: A global meta-analysis. *Front. Conserv. Sci.* **2**: 789612.

Gayer, C., Berger, J., Dieterich, M., Gallé, R., Reidl, K., Witty, R., Woodcock, B.A. & Batáry, P. 2021. Flowering fields, organic farming and edge habitats promote diversity of plants and arthropods on arable land. *J. Appl. Ecol.* **58**: 1155–1166.

Gibbons, D., Morrissey, C. & Mineau, P. 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**: 103–118.

Girard, J., Mineau, P. & Fahrig, L. 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. *Agric Ecosyst Environ* **189**: 199–205.

Gong, S., Hodgson, J.A., Tscharntke, T., Liu, Y., van der Werf, W., Batáry, P., Knops, J.M.H. & Zou, Y. 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming. *Ecol. Lett.* **25**: 1699–1710.

Guindre-Parker, S. & Love, O.P. 2014. Revisiting the condition-dependence of melanin-based plumage. *J. Avian Biol.* **45**: 29–33.

Halupka, K., Borowiec, M., Karczewska, A., Kunka, A. & Pietrowiak, J. 2002. Habitat requirements of whitethroats *Sylvia communis* breeding in an alluvial plain. *Bird Stud.* **49**: 297–299.

Hartley, R.C. & Kennedy, M.W. 2004. Are carotenoids a red herring in sexual display? *Trends Ecol. Evol.* **19**: 353–354.

Helfenstein, F., Losdat, S., Møller, A.P., Blount, J.D. & Richner, H. 2010. Sperm of colourful males are better protected against oxidative stress. *Ecol. Lett.* **13**: 213–222.

Hill, G.E. 1995. Ornamental traits as indicators of environmental health: Condition-dependent display traits hold promise as potent biomonitors. *Bioscience* **45**: 25–31.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* **122**: 113–130.

Hoshi, N., Hirano, T., Omotehara, T., Tokumoto, J., Umemura, Y., Mantani, Y., Tanida, T., Warita, K., Tabuchi, Y., Yokoyama, T. & Kitagawa, H. 2014. Insight into the mechanism of reproductive dysfunction caused by neonicotinoid pesticides. *Biol. Pharm. Bull.* **37**: 1439–1443.

Humann-Guilleminot, S., Andreo, L., Blatti, E., Glauser, G., Helfenstein, F. & Desprat, J. 2023. Experimental evidence for clothianidin deposition in feathers of house sparrows after ingestion of sublethal doses treated seeds. *Chemosphere* **315**: 137724.

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J. & Helfenstein, F. 2024b. Sex-specific effects of low-dose of acetamiprid on corticosterone levels but not on oxidative stress in house sparrows. *Environ. Res.* **262**: 119894.

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J., Gning, O., Glauser, G. & Helfenstein, F. 2024a. House sparrows are heavier on organic and integrated-production farms than on conventional farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* **363**: 108853.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J., Jenni, L., Hilke, G., Glauser, G. & Helfenstein, F. 2019a. A nation-wide survey of neonicotinoid insecticides in agricultural land with implications for agri-environment schemes. *J. Appl. Ecol.* **56**: 1502–1514.

Humann-Guilleminot, S., Blévin, P., Azou-Barré, A., Yacoumas, A., Gabrielsen, G.W., Chastel, O. & Helfenstein, F. 2018. Sperm collection in black-legged kittiwakes and characterization of sperm velocity and morphology. *Avian Res.* **9**: 24.

Humann-Guilleminot, S., Blévin, P., Gabrielsen, G.W., Herzke, D., Nikiforov, V.A., Jouanneau, W., Moe, B., Parenteau, C., Helfenstein, F. & Chastel, O. 2024c. Contaminant exposure in Arctic seabirds: Inter- and intra-specific variation in relation to trophic ecology. *Environ. Sci. Technol.* **58**: 19617–19626.

Humann-Guilleminot, S., Tassin de Montaigu, C., Sire, J., Grünig, S., Gning, O., Glauser, G., Vallat, A. & Helfenstein, F. 2019b. A sublethal dose of the neonicotinoid insecticide acetamiprid reduces sperm density in a songbird. *Environ. Res.* **177**: 108589.

Husson, F., Josse, J., Le, S. & Mazet, J. 2020. *FactoMineR: Multivariate exploratory data analysis and data mining*.

Karp, D.S., Rominger, A.J., Zook, J., Ranganathan, J., Ehrlich, P.R. & Daily, G.C. 2012. Intensive agriculture erodes β-diversity at large scales. *Ecol. Lett.* **15**: 963–970.

Khalil, S.R., Awad, A. & Mohammed, H.H. 2017. Behavioral response and gene expression changes in fipronil-administered male Japanese quail (*Coturnix japonica*). *Environ. Pollut.* **223**: 51–61.

Kirkwood, T.B.L. & Rose, M.R. 1991. Evolution of senescence: Late survival sacrificed for reproduction. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **332**: 15–24.

Kjær, C., Bruus, M., Bossi, R., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Nuyttens, D. & Larsen, S.E. 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *J. Pestic. Sci.* **39**: 14–21.

Kragten, S., Tamis, W.L.M., Gertenaar, E., Midcap Ramiro, S.M., Van Der Poll, R.J., Wang, J. & De Snoo, G.R. 2011. Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Bird Conserv. Int.* **21**: 1–11.

Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. 2017. lmerTest package: Tests in linear mixed effects models. *J. Stat. Softw.* **82**: 26.

Lenth, R. 2023. *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.8.4–1. https://CRAN.R-project.org/package=emmeans

Lifshitz, N. & St Clair, C.C. 2016. Coloured ornamental traits could be effective and non-invasive indicators of pollution exposure for wildlife. *Conserv. Physiol.* **4**: cow028.

Liu, Y., Wang, F., Li, L., Fan, B., Kong, Z., Tan, J. & Li, M. 2025. The potential endocrine-disrupting effects of fluorinated pesticides and molecular mechanisms of EDPs in cell models. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **289**: 117615.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Camarero, P.R., Mougeot, F. & Mateo, R. 2015a. Assessing the risk of fipronil-treated seed ingestion and associated adverse effects in the red-legged partridge. *Environ. Sci. Technol.* **49**: 13649–13657.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. & Mateo, R. 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology* **22**: 125–138.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. & Mateo, R. 2015b. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environ. Res.* **136**: 97–107.

Lozano, G.A. 1994. Carotenoids, parasites, and sexual selection. *Oikos* **70**: 309–311.

Lüdecke, D., Ben Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. 2021. Performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *J. Open Source Softw.* **6**: 3139.

McDiarmid, C.S., Hurley, L.L., Le Mesurier, M., Blunsden, A.C. & Griffith, S.C. 2022. The impact of diet quality on the velocity, morphology and normality of sperm in the zebra finch *Taeniopygia guttata*. *J. Exp. Biol.* **225**: jeb243715.

McGraw, K.J. 2005. The antioxidant function of many animal pigments: Are there consistent health benefits of sexually selected colourants? *Anim. Behav.* **69**: 757–764.

McGraw, K.J. 2006a. Dietary carotenoids mediate a trade-off between egg quantity and quality in Japanese quail. *Ethol. Ecol. Evol.* **18**: 247–256.

McGraw, K.J. 2006b. Sex steroid dependence of carotenoid-based coloration in female zebra finches. *Physiol. Behav.* **88**: 347–352.

McGraw, K.J. 2008. An update on the honesty of melanin-based color signals in birds. *Pigment Cell Melanoma Res.* **21**: 133–138.

Mineau, P., Baril, A., Collins, B.T., Duffe, J., Joerman, G. & Luttik, R. 2001. Pesticide acute toxicity reference values for birds. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **170**: 13–74.

Mohanty, B., Pandey, S.P. & Tsutsui, K. 2017. Thyroid disrupting pesticides impair the hypothalamic-pituitary-testicular axis of a wildlife bird, *Amandava amandava*. *Reprod. Toxicol.* **71**: 32–41.

Morandin, L.A., Long, R.F. & Kremen, C. 2014. Hedgerows enhance beneficial insects on adjacent tomato fields in an intensive agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* **189**: 164–170.

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M. & Bretagnolle, V. 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. *Environ. Pollut.* **278**: 116851.

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M. & Bretagnolle, V. 2022a. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* **336**: 108034.

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V. & Monceau, K. 2022b. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: A review. *Environ. Monit. Assess.* **194**: 790.

Mourocq, E., Bize, P., Bouwhuis, S., Bradley, R., Charmantier, A., de la Cruz, C., Drobniak, S.M., Espie, R.H.M., Herényi, M., Hötker, H., Krüger, O., Marzluff, J., Møller, A.P., Nakagawa, S., Phillips, R.A., Radford, A.N., Roulin, A., Török, J., Valencia, J., van de Pol, M., Warkentin, I.G., Winney, I.S., Wood, A.G. & Griesser, M. 2016. Life span and reproductive cost explain interspecific

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

variation in the optimal onset of reproduction. *Evolution* **70**: 296–313.

Naef-Daenzer, B. 1994. Radiotracking of great and blue tits: new tools to assess territoriality, home-range use and resource distribution. *Ardea* **82**: 335.

Naguib, M., Altenkamp, R. & Griessmann, B. 2001. Nightingales in space: Song and extra-territorial forays of radio tagged song birds. *J. Ornithol.* **142**: 306–312.

Pandey, S.P., Tsutsui, K. & Mohanty, B. 2017. Endocrine disrupting pesticides impair the neuroendocrine regulation of reproductive behaviors and secondary sexual characters of red munia (*Amandava amandava*). *Physiol. Behav.* **173**: 15–22.

Peig, J. & Green, A.J. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: The scaled mass index as an alternative method. *Oikos* **118**: 1883–1891.

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E. & Fritsch, C. 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agric. Ecosyst. Environ.* **305**: 107167.

Pérez-Rodríguez, L. 2009. Carotenoids in evolutionary ecology: re-evaluating the antioxidant role. *Bioessays* **31**: 1116–1126.

R Core Team 2022. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Richard, F.-J., Southern, I., Gigauri, M., Bellini, G., Rojas, O. & Runde, A. 2021. Warning on nine pollutants and their effects on avian communities. *Glob. Ecol. Conserv.* **32**: e01898.

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Aunins, A., Benko, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domșa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Leronymidou, C., Jiguet, J., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshø, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pelissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A. & Devictor, V. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **120**: e22165731.

Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A.G. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* **232**: 8–27.

Schantz, T.v., Bensch, S., Grahn, M., Hasselquist, D. & Wittzell, H. 1999. Good genes, oxidative stress and condition–dependent sexual signals. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **266**: 1–12.

Schiedt, K. 1989. New aspects of carotenoid metabolism in animals. In Krinsky, N.I., Mathews-Roth, M.M. & Taylor, R.F. (eds) *Carotenoids: Chemistry and Biology*: 247–268. Boston, MA: Springer US.

Simmons, L.W. & Fitzpatrick, J.L. 2012. Sperm wars and the evolution of male fertility. *Reproduction* **144**: 519–534.

Snook, R.R. 2005. Sperm in competition: Not playing by the numbers. *Trends Ecol. Evol.* **20**: 46–53.

Stanton, R.L., Morrissey, C.A. & Clark, R.G. 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* **254**: 244–254.

Stevens, D.K., Donald, P.F., Evans, A.D., Buckingham, D.L. & Evans, J. 2002. Territory distribution and foraging patterns of cirl buntings (*Emberiza cirlus*) breeding in the UK. *Biol. Conserv.* **107**: 307–313.

Stoate, C. & Szczur, J. 2001. Whitethroat *Sylvia communis* and yellowhammer *Emberiza citrinella* nesting success and breeding distribution in relation to field boundary vegetation. *Bird Stud.* **48**: 229–235.

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *J. Environ. Manage.* **91**: 22–46.

Tanga, B.M., Qamar, A.Y., Raza, S., Bang, S., Fang, X., Yoon, K. & Cho, J. 2021. Semen evaluation: Methodological advancements in sperm quality-specific fertility assessment — a review. *Anim. Biosci.* **34**: 1253–1270.

Tazzyman, S.J., Pizzari, T., Seymour, R.M. & Pomiankowski, A. 2009. The evolution of continuous variation in ejaculate expenditure strategy. *Am. Nat.* **174**: E71–E82.

Tokumoto, J., Danjo, M., Kobayashi, Y., Kinoshita, K., Omotehara, T., Tatsumi, A., Hashiguchi, M., Sekijima, T., Kamisoyama, H., Yokoyama, T., Kitagawa, H. & Hoshi, N. 2013. Effects of exposure to clothianidin on the reproductive system of male quails. *J. Vet. Med. Sci.* **75**: 755–760.

Tschirren, B., Fitze, P.S. & Richner, H. 2003. Proximate mechanisms of variation in the carotenoid-based plumage coloration of nestling great tits (*Parus major L.*). *J. Evol. Biol.* **16**: 91–100.

Wasserstein, R.L. & Lazar, N.A. 2016. The ASA statement on p-values: Context, process, and purpose. *Am. Stat.* **70**: 129–133.

Whittingham, M.J., Stephens, P.A., Bradbury, R.B. & Freckleton, R.P. 2006. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *J. Anim. Ecol.* **75**: 1182–1189.

Wintermantel, D., Odoux, J.-F., Chadœuf, J. & Bretagnolle, V. 2019. Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower-poor period in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.* **56**: 1960–1969.

Wolfson, A. 1952. The cloacal protuberance: A means for determining breeding condition in live male passerines. *Bird-Banding* **23**: 159–165.

Received 25 November 2024;
Revision 26 August 2025;
revision accepted 31 October 2025.
Associate Editor: David Canal

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section at the end of the article.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Table S1. Sample size, median, mean ± standard deviation (sd), minimum and maximum for body mass ("BM"; g), variation in coloration intensity ("Colo"; higher scores indicating more intense coloration), sperm density ("Sp. Dens"; mean number of spermatozoa per μL), percentage of abnormal spermatozoa ("Perc. Abn.") and intra-individual variation in sperm morphology ("Intra-var"; μm) for each species included in each analysis.

© 2025 The Author(s). IBIS published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ornithologists' Union.

1474919x, 0, Downloaded from https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.70007 by Portail BibCNRS INEE, Wiley Online Library on [22/11/2025]. See the Terms and Conditions (https://onlinelibrary.wiley.com/terms-and-conditions) on Wiley Online Library for rules of use; OA articles are governed by the applicable Creative Commons License

Supplementary material

Table S1. Sample size, median, mean ± standard deviation (sd), minimum and maximum for body mass ("BM"; g), variation in coloration intensity ("Colo"; higher scores indicating more intense coloration), sperm density ("Sp. Dens"; mean number of spermatozoa per µL), percentage of abnormal spermatozoa ("Perc. Abn.") and intra-individual variation in sperm morphology ("Intra-var"; µm) for each species included in each analysis.

		Organic							***Conventional***						
	Species	*P. Modularis*	*E. Cirlus*	*C. Communis*	*S. Atricapilla*	*P. Major*	*T. Merula*	*L. Megarhynchos*	*P. Modularis*	*E. Cirlus*	*C. Communis*	*S. Atricapilla*	*P. Major*	*T. Merula*	*L. Megarhynchos*
BM	Sample size	11	17	14	23	9	18	7	7	10	11	26	14	18	6
	Median	18.90	23.60	13.40	16.30	18.20	85.15	20.20	18.60	24.05	13.50	16.80	17.80	85.85	21.05
	Mean ± sd	18.80 ± 0.98	23.82 ± 1.55	13.36 ± 0.94	16.52 ± 1.67	18.11 ± 0.94	85.46 ± 5.52	19.89 ± 1.09	18.50 ± 1.32	23.84 ± 0.95	13.46 ± 0.76	16.68 ± 0.96	17.74 ± 0.52	86.02 ± 4.95	21.10 ± 1.29
	Minimum	16.50	20.90	11.90	11.70	16.20	67.00	17.90	16.60	22.30	12.00	14.80	16.50	78.00	19.50
	Maximum	19.90	27.30	15.90	19.90	19.50	91.60	20.90	20.80	25.20	14.60	19.00	18.30	95.60	23.10
Colo	Sample size	-	15	-	14	7	15	-	-	9	-	22	8	14	-
	Median	-	0.51	-	-1.93	0.29	1.59	-	-	0.50	-	-1.56	0.30	1.48	-
	Mean ± sd	-	0.49 ± 0.51	-	-1.76 ± 0.91	0.28 ± 0.17	1.27 ± 0.82	-	-	0.65 ± 0.36	-	-1.37 ± 0.98	0.33 ± 0.20	1.36 ± 0.68	-
	Minimum	-	-0.39	-	-2.76	0.06	-0.95	-	-	0.21	-	-2.94	-0.03	-0.91	-
	Maximum	-	1.44	-	0.30	0.55	1.95	-	-	1.26	-	1.44	0.58	1.92	-
Sp. Dens.	Sample size	10	-	5	-	-	-	5	6		4				4
	Median	1.47E+06	-	4.63E+06	-	-	-	2.25E+05	1.31E+06		3.18E+05				2.15E+05
	Mean ± sd	2.76E+06 ± 2.95E+06	-	3.52E+06 ± 2.18E+06	-	-	-	2.82E+05 ± 2.12E+05	0.02E+06 ± 0.02E+06		3.69E+03 ± 2.91E+03				3.05E+03 ± 3.59E+03
	Minimum	1.50E+04	-	5.37E+05	-	-	-	1.00E+05	5.00E+05		9.00E+04				1.13E+04
	Maximum	8.24E+06	-	5.80E+06	-	-	-	6.45E+05	6.58E+06		7.50E+05				7.80E+05
Perc. Abn.	Sample size	9	-	4	3	-	-	3	6	-	4	4	-	-	6
	Median	6.50	-	8.50	5.00	-	-	2.50	5.50	-	2.75	9.03	-	-	8.00
	Mean ± sd	5.89 ± 2.81	-	10.78 ± 8.85	4.17 ± 1.89	-	-	3.18 ± 1.27	6.00 ± 3.58	-	4.38 ± 4.61	8.01 ± 4.66	-	-	9.32 ± 4.95
	Minimum	1.00	-	3.50	2.00	-	-	2.40	2.50	-	1.00	1.50	-	-	5.40
	Maximum	11.00	-	22.60	5.50	-	-	4.65	11.50	-	11.00	12.50	-	-	18.50
Intra-var	Sample size	9	-	4	3	-	-	4	6	-	4	4	-	-	4
	Median	1.90	-	2.92	1.62	-	-	6.40	1.74	-	2.01	1.44	-	-	6.36
	Mean ± sd	2.13 ± 0.75	-	2.59 ± 1.18	1.72 ± 0.21	-	-	7.98 ± 4.13	2.18 ± 1.12	-	2.25 ± 0.83	1.72 ± 0.64	-	-	7.91 ± 6.26
	Minimum	1.27	-	0.89	1.57	-	-	5.11	1.16	-	1.60	1.32	-	-	2.71

ARTICLE 6

Effet de l'agriculture biologique sur la qualité du chant d'un passereau des milieux agricoles : le cas du bruant proyer (*Emberiza calandra*)

En préparation pour *Agriculture, Ecosystems, Environment*

Ce manuscrit, issu du stage de M2 de Laure Chapillon, n'est pas présenté ici dans son format définitif (version française).

Audrey Bailly
Laure Chapillon
Thierry Lengagne
Karine Monceau
Jérôme Moreau



Dessin réalisé par Laura Bonnefond, le 09/01/2026.

Article 6

Effet de l'agriculture biologique sur la qualité du chant d'un passereau des milieux agricoles : le cas du bruant proyer (*Emberiza calandra*)

Audrey Bailly[1,2*], Laure Chapillon[1], Thierry Lengagne[3], Karine Monceau[2,4], Jérôme Moreau[2,4]

(1) USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

(2) LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, 79360 Villiers-en-Bois, France

(3) Université Claude Bernard Lyon 1, LEHNA UMR 5023, CNRS, ENTPE, F-69622, Villeurbanne, France

(4) UMR 7372 CEBC CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

*Corresponding author:

Audrey Bailly, Centre d'Études Biologiques de Chizé, USC 1339 CEBC INRAE CNRS La Rochelle Université, 79360 Villiers-en-Bois, France

Email address: audrey.bailly545@gmail.com

Résumé

L'intensification des pratiques agricoles, dont l'utilisation massive de pesticides de synthèse, impacte négativement la biodiversité et notamment les oiseaux spécialistes des milieux agricoles. L'agriculture biologique (AB) est un modèle alternatif à l'agriculture intensive (aussi appelée agriculture conventionnelle (AC)), réduisant la pression en pesticides de synthèse et fournissant davantage de ressources alimentaires, abris et sites de nidification favorables. Les oiseaux vivant dans des environnements en AB pourraient alors être en meilleure santé et avoir plus d'énergie, leur permettant d'investir davantage dans certains traits d'histoires de vie tels que le chant. En effet, le chant est un caractère sexuel secondaire coûteux à produire et est donc supposé comme honnête de la qualité des mâles en période de reproduction. Cette étude visait alors à tester, pour la première fois, les effets du type d'agriculture (AB *vs* AC) sur la quantité et complexité du chant du bruant proyer (*Emberiza calandra*) dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre. Malgré des effets importants de variables extrinsèques (paramètres météorologiques, paysage, conspécifiques, etc.) sur les variables acoustiques étudiées, le type d'agriculture a tout de même influencé le chant des bruants proyers. Les mâles présentaient des taux de chant plus élevés et des chants plus complexes en AB. Ces résultats démontrent ainsi une meilleure qualité de ces individus qui pourrait se traduire par un plus grand investissement dans la reproduction. Les paysages en AB permettraient de fournir des ressources alimentaires plus abondantes et/ou de meilleure qualité, ainsi que de diminuer les effets sublétaux des pesticides sur les oiseaux. Cette étude souligne les effets positifs de l'AB sur les populations locales et pourrait alors être un levier efficace pour diminuer leur déclin. Néanmoins, des études complémentaires semblent nécessaires pour comprendre les mécanismes sous-jacents aux différences observées dans la production de chant.

Mots clés : bioacoustique, passereaux, type d'agriculture, taux de chant

1. Introduction

La biodiversité mondiale est menacée par les activités anthropiques et en particulier par l'agriculture intensive, appelée plus communément agriculture conventionnelle (AC) (Maxwell et al., 2016; Pervanchon et Blouet, 2002; Stoate et al., 2009). En Europe, l'intensification de l'agriculture et notamment l'utilisation d'engrais minéraux et de pesticides de synthèse, la mécanisation ainsi que la perte et fragmentation des habitats naturels, est la cause principale du déclin des populations d'oiseaux spécialistes des milieux agricoles (review in Benton et al., 2003; Chamberlain et al., 2000; Donald et al., 2006; Fontaine et al., 2019; Stanton et al., 2018). Ces pratiques intensives entraînent notamment une diminution des ressources alimentaires ainsi que des sites de nidification et des abris disponibles pour les espèces d'oiseaux des agroécosystèmes (review in Hole et al., 2005; Stanton et al., 2018). Parmi les différentes composantes de l'AC, l'utilisation importante des pesticides de synthèse provoque des effets létaux et sublétaux sur des espèces non-cibles, n'induisant pas la mortalité des individus mais entraînant des altérations de leurs traits d'histoire de vie, notamment en période de développement et de reproduction (Hallmann et al., 2014; review in Moreau et al., 2022b; Nowicki et al., 1998; Rigal et al., 2023; Stanton et al., 2018). Ces effets sublétaux peuvent entraîner, à terme, une baisse de la reproduction des individus concernés, ainsi qu'impacter des composantes de leur aptitude phénotypique.

Chez de nombreuses espèces d'oiseaux, ce sont généralement les mâles qui sont sélectionnés par les femelles comme partenaires de reproduction car elles investissent plus dans la reproduction (Nowicki et Searcy, 2004; Reid, 1987). En choisissant le mâle de meilleure qualité, les femelles peuvent acquérir des bénéfices directs (i.e., accès à un territoire riche en ressources, mâles en capacité de prodiguer des soins parentaux de qualité, etc.) et/ou indirects (i.e., des mâles de meilleure qualité génétique, héritée par les descendants, leur garantissant une bonne survie) (Andersson, 1994). Pour choisir le meilleur mâle au sein d'une population, les femelles basent leurs choix sur des traits qui doivent refléter honnêtement la qualité des mâles, traits généralement appelés caractères sexuels secondaires (review in Gil et Gahr, 2002; Grafen, 1990; Kirkpatrick et Ryan, 1991; Nowicki et Searcy, 2004; Reid, 1987). Parmi tous ces traits, le chant est un caractère sexuel secondaire important chez la plupart des espèces d'oiseaux et présente deux fonctions principales en période de reproduction : la protection du territoire et l'attraction des femelles (Catchpole et Slater, 2003; review in Naguib et Riebel, 2014; Nemeth et Brumm, 2009). En effet, les femelles utilisent les performances vocales des mâles pour évaluer leur qualité en tant que futur partenaire (Byers et al., 2015; review in Gil et Gahr, 2002; review in Naguib et Riebel, 2014; Pfaff et al., 2007). Il a par exemple été montré chez la paruline des prés (*Setophaga discolor*) que certains paramètres acoustiques du chant (e.g. un taux de chant plus élevé et des chants de plus basse fréquences) pouvaient être des bons indicateurs pour les femelles dans la sélection des mâles (Byers et al., 2015). De plus, ces traits acoustiques sont souvent corrélés à des attributs phénotypiques associés à une bonne qualité des mâles (meilleure condition corporelle, date d'arrivée sur le site de reproduction plus précoce) ou à leurs jeunes (meilleur succès à l'envol) (Byers et al., 2016).

Pour qu'un signal soit honnête et reflète bien la qualité de l'individu, il doit être coûteux à produire (Grafen, 1990). En ce sens, le chant est un signal coûteux en temps et en énergie et il est considéré aujourd'hui comme un trait représentatif et honnête de la qualité du mâle (review in Casagrande et al., 2016; review in Gil et Gahr, 2002; Grafen, 1990; Mahoney et al., 2024; Naguib et Riebel, 2014). À titre d'exemple, il a été montré que plus les mâles de rougegorges familiers (*Erithacus rubecula*) chantent, plus ils perdent de poids suite à une diminution de l'apport alimentaire, tâche qui ne peut être effectuée en même temps que l'action de chanter, générant alors des compromis d'allocation du temps (Thomas et al., 2003 ; Reid, 1987). À ces compromis d'allocation s'ajoute la production du chant qui est en elle-même coûteuse rien que pour l'énergie requise à la contraction des muscles (review in Gil et Gahr, 2002) augmentant la consommation des réserves corporelles et d'oxygène lors de l'action de chant (Oberweger et Goller, 2001; Thomas, 2002; Ward et al., 2003; Ward et al., 2004). Enfin, cette énergie dépensée pour la production du chant se combine à celle nécessaire à la thermorégulation lors du chant ainsi qu'à la perte additionnelle de chaleur dans les gaz expirés, entraînant d'autres coûts métaboliques importants (Ward et Slater, 2005). Ainsi, étant donné les coûts métaboliques et les compromis d'allocation des ressources pour produire le chant, seuls les individus en bonne santé et disposant de ressources suffisantes pourraient produire un signal de qualité et honnête, permettant aux femelles de les sélectionner.

La qualité de l'environnement dans lequel vivent les mâles aurait donc un impact important sur la production des caractères sexuels secondaires coûteux tels que le chant (Cotton et al., 2004; Moller, 1983). La présence de polluants dans l'environnement ou une baisse de la qualité de la nourriture dans l'habitat pourraient alors modifier certaines caractéristiques du chant (DeLeon et al., 2013; Gorissen et al., 2005; Iwaniuk et al., 2006; Markman et al., 2008; Yamada et Soma, 2016). Ainsi, l'intensification des pratiques agricoles par la diminution de la disponibilité alimentaire, la contamination par des pesticides etc., pourrait affecter la qualité des individus et leur capacité à produire un chant de qualité. L'agriculture biologique (AB) semble, à l'inverse, favoriser les oiseaux des agroécosystèmes (Bavec et al., 2015; review in Hole et al., 2005), particulièrement dans un paysage agricole intensif (Kirk et al., 2020). En AB, l'utilisation d'engrais minéraux et de pesticides de synthèse est interdite, réduisant ainsi la contamination des environnements par les pesticides et leurs effets sur la biodiversité (Gabriel et al., 2010, Agence Bio, 2021). De plus, les systèmes de polyculture-élevage, les rotations de cultures et la préservation d'habitats semi-naturels sont plus pratiqués dans les fermes en AB et conduisent à un paysage plus diversifié (review in Gabriel et al., 2010; review in Hole et al., 2005; Moreau et al., 2022; review in Norton et al., 2009; Shepherd et al., 2003). Cette hétérogénéité et complexité du paysage à la fois spatiale et temporelle permettrait de réduire le déclin de la biodiversité dans les environnements agricoles (review in Benton et al., 2003; Norton et al., 2009) car certaines composantes du succès reproducteur, ainsi que de la survie des oiseaux, seraient avantagées en paysage agricole moins intensif, notamment dû à la présence de ressources alimentaires plus importantes (e.g., Brickle et al., 2000;

Ghilain et Bélisle, 2008; Peach et al., 1999). Des études récentes ont montré des différences dans les traits d'histoire de vie des oiseaux comme sur le comportement et la reproduction en fonction du type d'agriculture, avec par exemple, une amélioration de la vigueur des oiseaux en AB (Gaffard et al., 2022b, 2022a; Moreau et al., 2022a).

Cette étude vise donc à évaluer si les modèles agricoles peuvent impacter le chant des passereaux, ici utilisé comme proxy et indicateur honnête de la qualité des mâles en période de reproduction. Les pratiques des exploitations agricoles au sein d'un même modèle varient (Decrozaille et al., 2023; Béraud, 2015; Sumberg et Giller, 2022) mais les passereaux semblent répondre à un ensemble de facteurs plus qu'à des pratiques spécifiques liées aux différents types d'agriculture (Chamberlain et al., 2000). C'est pourquoi les deux modèles AB et AC seront étudiés dans leur globalité pour la suite de l'étude. À notre connaissance, aucune étude ne relie directement l'impact d'un environnement en AB et en AC sur le chant des passereaux. L'hypothèse principale est qu'un paysage en AB supposé de meilleure qualité (moins de pesticides de synthèse, plus de ressources alimentaires) permettrait aux individus d'être plus vigoureux et d'allouer plus de temps et d'énergie à la reproduction et à la défense de territoire notamment *via* le chant (Moreau et al., 2022a). Si les chants diffèrent entre les individus se reproduisant en paysages AB et AC, cela pourrait entraîner une différence de sélection sexuelle des mâles par les femelles, impacter leur succès reproducteur et, à long terme, les populations locales d'oiseaux. Pour comprendre l'effet d'un environnement en AB et en AC sur les chants de passereaux, une analyse acoustique des chants de bruants proyers (*Emberiza calandra*, Linnaeus, 1758) a été réalisée dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre (ZAPVS) dans le département des Deux-Sèvres (France). Cette espèce a été choisie notamment car elle est en déclin et menacée dans le Nord-Ouest de l'Europe (Madge et de Juana, 2020 ; UICN, 2025), se reproduit dans les agroécosystèmes (MNHN et OFB, 2025) et peut facilement être enregistrée (Altewischer et al., 2015). Les deux modèles agricoles AB et AC ont été étudiés pendant la période de reproduction de l'espèce ciblée. D'autres variables de la qualité de l'habitat (pourcentage de haies, diversité du paysage) ont été prises en compte car un habitat pauvre pourrait jouer sur les signaux plus ou moins honnêtes des mâles (Van Oort et al., 2006). Enfin, des variables abiotiques comme la température, la date et l'heure de la journée ont été étudiées afin d'en contrôler les effets sur le chant. Il est alors attendu que les individus dans les environnements en AB soient plus motivés et investissent plus dans le chant, se traduisant par des taux de chant plus élevés et des chants plus complexes.

2. Matériel et méthodes

2.1. Modèle biologique

Le bruant proyer (*Emberiza calandra*, Linnaeus, 1758) est le plus grand bruant d'Europe et niche dans des habitats ouverts naturels ou exploités, notamment dans les plaines agricoles (Madge et de

Juana, 2020). Bien que l'espèce ne soit pas globalement menacée (Least Concern), les populations de bruants proyers sont en déclin en Europe depuis les années 1930, particulièrement dans le Nord-Ouest de l'Europe (Madge et de Juana, 2020 ; UICN, 2025), et la même tendance est observée en France métropolitaine (Directive Oiseaux, 2013-2018) : l'espèce est par exemple classée « Vulnérable » sur la Liste Rouge Régionale de Poitou-Charente (UICN, 2018). Cette espèce est particulièrement sensible à l'intensification des pratiques agricoles (Brambilla et al., 2009; Brickle et al., 2000; Morales et al., 2012; Perkins et al., 2012) car elle niche au sol en milieu ouvert (Géroudet, 2010) et serait donc sensible aux opérations agricoles (véhicules dans les parcelles) (Reif et al., 2023). De plus, les espèces insectivores au moins à un stade de leur vie sont particulièrement touchées par l'intensification de l'agriculture (Hallmann et al., 2014; Rigal et al., 2023; Stanton et al., 2018). Or, bien que les adultes soient plutôt granivores, les poussins sont principalement insectivores (Brickle et al., 2000; Brickle et Harper, 1999, Géroudet, 2010, Madge et de Juana, 2020) et les populations d'invertébrés consommés par les poussins sont en déclin (e.g., Donald, 1998). Les bruants proyer sont donc étudiés comme indicateurs et espèce parapluie, permettant d'indiquer la valeur de conservation des habitats agricoles ainsi que de prédire la présence et richesse d'autres espèces d'oiseaux, notamment des autres bruants (e.g., Brambilla et al., 2009; Morales et al., 2012). Les individus montrent une grande fidélité à leur territoire avec des postes de chant individuels (Olinkiewicz et Osiejuk, 2003), il est donc supposé que les individus étudiés représentent bien les caractéristiques de leur environnement local.

La période de reproduction varie selon les régions mais s'étend au Nord-Ouest de l'Europe entre mars et fin juillet, avec des pontes commençant relativement tard entre fin mai et début juin, voire jusqu'en septembre (Byers et al., 2010; Madge et de Juana, 2020; Olinkiewicz et Osiejuk, 2003). Une occupation instable et tardive des territoires peut être observée jusqu'en mai (Géroudet, 2010; Moller, 1983). Les mâles bruants proyers chantent de manière exposée et visible dans les habitats occupés sur différents supports comme des arbres, des fils électriques, des clôtures, des arbustes et des cultures « hautes » ou au sol, les rendant simples à enregistrer (Altewischer et al., 2015; Olinkiewicz et Osiejuk, 2003). Bien que le chant des bruants proyers ait déjà été étudié (e.g., Holland et al., 1996; Osiejuk et Ratyńska, 2003), aucun travail n'a encore porté à notre connaissance sur une analyse aussi précise de variables impactant le chant de cette espèce.

2.2. Design expérimental

2.2.1. Zone d'étude

L'étude a été menée dans et autour de la « Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre » (ZAPVS) située dans le département des Deux-Sèvres (79), dans la région Nouvelle-Aquitaine (46◦23′N, 0◦41′W) (**Figure 1**). La ZAPVS est une zone rurale de 435 km^2 qui permet d'étudier les trajectoires des agroécosystèmes depuis 1994 (Bretagnolle et al., 2018). En effet, ce territoire est décrit comme une zone

d'agriculture intensive typique, utilisée notamment pour la production de céréales d'hiver, d'oléagineux et d'autres cultures arables (maïs, pois) (Bretagnolle et al., 2018). Les systèmes d'élevage sont en déclin sur la zone, ainsi que les composantes semi-naturelles du paysage comme les haies, les prairies temporaires (luzerne, trèfle) et permanentes (Bretagnolle et al., 2018). Les surfaces boisées fragmentées et les zones urbaines représentent respectivement 3,1% et 9,8% de la surface de la ZAPVS (Bretagnolle et al., 2018). Malgré ces pratiques intensives, 24,5% de la surface de la ZAPVS est en agriculture biologique (RPG national 2023, https://geoservices.ign.fr/rpg) et plus de la moitié de la zone est classé Natura 2000 depuis 2003 (Bretagnolle et al., 2018). De plus, environ 200 fermes ont mis en place des Mesures Agro-Environnementale et Climatiques (entre 2004 et 2017) incluant par exemple des pratiques agricoles moins intensives comme la mise en place de prairies ou encore la conversion vers l'agriculture biologique (Bretagnolle et al., 2018).

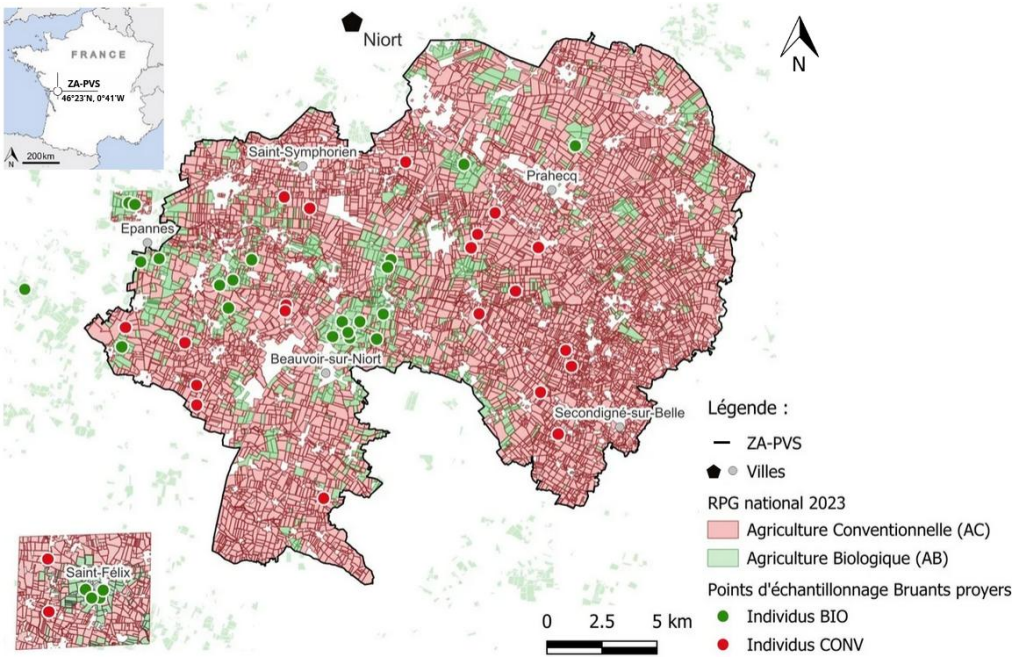


Figure 1. Zone d'étude, parcelles déclarées en Agriculture Biologique en 2023, autres parcelles considérées en Agriculture Conventionnelle et points d'échantillonnages des Bruants proyers avec individus BIO = individus avec plus de 76% d'AB dans un rayon de 200m et individus CONV = individus avec 0% d'AB dans un rayon de 200m.

2.2.2. Méthode d'échantillonnage et enregistrements

Toutes les prospections et les enregistrements ont été effectués par la même personne, afin que les zones prospectées répondent à 4 critères : (*i*) être une zone agricole, (*ii*) être peu urbanisée, (*iii*) être un milieu ouvert et céréalier mais avec des postes de chants favorables (arbres, haies, fils électriques, cultures hautes, etc.) et (*iv*) être une zone en majorité en AC ou en AB autour des individus échantillonnés. Le registre parcellaire graphique (RPG national 2023, https://geoservices.ign.fr/rpg) des

parcelles en AB a été utilisé afin de définir les zones en AB favorables. Les autres parcelles ont été considérées comme en AC.

Les enregistrements ont été réalisés au début de la période de reproduction de l'espèce, avant les premières pontes, entre le 7 avril 2025 et le 9 mai 2025 où la probabilité de trouver des mâles chanteurs est à son maximum (Olinkiewicz et Osiejuk, 2003) et correspondant au pic d'individus observés et indiqués en code atlas 3 « Mâle chanteur (ou cris de nidification) en période de reproduction » en Deux-Sèvres (79) sur Faune France (https://www.faune-france.org/). Même si un effet potentiel de la date et de l'heure sur les caractéristiques du chant sera évalué, les enregistrements en environnement AB ou AC ont été faits par paires dans la journée selon les contraintes du terrain (**Table S1**). Les individus ont été enregistrés entre 7h et 12h30 du matin, où leur activité vocale est importante (Osiejuk et Ratyńska, 2003 ; Moller, 1983) et après le chorus matinal pour obtenir des enregistrements propres (**Table S1**). Les enregistrements ont été effectués dans des conditions similaires et avec une météo favorable (pas de pluie, vent moyen < 10,3 km/h) pour une meilleure prise du son et une standardisation des données. Une mesure du son ambiant sur chaque site d'enregistrement a été effectuée à l'aide de l'application mobile « Sound Meter » car un environnement sonore bruyant impacte le chant (e.g., Brumm, 2004; Lengagne et al., 1999). Le bruit ambiant mesuré présentait une valeur maximale de 77 dB. Les individus ont été localisés à l'écoute et à la vue dans des zones en AB et en AC et ont été approchés en voiture électrique ou à pied selon les contraintes du terrain. Les enregistrements ont été effectués à l'aide d'un microphone directionnel Sennheiser MKH 8070 protégé par une coque et une bonnette à fourrure synthétique Rycote WS 8J Kit, d'un enregistreur ZOOM-H5 et sont d'une durée variant de 2 min 36 s à 7 min 10s. Si l'individu se déplaçait pendant l'enregistrement, celui-ci était mis en pause jusqu'à son retour au même poste de chant ou l'expérimentateur se déplaçait afin de poursuivre l'enregistrement si l'individu chantait à un autre poste. Chaque reprise d'enregistrement a été définie comme une « session » (**Table S1**). Les enregistrements ont été réalisés sous le format *.wav* en 44.1kHz et 16bits. Après l'enregistrement, la distance entre le micro et l'individu a été mesurée à l'aide de l'outil *« Mesurer une distance »* sur Google Maps. Les distances d'éloignement varient entre 10 et 88m. Si l'individu s'était déplacé à un autre poste de chant au cours de l'enregistrement, une distance était prise pour chaque poste (**Table S1**).

2.3. Analyses acoustiques

Les enregistrements ont été effectués à courte distance en milieux ouverts, la dégradation du signal lors de la propagation du son apparaît donc comme faible (cf. Hard et Benedict, 2020). Toutes les analyses acoustiques ont été réalisées sur le logiciel Avisoft-SASLab PRO 5.3.2-57. Un total de 1670 chants (i.e. séquences chantées) de 43 individus a été analysé.

2.3.1. Méthode semi-automatique de nettoyage des enregistrements

Les bandes sons ont été filtrées (bande passante 3-12 kHz) afin de supprimer le bruit ambiant (routes, vent, etc.). Chaque enregistrement a été ensuite parcouru afin de réduire l'énergie correspondant aux chants et cris d'autres espèces (alouettes des champs, bergeronnette printanière, fauvette grisette etc.) ou d'autres bruants proyers. Un spectrogramme a été créé (paramètres : *FFT length* = 512, *Frame size* :100%, *Window* = FlatTop, *Temporal overlap* = 75%) puis une analyse automatique du spectrogramme a été réalisée avec la fonction *Automatic parameters measurements (hold time* = 20ms et *Group analysis* = 350ms) afin d'obtenir les variables acoustiques étudiées. La sélection automatique des éléments au sein des séquences a été vérifiée à l'œil sur tous les spectrogrammes.

2.3.2. Présentation des traits acoustiques étudiés

Les chants des bruants proyers sont relativement stéréotypés. Ils sont constitués d'une introduction comprenant une série de notes introductives, suivie d'une trille (répétition rapide d'une même syllabe sur la bande de fréquence (*bandwidth*) large ; Sprau *et al*., 2013) (**Figure 2**). Certains individus (n=29), produisent un motif de transition séparant l'introduction de la trille. Quelques exemples sont présentés **Figure 2**. Les transitions n'étant pas toujours retrouvées dans le chant des individus enregistrés (**Figure 2**), leur durée et présence sont considérées comme un indice de complexité du chant.

Dans cette étude, les principales caractéristiques des signaux ont été décrites à l'aide de variables temporelles et fréquentielles. La complexité de la trille a également été quantifiée en catégorisant les différents motifs rencontrés.

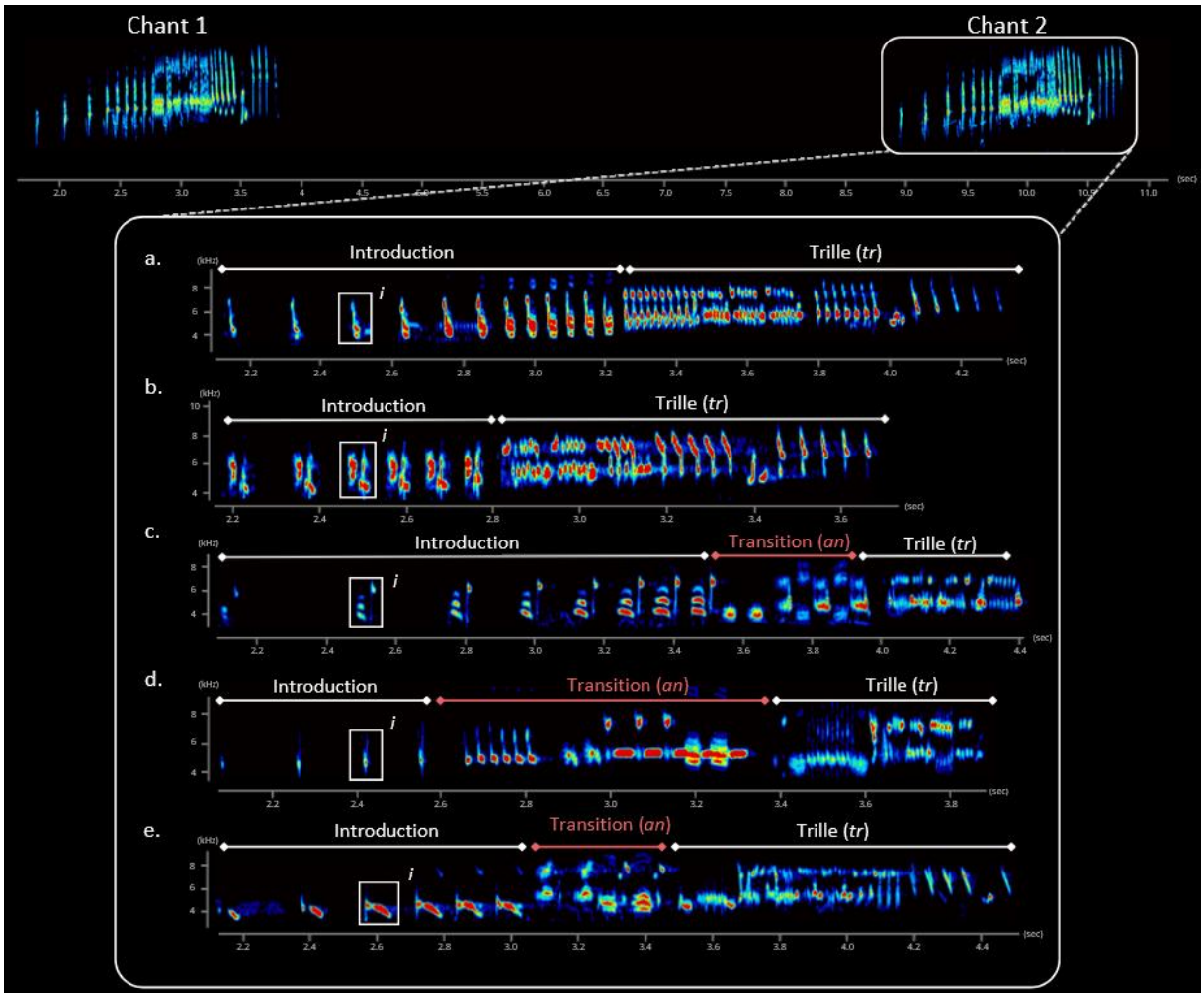


Figure 2. Exemples de spectrogrammes de chants avec a) et b) chants stéréotypés avec une introduction comportant des notes introductives (i) et une trille (tr) (individu 21 et 40) ; c), d) et e) chants avec transition (an) (individus 23, 43 et 19).

2.3.3. Variables acoustiques quantitatives temporelles

Les variables temporelles (**Figure 3**) ont été moyennées pour chaque individu avec :

- Pour les chants : le nombre total de chants (N_{total} *chants), la* durée moyenne des chants ($\bar{X}$ *durée chants)*, la durée moyenne des intervalles entre les chants *(*$\bar{X}$ *intervalle chants).*

  Le taux de chant par minute (*TxC*) a ensuite été calculé avec la formule suivante :

$$TxC = \frac{(Ntotal\ chants * 60)}{Temps\ total\ de\ l'enregistrement\ (\text{sec})}$$

- Au sein des chants : la durée moyenne des notes introductives ($\bar{X}$ *durée i), le* nombre moyen de notes introductives ($\bar{X}$ *i*), l'intervalle moyen entre les notes introductives ($\bar{X}$ *intervalle i)*, la durée moyenne des notes de transitions si présentes ($\bar{X}$ *durée an*), la durée moyenne de la trille ($\bar{X}$ *durée tr).*

Le taux de transition dans les chants (*TxAN*) a été ensuite calculé avec la formule suivante :

$$TxAN = \frac{N\ chants\ avec\ transition}{Ntotal\ chants}$$

2.3.4. Variables acoustiques quantitatives fréquentielles

Pour obtenir les variables fréquentielles, une sous-sélection des individus a été réalisée sur la base de la distance entre l'individu et le microphone. En effet, l'atténuation du son avec la distance est fréquence-dépendante : les hautes fréquences se dégradent plus rapidement lors de la propagation du son que les basses fréquences (review in Hardt et Benedict, 2021; Lengagne et al., 1999). Pour décrire correctement les signaux enregistrés, il a donc été important d'étudier les bandes sons des individus enregistrés à faible distance afin d'obtenir des enregistrements où le spectre a été peu modifié lors de la propagation. Une étude préliminaire (**Figure S1**) a permis de fixer cette distance à 45 mètres. Une description fréquentielle du signal a ainsi été réalisée sur un sous-échantillon de 28 individus. Pour chaque individu, la valeur moyenne du pic de fréquence (fréquence avec le maximum d'énergie, $\bar{X}$ *pic freq,*) et la valeur moyenne de *bandwidth* (largeur de bande, $\bar{X}$ *bandwidth)* ont été calculées au centre de chaque élément pour les notes introductives et la trille (**Figure 3**).

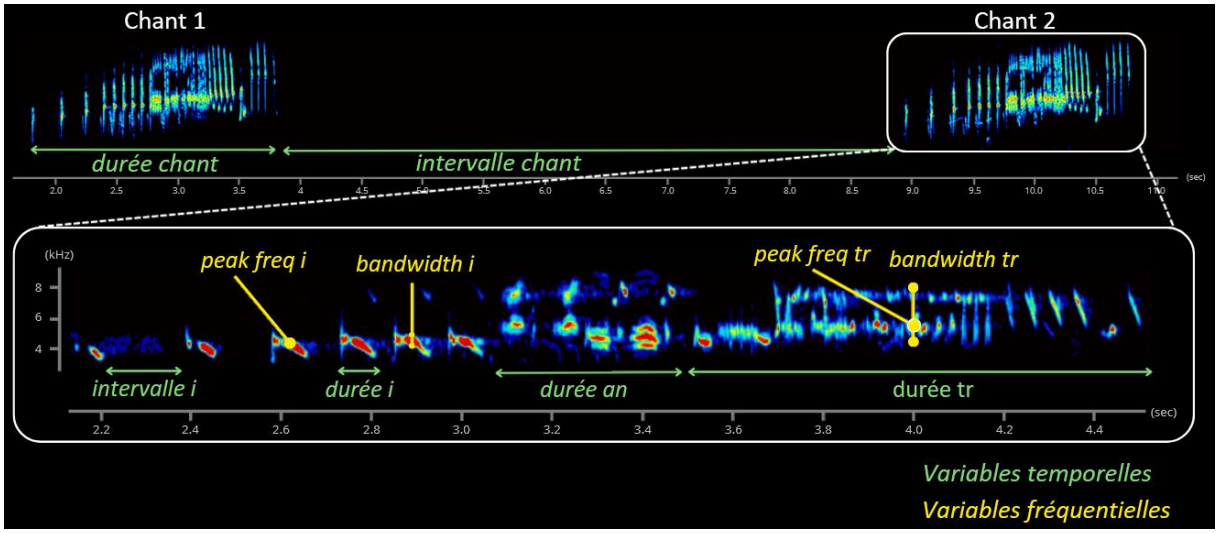


Figure 3. Exemple d'un spectrogramme (individu 19). Les variables temporelles (en vert) sont moyennées par individu. Les variables fréquentielles (en jaune) sont calculées au centre de chaque note introductive et de la trille et sont moyennées pour les notes introductives puis par individu.

2.3.5. Variable acoustique qualitative

La variable qualitative a été obtenue après visualisation de chaque enregistrement et de chaque chant. Un répertoire de 7 motifs différents retrouvés dans les trilles a été créé après étude des enregistrements

(**Figure S2**). Le nombre moyen de motifs différents dans la trille a été calculé par individu ($\bar{X}$ *motifs diff tr)*.

2.4. Paysage agricole

Trois variables paysagères ont été considérées pour étudier le paysage local entourant les individus enregistrés : la présence d'agriculture biologique, la diversité du paysage agricole et la présence de haies.

2.4.1. Type d'agriculture : AB ou AC

La taille des territoires des bruants proyers se situe entre 1 et 6 ha (Hartley et al., 1995; Lilleor, 2007; Moller, 1983; Gillings et Watts, 1997) et un rayon de 150m (7,1 ha) a déjà été utilisé pour étudier le territoire de cette espèce (e.g., Altewischer et al., 2015; Perkins et al., 2012). Dans cette étude, une marge a été prise avec un rayon de 200m (12,6 ha) autour du point où l'individu a été enregistré, supposé comme le centre de son territoire. Le pourcentage de parcelles en AB (RPG national 2023, https://geoservices.ign.fr/rpg) a été calculé avec Chloé 3.28 (Boussard H. et al., 2024) du logiciel QGIS 3.40.4. et la fonction *pNV_i* (proportion de nombre de valeurs *i* (%)). Les individus ont été classés en deux catégories : individus en paysage en agriculture biologique (BIO) et en agriculture conventionnelle (CONV). Les contraintes du terrain n'ont pas permis d'avoir tous les individus en environnement 100% AB et ils ont donc été considérés comme BIO au-dessus de 76% de parcelles en AB (cf. Moreau et al., 2022) et les autres comme CONV (**Table S1**). L'urbanisation a également été contrôlée avec la fonction *pnV-i* et est au maximum de 18% dans un rayon de 200m autour des individus (**Table 1**).

2.4.2. Diversité du paysage agricole

Les mâles bruants proyers semblent sélectionner des habitats hétérogènes et peu exploités (Altewischer et al., 2015; Morales et al., 2012; Lilleor, 2007) d'où l'importance de considérer ces variables dans cette étude. Par exemple, la nidification et le comportement de chant des bruants proyers semblent être impactés négativement par des variables liées à l'intensification agricole qui affectent le nombre de postes de chant, le couvert herbacé pour protéger les nids et la présence d'invertébrés (Morales et al., 2012; Perkins et al., 2012). Cette intensification du paysage a pu être traduite par un indice d'hétérogénéité de composition du paysage (SHDI) calculé avec Chloé 3.28 (Boussard H. et al., 2024) dans un rayon de 200m autour des individus : plus le paysage est intensif (culture unique) et plus le SHDI diminue. Cet indice représente donc la variété, diversité et abondance des éléments et a été calculée à partir des données d'occupation du sol de l'année 2025 grâce à la formule de la diversité de Shannon. Les cultures ont été regroupées selon l'écologie du bruant proyer, leur structure végétale au moment des enregistrements (i.e. poste de chant) et les ressources alimentaires potentielles apportées

afin d'obtenir un assolement représentatif de l'habitat (**Table S2**). Les cultures de printemps à l'état de pousses ou encore en labour ont été regroupées, ainsi que les céréales d'hiver à pailles, les différents types de prairies, les ray-grass et les zones urbanisées (**Table S2**).

Les bordures non cultivées des parcelles semblent également favorables pour les populations d'oiseaux et notamment les bruants proyers car elles seraient sources de nourriture, cachettes et sites de nidification (Bavec et al., 2015; Morales et al., 2012). Ces bordures peuvent être étudiées au travers de l'hétérogénéité de fragmentation et un indice (HET-frag) a été calculé avec Chloé 3.28, basé sur l'indice de Baudry-Burel, dans un rayon de 200m autour des individus : plus le paysage est intensif (grandes parcelles), plus le HET-frag diminue.

2.4.3. Haies à l'échelle locale

Les haies fournissent des sites de nidification, des refuges et des ressources alimentaires pour les oiseaux en milieu agricole, si bien que la longueur des haies dans un paysage pourrait avoir un effet plus important sur la richesse spécifique des oiseaux que les pratiques de l'AB en elles-mêmes (review in Bavec et al., 2015). D'autres résultats indiquent que dans des paysages complexes et diversifiés, l'effet local des haies diminue et la richesse spécifique en oiseaux est importante même sans haie localement (Bavec et al., 2015). Il est donc important d'étudier la présence de haies à l'échelle locale en lien avec l'AB et l'AC ainsi que l'hétérogénéité de composition et fragmentation du paysage pour contrôler les effets ajoutés de ces variables. Pour cela, le pourcentage de haies (% haies) dans un rayon de 200m autour des individus a été calculé avec Chloé 3.28 et la fonction pNV à partir des haies vectorisées sur QGIS depuis les photos Google satellites (1er Mai 2025 ; https://earth.google.com/web/). Le pourcentage de tous les boisements (% boisements) regroupant les bois, les haies et les arbres isolés dans un rayon de 200m a également été calculé avec l'outil pNV de Chloé à partir du « Grain bocager » du 79 développé par Boussard H. et al. (2025).

2.5. Autres variables

2.5.1. Variables abiotiques : météo, date et heure

D'autres facteurs ont un impact sur le chant comme des variables météorologiques (e.g., Bruni et al., 2014; Coomes et Derryberry, 2021; Schäfer et al., 2017). Par exemple, Gaunt et al. (1996) indiquent que des températures basses entraînent des coûts métaboliques pour la thermorégulation et donc l'arrêt du chant puisque l'individu est préoccupé à maintenir sa température corporelle. La température (°C) et l'humidité relative (%) mesurées aux heures d'enregistrement des individus ont été relevées de la station météorologique de Vouillé (46,32°N, 0,37°O ; https://www.infoclimat.fr/stations/metadonnees.php?id=000T1) située au Nord-Est de la ZAPVS.

D'autres variables ont été prises en compte comme la date en jours julien et l'heure de la journée (transformée en secondes après minuit) car elles impacteraient également le chant (Amrhein et al., 2004; Bruni et al., 2014).

2.5.2. Variables biotiques : contexte social

Le contexte social influence également le chant avec la présence de conspécifiques (Amrhein et al., 2004; Stuart et al., 2019) mais également d'autres espèces chanteuses (Xia et al., 2018). Des points d'écoute de 10 minutes (Indice Ponctuel d'Abondance, IPA) ont été réalisés pour chaque individu après enregistrement. Toutes les espèces d'oiseaux observées dans un rayon de 500m ont été notées ainsi que leur comportement toutes les 2 minutes en favorisant les comportements de chant, puis de cris, puis si l'individu est posé ou enfin en vol. Les espèces de rapaces (e.g., milan noir, buse variable, busard cendré, faucon crécerelle) ou marines (e.g., goélands, grand cormoran) ainsi que les espèces non chanteuses (i.e., cri, posée ou vol) en dehors des bruants proyers ont été retirées pour la suite des analyses afin d'obtenir 4 indices : le nombre de conspécifiques chanteurs (Consp C), le nombre de conspécifiques (Consp), le nombre d'espèces chanteuses (Sp C) et un indice de diversité de Shannon (SHANNON) pour les autres espèces de passereaux chanteuses localement.

2.6. Analyses statistiques

Toutes les analyses ont été réalisées sur R Studio 4.4.2.

2.6.1. Réduction du nombre de variables environnementales

Une matrice de corrélations sur les variables paysagères, biotiques et abiotiques, basée sur la méthode de Spearman a été calculée avec la fonction cor du package « stats » (**Figure S3**). Seule une variable explicative a été gardée lorsque plusieurs étaient corrélées entre elles avec un coefficient supérieur ou égal à |0,7|. Seules la température (corrélée négativement ρ = -0,71 à l'humidité relative), le % haies (corrélé positivement ρ = 0,96 au % boisements), le SHANNON (corrélé positivement ρ = 0,98 au Sp C), le Consp C (corrélé positivement ρ = 0.77 au Consp) et le HET-frag (corrélé positivement ρ = 0,71 au SHDI) ont été gardés pour la suite de l'étude en plus de la date en jour julien, de l'heure de la journée en secondes après minuit et du type de modèle agricole (BIO/CONV).

2.6.2. Sélection de modèles

L'objectif de cette étude est de comprendre l'impact global des pratiques agricoles sur le chant du bruant proyer et de contrôler les effets d'autres variables environnementales. Les données ont été récoltées dans

un cadre non contrôlé et le nombre de variables explicatives est important : la sélection de modèle semble être une approche pertinente dans ce contexte. Des modèles linéaires complets ont été créés avec la fonction *lm* du package « stats » pour chaque variable de chant soit 13 modèles complets avec 8 variables temporelles, 2 variables fréquentielles sur les notes introductives et sur les trilles et 1 variable qualitative sur les trilles (**Figures 2 et 3**). La formule suivante a été créée : *variable chant ~ modèle agricole (BIO/CONV) + HET-frag + % haies + date jour julien + sec après minuit + température + Consp C + SHANNON.* Aucune interaction n'a été ajoutée car aucune explication biologique ne semblait le justifier. Les modèles complets ont été validés après vérification de la linéarité du modèle, de l'homoscédasticité et de la distribution des résidus avec la fonction *plotresid* du package « RVAideMemoire ». Le modèle a été validé par inspection visuelle avec la fonction *simulateResiduals* du package « DHARMa ». Puis, une sélection de modèle a été réalisée avec la fonction *dredge* du package « MuMIn » avec comme critère de sélection l'AICc car le ratio du nombre d'individus et de paramètres du modèle initial était inférieur à 40. Pour chacun des 13 modèles complets, si plusieurs modèles avaient un ΔAICc < 2, la méthode du *model averaging* a été appliquée avec la fonction *model.avg* du même package. Pour le taux de chant (TxC), un modèle avait un ΔAICc de 2,016391 soit très proche de la borne 2 et a donc été sélectionné dans le *model averaging.* Les modèles sur lesquels ont été réalisés les modèles moyens sont présentés en **Table S3**. Sur ce modèle moyen, l'importance de chaque terme inclus et le nombre de fois que le terme a été retrouvé dans le modèle moyen ont été calculés avec la fonction *sw* du même package. Pour une variable continue, l'*estimate* de la fonction *summary* du package « base » a été retenu pour donner le sens de la relation avec la variable de chant. Pour le facteur fixe modèle agricole (BIO/CONV), la fonction *emmeans* du package « emmeans » a été utilisée pour obtenir la moyenne ajustée de chaque modalité dans le modèle moyen. Seuls les résultats d'intérêts sont présentés **Figures 4** et **5**.

3. Résultats

Un total de 1670 chants de 43 individus a été analysé dont 22 individus BIO (dont 13 avec un motif de transition) et 21 CONV (dont 15 avec un motif de transition) considérés dans l'analyse des variables temporelles et qualitative, dont 15 individus BIO et 16 CONV ont été conservés dans l'analyse des variables fréquentielles.

3.1. Effets du type d'agriculture

Les bruants proyers enregistrés dans un environnement en agriculture biologique montraient un taux de chant plus élevé et un nombre moyen de motifs différents dans leurs trilles plus importants par rapport aux individus enregistrés dans un paysage conventionnel (**Figure 4**, **Table 1**). Le type d'agriculture ressortait également dans les modèles moyens de 2 autres variables temporelles avec un intervalle moyen

entre les chants plus court et une durée moyenne de transition plus longue en AB qu'en AC. Par ailleurs, la *bandwidth* moyenne des notes introductives et des trilles était plus élevée en AB qu'en AC (**Figure 4**, **Table 1**) mais avec un plus faible poids explicatif du type d'agriculture. En revanche, l'AB ou l'AC ne semblaient pas être des éléments importants dans les autres modèles moyens (**Figure 4**, **Table 1**).

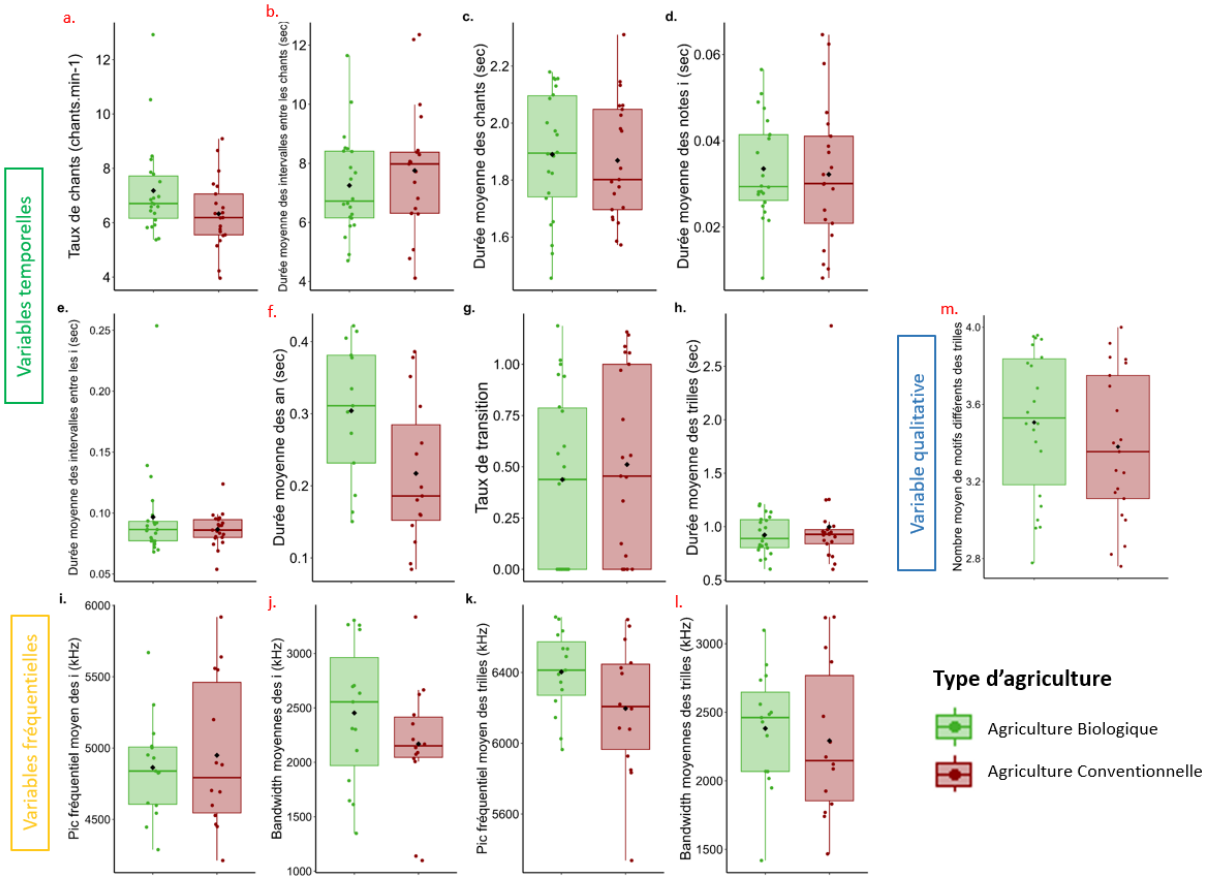


Figure 4. Comparaison des huit variables temporelles (a. à h.), des deux variables fréquentielles pour les notes introductives et les trilles (i. à l.) et de la variable qualitative (m.) des chants de bruants proyers en fonction du type d'agriculture dans un rayon de 200m autour des individus. En rouge, les variables acoustiques où le modèle agricole est ressorti dans le modèle moyen.

3.2. Effets des haies et de l'hétérogénéité de fragmentation

La présence de haies à l'échelle locale semblait peu expliquer les différences dans les chants des individus enregistrés (3/13 paramètres acoustiques étudiés) et avec un faible poids. Seul le taux de chant et la durée moyenne des trilles semblaient diminuer, et la durée des transitions semblait augmenter en partie quand le pourcentage de haies dans le paysage augmentait (**Table 1**).

En revanche, l'hétérogénéité de fragmentation du paysage (HET-frag) ressortait dans sept des 13 modèles moyens et semblait donc expliquer beaucoup plus fortement la variation des traits acoustiques du chant des bruants proyers (**Table 1**, **Table 2**). De façon notoire, les individus enregistrés dans des

paysages plus hétérogènes semblaient avoir des intervalles moyens entre les chants et les notes introductives plus longs ainsi qu'un taux de transition plus faible (**Figure 5**, **Table 1**). Cette hétérogénéité de fragmentation expliquait également en partie une durée des notes introductives plus courte, mais une durée de transition plus longue ainsi qu'une *bandwidth* moyenne des notes introductives plus grandes et un pic fréquentiel moyen des trilles plus faible (**Table 1**, **Table 2**).

3.3. Effets de l'environnement biotique (conspécifiques, hétérospécifiques)

La présence de conspécifiques chanteurs semblait peu influencer le chant des individus enregistrés, cette variable ressortant dans quatre modèles moyens mais avec un faible poids : le taux de chant serait plus faible lorsqu'il y a d'autres bruants proyers chanteurs mais le taux de transition et le nombre moyen de motifs différents des trilles seraient eux plus importants (**Table 1**, **Table 2**).

La présence d'autres espèces chanteuses expliquait un peu plus la variabilité des traits acoustiques étudiés, mais tout de même avec un faible poids (**Table 1**, **Table 2**). Une plus forte diversité d'espèces chanteuses impactait les transitions (durée moyenne et taux plus faibles) ainsi que les notes introductives (pic fréquentiel moyen plus faible, bandwidth moyenne plus grande) et les trilles (durée plus courte) (**Table 1**, **Table 2**).

3.4. Effet de l'environnement abiotique (température, heure, date)

Au moins une des trois variables abiotiques (température, heure et/ou date) ressortait dans tous les modèles moyens : l'environnement abiotique paraissait donc jouer un rôle important sur les paramètres de chant des bruants proyers enregistrés (**Table 1**, **Table 2**). Plus la température augmentait, plus les durées moyennes des chants, des notes introductives et des transitions diminuaient ; mais plus le pic fréquentiel moyen et la bandwidth moyenne des notes introductives augmentaient (**Figure 5**, **Table 1**, **Table 2**). De plus, la durée moyenne des intervalles entre les chants et les trilles augmentait également (**Table 1**, **Table 2**).

Au cours de la journée, le pic fréquentiel moyen des trilles diminuait mais leur bandwidth augmentait (**Figure 5**, **Table 2**). De plus, le pic fréquentiel des notes introductives augmentait et les trilles étaient plus diversifiées (nombre de motifs moyens plus important) plus tard dans la journée (**Table 2**). Cinq variables temporelles acoustiques étaient impactées par l'heure de la journée : l'intervalle moyen entre les chants, la durée moyenne des notes introductives et des transitions étaient plus longs, mais la durée moyenne des chants et le taux de transition étaient plus courts au cours de la journée (**Table 1**).

Enfin, plus la saison de reproduction avançait et plus l'intervalle moyen entre les chants augmentait et la durée des trilles diminuait (**Figure 5**, **Table 1**). Quatre autres variables temporelles étaient impactées par la date : l'intervalle moyen entre les notes introductives augmentait alors que le taux de chant, la durée moyenne des chants et des notes introductives diminuaient (**Table 1**). Les pics fréquentiels moyens des notes introductives et des trilles diminuaient, mais la bandwidth moyenne des notes introductives augmentait au cours de la saison (**Table 2**).

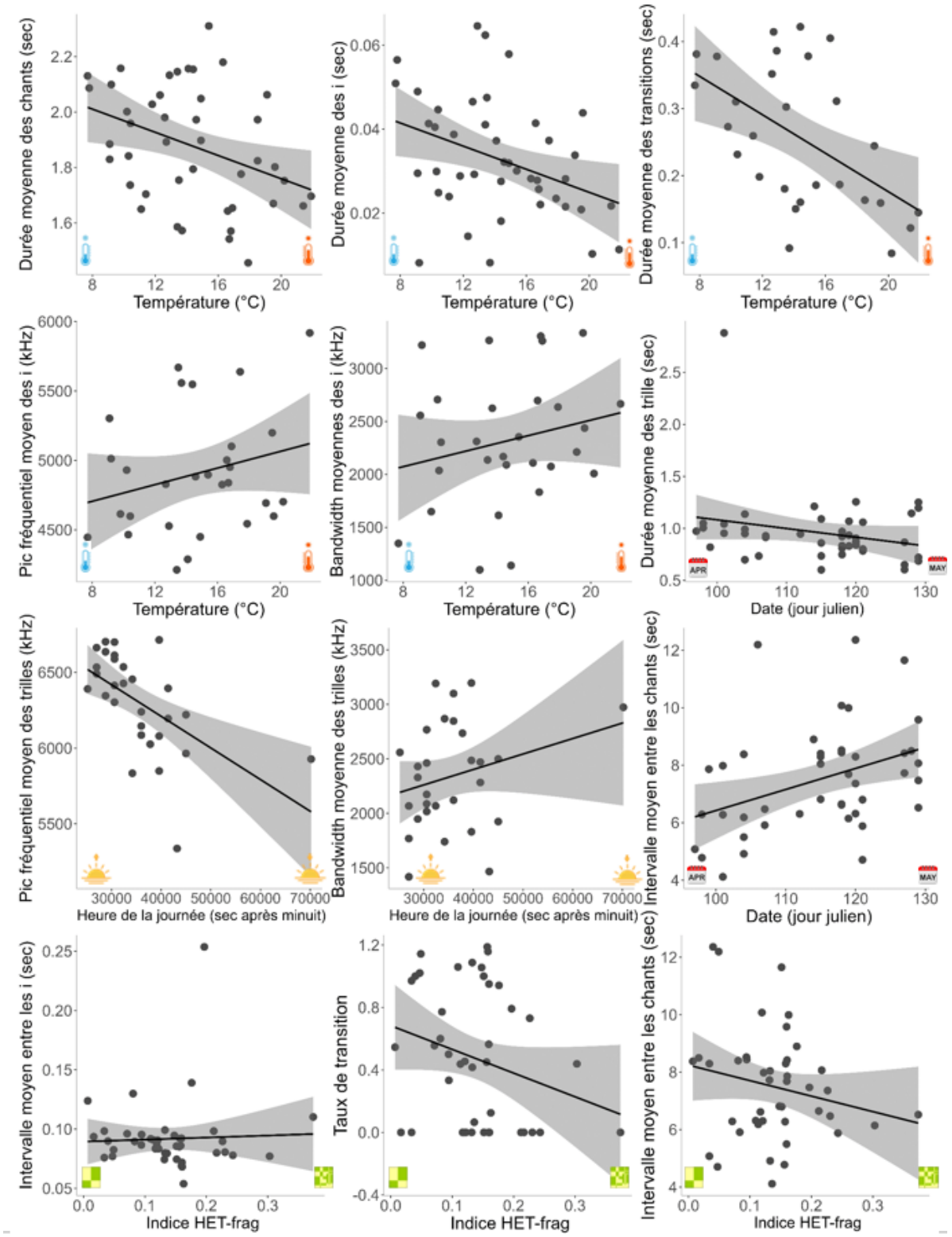


Figure 5. Évolution des paramètres acoustiques étudiés en fonction de la variable paysagère, biotique ou abiotique ayant le plus de poids explicatif dans le modèle moyen (Table 1, Table 2) avec i = notes introductives, indice HET-frag = indice d'hétérogénéité de fragmentation dans un rayon de 200m autour des individus.

Table 1. Comparaison des **modèles moyens obtenus pour les variables temporelles**, pour TxC = Taux de chants, X̄ intervalle chants = intervalle moyen entre les chants, X̄ durée chants = durée moyenne des chants, X̄ durée i = durée moyenne des notes introductives, X̄ intervalle i = intervalle moyen entre les notes introductives, X̄ durée an = durée moyenne des transitions, TxAN = taux de transition, X̄ durée tr = durée moyenne des trilles de chants de bruants proyers (N = 43). Seules les variables retenues dans les modèles moyens sont présentées avec *Sum of weights* = poids de la variable dans le modèle moyen, *N containing models* = nombre de fois où la variable est retenue dans le modèle moyen, BIO = individus considérés BIO, CONV = individus considérés CONV, HET-frag = indice d'hétérogénéité de fragmentation, Consp C = nombre de conspécifiques chanteurs, SHANNON = indice de Shannon sur les communautés chanteuses. Les moyennes ajustées représentent respectivement le TxC en nombre de chants.min^{-1}, X̄ intervalle chants en sec, la X̄ durée an en sec.

	BIO / CONV	% haies	HET-frag	Consp C	SHANNON	Date	Heure	Température
Variables temporelles								
TxC								
Sum of weights	0,79	0,13		0,13		0,18		
N containing models	4 sur 5	1 sur 5	–	1 sur 5	–	1 sur 5	–	–
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 7,36±0,379 CONV : 6,13 ±0,389	-0,016±0,085		-0,0004±0,0017		-0,00007 ±0,00023		
X̄ intervalle chants								
Sum of weights	0,17		1			1	0,31	0,19
N containing models	1 sur 4	–	4 sur 4	–	–	4 sur 4	2 sur 4	1 sur 4
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 7,21±0,40 CONV : 7,80±0,41		**-8,3±3,7**			**0,095±0,028**	0,000017 ±0,000033	0,016±0,045
X̄ durée chants								
Sum of weights						0,22	0,22	1
N containing models	–	–	–	–	–	1 sur 3	1 sur 3	3 sur 3
Estimate						-0,00048±0,0018	-0,00000072 ±0,0000026	**-0,020±0,009**
X̄ durée i								
Sum of weights			0,26			0,27	0,13	1
N containing models	–	–	1 sur 4	–	–	1 sur 4	1 sur 4	4 sur 4
Estimate			-0,009±0,021			**-0,00007±0,00016**	0,000000028±0,00000013	**-0,0014±0,0006**
X̄ intervalle i								
Sum of weights			0,262			0,203		
N containing models	–	–	1 sur 3	–	–	1 sur 3	–	–
Estimate			1,2±3,0			0,004±0,016		
X̄ durée an								
Sum of weights	0,26	0,29	0,16		0,8		0,2	1
N containing models	2 sur 8	2 sur 8	2 sur 8	–	3 sur 8	–	2 sur 8	8 sur 8
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 0,268±0,031 CONV : 0,249±0,028	0,61±1,20	0,05±0,15		-0,031±0,049		0,0000010 ±0,0000026	**-0,015±0,0048**
TxAN								
Sum of weights			0,68	0,11	0,23		0,18	
N containing models	–	–	4 sur 6	1 sur 6	2 sur 6	–	1 sur 6	–
Estimate			**-1,08±1,06**	0,005±0,025	-0,025±0,072		-0,000002±0,000006	
X̄ durée tr								
Sum of weights		0,12			0,12	0,71		0,112
N containing models	–	1 sur 5	–	–	1 sur 5	4 sur 5	–	1 sur 5
Estimate		-0,20±1,05			-0,007±0,037	**-0,0060±0,0059**		0,001±0,006

Table 2. Comparaison des **modèles moyens obtenus pour les variables fréquentielles et qualitatives**, pour X̄ pic freq = pic fréquentiel moyen et X̄ bandwidth = bandwidth moyenne des i = notes introductives et tr = trilles ; et de X̄ motifs diff tr = nombres moyens de motifs différents dans les trilles de chants de Bruants proyers (N = 43). Seules les variables retenues dans les modèles moyens sont présentées avec Sum of weights = poids de la variable dans le modèle moyen, N containing models = nombre de fois où la variable est retenue dans le modèle, BIO = individus considérés BIO, CONV = individus considérés CONV, HET-frag = indice d'hétérogénéité de fragmentation, Consp C = nombre de conspécifiques chanteurs, SHANNON = indice de Shannon sur les communautés chanteuses. Les moyennes ajustées représentent respectivement la bandwidth moyenne en kHz et le nombre moyen de motifs différents dans les trilles.

	BIO / CONV	HET-frag	Consp C	SHANNON	Date	Heure	Température
Variables fréquentielles (N=29)							
i							
X̄ pic freq							
Sum of weights				0,12	0,25	0,11	0,34
N containing models	_	_	_	1 sur 6	2 sur 6	1 sur 6	2 sur 6
Estimate				-13,2±60,8	-2,2±5,8	**0,00072±0,0038**	10,41±19,38
X̄ bandwidth							
Sum of weights	0,42	0,07		0,30	0,11		0,50
N containing models	3 sur 9	1 sur 9	_	3 sur 9	1 sur 9	_	4 sur 9
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 2537±186 CONV : 2080±194	93,8±5051,5		84,1±172,2	1,8±6,4		30,9±39,6
tr							
X̄ pic freq							
Sum of weights		0,24			0,26	1	
N containing models	_	1 sur 3	_	_	1 sur 3	3 sur 3	_
Estimate		-168,3±436,7			-1,8±4,3	**-0,0225±0,0062**	
X̄ bandwidth							
Sum of weights	0,18					0,53	
N containing models	1 sur 3	_	_	_	_	2 sur 3	_
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 2401±161 CONV : 2272±168					**845±112**	
Variable qualitative (N = 43)							
X̄ *motifs diff tr*							
Sum of weights	0,238		0,186			0,162	
N containing models	1 sur 4	_	1 sur 4	_	_	1 sur 4	_
Estimate ou moyenne ajustée	BIO : 3,50±0,096 CONV : 3,39±0,097		0,0087±0,0301			0,0000(±0,000(	

4. Discussion

Les objectifs de l'étude étaient de déterminer l'impact d'un paysage en agriculture biologique sur le chant du bruant proyer, et de contrôler les effets de variables paysagères, biotiques et abiotiques. Les résultats de cette étude montrent que les chants de cette espèce étaient influencés par une combinaison de facteurs extrinsèques (tels que la température, la date, l'heure de la journée et la diversité du paysage), déjà connus dans la bibliographie. Malgré ces effets forts, il a été démontré que les individus dans un paysage local dominé par l'AB chanteraient plus et avec des chants plus complexes qu'en AC, témoignant d'une motivation et d'un investissement plus importants dans le chant et donc dans la reproduction. Néanmoins, un lien clair entre la qualité des mâles chanteurs en AB et leur condition corporelle n'a pas pu être démontré en considérant que certaines variables (i.e., basses fréquences, largeur de *bandwidth*) soient effectivement un bon proxy dans l'estimation de cette condition.

4.1. Température, date et heure de la journée

Les trois variables abiotiques considérées lors de cette étude expliquent en grande partie la variabilité dans les chants des bruants proyers, avec un poids particulièrement important de la température (**Figure 5**, **Table 1**, **Table 2**). Ces effets sont déjà connus sur le chant des oiseaux. La petite taille des passereaux, accompagnée d'un métabolisme élevé, expliquerait en grande partie leur sensibilité à la température (du Plessis et al., 2012) affectant leur comportement et/ou leur physiologie (Garson Hunter 1979 ; Cordonnier et al., 2023, Dubois et al., 2016). Dans cette étude, une augmentation de la température aurait un impact négatif sur l'investissement des mâles bruants proyers puisqu'ils chantaient moins (intervalle entre les chants plus long) et ont des chants généralement plus courts (durées des chants, des notes introductives et des transitions plus courtes) (**Figure 5**, **Table 2**). Plusieurs hypothèses non exclusives sont certainement à l'origine de cet effet de la température et une des hypothèses les plus parcimonieuse serait que les mâles doivent choisir entre chanter et dissiper la chaleur (e.g., halètement) car le chant ainsi que la thermorégulation sont coûteux (Coomes et Derryberry, 2021; review in Gil et Gahr, 2002). En plus de la température, il apparaît que l'avancée dans la saison de reproduction modifie la structure des signaux en allongeant l'intervalle entre les chants, provoquant une diminution du taux de chant et de leur durée (**Figure 5**, **Table 1**). Cette diminution de l'investissement dans le chant peut être en grande partie expliquée par une baisse de la motivation des mâles bruants proyers à chanter, potentiellement elle-même engendrée par une baisse de la production d'hormones après les premiers accouplements qui se déroulent en général au mois de mai dans nos régions (e.g., Alward et al., 2017). Ce résultat est similaire à celui obtenu par Olinkiewicz et Osiejuk, 2003 sur cette espèce (mais voir Moller, 1983). La température et la date impactent également les fréquences des chants et notamment celle des notes introductives (**Figure 5**, **Table 2**), soulignant l'effet de ces deux variables sur un signal aussi important que le chant (Catchpole et Slater, 2003; Nemeth et Brumm, 2009). Enfin, l'heure de la

journée impacte particulièrement les fréquences des trilles (pic fréquentiel qui diminue, bandwidth qui augmente), ainsi que des variables temporelles mais il est difficile d'apporter de réelles conclusions et explications (**Figure 5**, **Table 2**).

4.2. Présence de conspécifiques et interspécifiques

Contrairement à ce qui est retrouvé dans la bibliographie (Olinkiewicz et Osiejuk, 2003), l'impact des conspécifiques chanteurs semble ne pas être un déterminant important du chant des bruants proyers dans notre étude puisque ce paramètre n'est pas ressorti souvent dans les modèles moyens et/ou avec un poids explicatif faible (**Table 1**, **Table 2**). Cette absence d'effet pourrait trouver son origine dans le faible nombre de conspécifiques chantant en même temps que l'individu enregistré, n'entraînant pas un fort effet de compétition. En effet, en moyenne seulement 2 bruants proyers chanteurs ont été entendus en même temps dans un rayon de 500m autour des individus enregistrés (voir *Matériels et Méthodes*). De la même manière, la présence d'une communauté d'oiseaux chanteurs diversifiée n'aurait qu'un faible impact sur le chant des bruants proyers mais, par exemple, les transitions et les trilles seraient plus courtes (**Table 1**). Cette durée plus courte d'éléments en présence d'hétérospécifiques pourrait être due à de la compétition pour les « canaux de transmissions » (Robert et al., 2021; Xia et al., 2018) ou pour la ressource notamment entre espèces proches (Gorissen et al., 2006; Secondi et al., 2003), ou encore au risque de prédation (effet de dilution, signal « all-clear » ; review in Lima, 2009; Rossetto et Laiolo, 2024; Xia et al., 2018).

4.3. Hétérogénéité et qualité de l'habitat, présence de haies

La présence de haies dans le paysage local semblait très peu impacter le chant des bruants proyers (**Table 1**, **Table 2**) ce qui peut s'expliquer par l'écologie particulière de cette espèce puisque les individus utilisent des postes de chants alternatifs (tels que les clôtures et fils électriques ; Olinkiewicz et Osiejuk, 2003) et se nourrissent de graines présentes dans les cultures (Perkins et al., 2007) ou les bandes enherbées et non dans les haies comme un grand nombre de passereaux. En revanche, un paysage agricole hétérogène qui est supposé représenter un habitat de meilleure qualité comparé à un habitat homogène (i.e., intensif), avait un poids explicatif plus important sur certains paramètres de chant (**Figure 5**, **Table 1**, **Table 2**) tels qu'un intervalle entre les notes introductives plus court et un taux de transitions plus faible (i.e., chant moins complexe) (**Figure 5**, **Table 2**). De plus, l'hétérogénéité de l'habitat ne semblait pas influencer la durée moyenne des chants (**Table 2**) et diminuait même la complexité des chants contrairement aux résultats trouvés par García et al., 2024 sur la qualité de l'habitat et le chant des gorgebleues à miroir (*Luscinia svecica azuricollis*). Nos résultats supposent que les mâles de meilleure qualité (i.e., avec des chants plus nombreux et plus complexes et donc plus

coûteux, review in Gil et Gahr, 2002) ne semblent pas préférer les habitats plus hétérogènes et moins intensifs contrairement à ce qui est déjà reconnu dans la littérature (Altewischer et al., 2015; García et al., 2024; Morales et al., 2012, Lilleor, 2007). Une autre hypothèse serait donc que malgré une hétérogénéité de l'habitat plus importante, la qualité globale de ces habitats ne serait pas plus élevée au moment des enregistrements (e.g., moins de ressources alimentaires telles que le blé, l'avoine et l'orge consommées préférentiellement par l'espèce, Perkins et al., 2007).

4.4. Paysage local en AB ou AC

Malgré les effets importants des variables biotiques et abiotiques sur le chant des bruants proyers, les résultats de cette étude ont démontré un effet d'un paysage en agriculture biologique autour des individus enregistrés (6/13 variables acoustiques testées, **Figure 4**, **Table 1**, **Table 2**) avec en plus, un poids important pour deux variables acoustiques : le taux de chant et le nombre moyen de motifs différents dans les trilles. Les individus enregistrés en AB chantaient donc plus (i.e., taux de chant plus élevé) et avec des chants plus complexes (i.e., nombre moyen de motifs différents dans les trilles plus élevé) par rapport à leurs conspécifiques vivant en AC. Comme ces paramètres traduisent un investissement dans le chant important en absence d'effet de compétition (peu d'impact retrouvé des conspécifiques ou des hétérospécifiques), nous pouvons donc supposer que les individus dans des environnements en AB seraient de meilleure qualité et/ou pourraient allouer plus de temps et d'énergie au chant, paramètre qui est en général directement connecté à l'investissement dans la reproduction (Catchpole et Slater, 2003; Nemeth et Brumm, 2009; Byers et al., 2015; Gil et Gahr, 2002; Pfaff et al., 2007).

Cette augmentation de la qualité des mâles en AB pourrait être liée à au moins deux hypothèses explicatives non exclusives. Tout d'abord, les ressources alimentaires sont généralement plus abondantes et diversifiées dans un environnement en AB favorisant la biodiversité (Blackburn et Wallace, 2001; Brickle et al., 2000; Ghilain et Bélisle, 2008; Girard et al., 2014; Peach et al., 1999; Tuck et al., 2014). Ainsi, les bruants proyers en AB disposeraient donc de plus de nourriture, ce qui leur permettrait d'investir plus d'énergie dans le chant qui reste un signal très coûteux à produire (Gil et Gahr, 2002; Oberweger et Goller, 2001; Ophir et al., 2010; Thomas, 2002). En effet, il a largement été montré que chanter induit de fortes dépenses énergétiques (amphibiens : Richardson et al., 2012; oiseaux : Oberweger et Goller, 2001; Ward et al., 2003; Gil et Gahr, 2002; Garamszegi et al., 2006). Cependant, aucune information directe concernant les conditions corporelles des bruants proyers enregistrés (i.e., masse, taille) n'a pu être récoltée pour affirmer ou non cette hypothèse puisque les individus n'ont pas été capturés. À l'avenir, un programme de captures avec des bagues colorées permettrait de corréler des variables morphologiques avec des paramètres de chant. Un moyen détourné pour accéder à la condition corporelle des individus pourrait passer par la mesure des variables fréquentielles du chant qui seraient

considérées comme de bons proxies de la conditions corporelle. En effet, des fréquences de chant plus graves et une bandwidth plus large (associée à un taux de syllabes rapides, i.e., complexe à produire) pourraient être associées à une meilleure condition corporelle des individus chanteurs (Drăgănoiu et al., 2002; Hall et al., 2013; Mikula, 2014; Porzio et al., 2024; Wallschläger, 1980). Or, même si nos résultats indiquent que la gamme de fréquence sur laquelle chante les individus est plus large dans les environnements en AB (i.e., bandwidth des notes introductives et des trilles, **Table 2**), les bruants proyers ne semblaient pas chanter à des fréquences plus graves (**Table 2**). Ces résultats ne permettent donc pas de conclure avec certitude à une meilleure condition corporelle des individus en AB, d'où le besoin de capturer les individus enregistrés en période de reproduction (i.e., repasse et filet japonais).

La seconde hypothèse est que l'interdiction des pesticides de synthèse en AB pourrait engendrer une plus faible contamination des individus chanteurs et ainsi expliquer que les chants des bruants proyers soient plus nombreux et plus complexes. En effet, il a déjà été montré que dans des paysages en AB, les oiseaux sont moins contaminés par les pesticides, même si la taille des effets reste souvent faible et peut en plus dépendre des espèces (Bailly et al., 2025). La contamination des individus par les pesticides engendre des effets sublétaux qui sont connus pour impacter différents traits d'histoire de vie des individus. Il a été par exemple montré que les pesticides altèrent le comportement (Gaffard et al., 2022a; Moreau et al., 2022a), la reproduction (Gaffard et al., 2022b; Lopez-Antia et al., 2015; Moreau et al., 2021) ou encore la physiologie (Lopez-Antia et al., 2013). Par ailleurs, les pesticides pourraient impacter le développement du cerveau et donc la capacité à produire des signaux acoustiques en inhibant par exemple l'acetylcholinesterase (AChE), une enzyme clé dans le système nerveux (Hart, 1993; Markman et al., 2008). De plus, la contamination par les pesticides engendre des mécanismes de détoxification qui sont coûteux à produire mais nécessaires pour assurer la survie des individus (Corvalan et al., 2025). Ainsi, sous l'hypothèse d'une plus faible contamination des individus chanteurs dans un paysage en AB, les oiseaux auraient plus d'énergie à dépenser dans le chant. À notre connaissance, aucune étude sur le terrain ou même expérimentale n'a testé l'effet des pesticides sur le chant des oiseaux. Cependant, l'impact de polluants autres que les pesticides a été observé sur des mâles mésanges charbonnières (*Parus major*). Il a été démontré sur le terrain que leur répertoire de chant est plus grand (chants plus complexes) et ils chantent plus lorsqu'ils sont éloignés de sites contaminés aux métaux lourds (Gorissen et al., 2005). Pour valider cette hypothèse, il apparaît alors important de pouvoir capturer les individus après enregistrement pour estimer leur charge en pesticides par une prise de sang (Bailly et al., 2025; Espín et al., 2016; Fuentes et al., 2023; Rodrigues et al., 2023) et/ou de doser les pesticides dans différentes matrices (e.g., eau, sol, ressources alimentaires).

4.5. Limites

Seules les données des parcelles en AB datées de 2023 étaient disponibles, or des changements ont pu s'opérer depuis les 2 dernières années. Il serait donc intéressant d'obtenir les données de l'année 2025 pour confirmer les résultats de cette étude. Des précautions sont également à prendre sur les conclusions de cette étude car les territoires des bruants proyers sont très variables et parfois plus grands qu'étudiés ici (~ 200 ha, Donald et Evans, 1995; ~74ha, Meyer et al. 2007). De plus, des études montrent que l'âge des individus aurait un impact sur certains paramètres acoustiques (Gorissen et al., 2005; Sprau et al., 2013) appuyant donc la nécessité d'obtenir ces données sur les individus enregistrés et de réaliser un suivi sur plusieurs années.

5. Conclusions

À notre connaissance, cette étude est une des plus complètes explorant les effets de différentes variables extrinsèques sur le chant des Bruants proyers en conditions semi-expérimentales. Malgré la prise en compte des variables abiotiques, biotiques et paysagères, les résultats de cette étude montrent des effets directs de l'agriculture biologique sur certains paramètres acoustiques du chant des bruants proyers, avec des chants en plus grande quantité et plus complexes en AB. C'est la première fois qu'un tel résultat est démontré *in natura* sur une espèce de passereaux spécialiste des milieux agricoles, soulignant ainsi les bienfaits de l'AB sur la qualité des individus. L'activité vocale des Bruants proyers suggère que ce comportement servirait bien à la défense du territoire (Olinkiewicz et Osiejuk, 2003) et à attirer les femelles (Moller, 1983). Elles auraient alors un meilleur succès de reproduction dans les territoires où des mâles ont une activité vocale importante et associeraient chant et qualité du territoire (Moller, 1983). Néanmoins, à partir des résultats de cette étude, il n'est pas possible de s'assurer que les mâles en AB soient réellement de meilleurs reproducteurs et qu'ils soient sélectionnés préférentiellement par les femelles. Pourtant, ces données permettraient de mieux comprendre les dynamiques de population de cette espèce en déclin en contexte d'intensification agricole et de perte globale de la biodiversité.

References

Altewischer, A., Buschewski, U., Ehrke, C., Fröhlich, J., Gärtner, A., Giese, P., Günter, F., Heitmann, N., Hestermann, M., Hoffmann, H., Kleinschmidt, F., Kniepkamp, B., Linke, W., Mayland-Quellhorst, T., Pape, J., Peterson, T., Schendel, V., Schwieger, S., Wadenstorfer, A., Fischer, K., 2015. Habitat Preferences of Male Corn Buntings *Emberiza* calandra in North-Eastern Germany. *Acta Ornithol*. **50**, 1–10. https://doi.org/10.3161/00016454AO2015.50.1.001

Alward, B.A., Rouse, M.L., Balthazart, J., Ball, G.F., 2017. Testosterone regulates birdsong in an anatomically specific manner. *Anim. Behav*. **124**, 291–298. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.09.013

Amrhein, V., Kunc, H.P., Naguib, M., 2004. Seasonal Patterns of Singing Activity Vary With Time of day in The Nightingale (Luscinia Megarhynchos). *The Auk* **121**, 110–117. https://doi.org/10.1093/auk/121.1.110

Andersson, M., 1994. Sexual Selection. Princeton University Press.

Bailly, A., Monceau, K., Bretagnolle, V., Rodrigues, A., Millet, M., Moreau, J., 2025. Pesticide exposure in farmland wild passerines: bio-indicators of a widespread contamination despite organic farming. *Environ. Res*. **285**, 122389. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122389

Bavec, M., Bavec, F., Bavec, M., Bavec, F., 2015. Impact of Organic Farming on Biodiversity, in: Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. *IntechOpen*. https://doi.org/10.5772/58974

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol*. **18**, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Béraud, M., 2015. Discours critiques et pratiques alternatives des mouvements de l'agroécologie face aux « dévoiements » du label de l'agriculture biologique. Presented at the 6ème congrès de l'AFS : « la sociologie, une science contre nature ?».

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. *Basic Appl. Ecol*. **2**, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073

Brambilla, M., Guidali, F., Negri, I., 2009. Breeding-season habitat associations of the declining Corn Bunting *Emberiza calandra* a potential indicator of the overall bunting richness. *Ornis Fenn*. **86**, 41–50.

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Sci. Total Environ*. **627**, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142

Brickle, N.W., and Harper, D.G.C., 1999. Diet of nestling Corn Buntings *Miliaria calandra* in southern England examined by compositional analysis of faeces. *Bird Study* **46**, 319–329. https://doi.org/10.1080/00063659909461145

Brickle, N.W., Harper, D.G.C., Aebischer, N.J., Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings Miliaria calandra. *J. Appl. Ecol*. **37**, 742–755. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x

Brumm, H., 2004. The Impact of Environmental Noise on Song Amplitude in a Territorial Bird. *J. Anim. Ecol*. **73**, 434–440.

Bruni, A., Mennill, D.J., Foote, J.R., 2014. Dawn chorus start time variation in a temperate bird community: relationships with seasonality, weather, and ambient light. *J. Ornithol*. **155**, 877–890. https://doi.org/10.1007/s10336-014-1071-7

Byers, B.E., Akresh, M.E., King, D.I., 2016. Song and Male Quality in Prairie Warblers. *Ethology* **122**, 660–670. https://doi.org/10.1111/eth.12513

Byers, B.E., Akresh, M.E., King, D.I., 2015. A proxy of social mate choice in prairie warblers is correlated with consistent, rapid, low-pitched singing. *Behav. Ecol. Sociobiol*. **69**, 1275–1286. https://doi.org/10.1007/s00265-015-1940-y

Byers, C., Olsson, U., Curson, J., 2010. Buntings and Sparrows: A Guide to the Buntings and North American Sparrows. A&C Black.

Casagrande, S., Pinxten, R., Eens, M., 2016. Honest Signaling and Oxidative Stress: The Special Case of Avian Acoustic Communication. *Front. Ecol. Evol*. **4**. https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00052

Catchpole, C.K., Slater, P.J.B., 2003. Bird Song: Biological Themes and Variations. Cambridge University Press.

Chamberlain, D. e., Fuller, R. j., Bunce, R. g. h., Duckworth, J. c., Shrubb, M., 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. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x

Coomes, C.M., Derryberry, E.P., 2021. High temperatures reduce song production and alter signal salience in songbirds. *Anim. Behav*. **180**, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2021.07.020

Corvalan, B., Alvarez-Vergara, F., Landaeta, D., Ramirez-Otarola, N., Sanchez-Hernandez, J.C., Maldonado, K., Nespolo, R.F., Newsome, S.D., Sabat, P., 2025. Impacts of an organophosphate pesticide and water restriction on physiology and immunity in the passerine *Zonotrichia capensis*. *Comp. Biochem. Physiol. Part C Toxicol. Pharmacol*. **288**, 110076. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2024.110076

Cotton, S., Fowler, K., Pomiankowski, A., 2004. Do sexual ornaments demonstrate heightened condition-dependent expression as predicted by the handicap hypothesis? *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **271**, 771–783. https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2688

DeLeon, S., Halitschke, R., Hames, R.S., Kessler, A., DeVoogd, T.J., Dhondt, A.A., 2013. The Effect of Polychlorinated Biphenyls on the Song of Two Passerine Species. *PLoS ONE* **8**, e73471. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073471

Donald, P.F., Evans, A.D., 1995. Habitat selection and population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain in 1993. *Bird Study* **42**, 190–204. https://doi.org/10.1080/00063659509477168

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ*. **116**, 189–196. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007

Drăgănoiu, T.I., Nagle, L., Kreutzer, M., 2002. Directional female preference for an exaggerated male trait in canary (Serinus canaria) song. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci*. **269**, 2525–2531. https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2192

Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., Van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., Jaspers, V.L.B., Krone, O., Duke, G., Helander, B., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., Van Den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors - what types of samples should we use? *Ecotoxicology* **25**, 777–801. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

Fontaine, B., Moussy, C., Chiffard, J., Dupuis, J., Corolleur, E., Schmaltz, L., Lorrilliere, R., Loïs, G., Gaudard, C., 2019. Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019: 30 ans de suivis participatifs.

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023. Neonicotinoids: Still present in farmland birds despite their ban. *Chemosphere* **321**, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091

Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecol. Lett*. **13**, 858–869. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x

Gaffard, A., Loiseau, C., Bretagnolle, V., Pays, O., Moreau, J., 2022a. Sublethal effects of pesticide residues differ between strains of captive Grey partridge: Consequences in terms of rearing conditions. *Appl. Anim. Behav. Sci*. **257**, 105791. https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105791

Gaffard, A., Pays, O., Monceau, K., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., 2022b. Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. *Environ. Pollut.* **312**, 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005

Garamszegi, L.Z., 2005. Bird song and parasites. *Behav. Ecol. Sociobiol*. **59**, 167–180. https://doi.org/10.1007/s00265-005-0041-8

Garamszegi, L.Z., Moreno, J., Møller, A.P., 2006. Avian song complexity is associated with high field metabolic rate. *Evolutionary Ecology Research*, **8**: 75–90

García, J., Laiolo, P., Suárez-Seoane, S., 2024. Song complexity is associated with habitat quality in an upland passerine. *Ibis* **166**, 682–693. https://doi.org/10.1111/ibi.13257

Gaunt, A.S., Bucher, T.L., Gaunt, S.L.L., Baptista, L.F., 1996. Is Singing Costly? *The Auk* **113**, 718–721. https://doi.org/10.2307/4089004

Géroudet, P. 2010. Les Passereaux d'Europe. Tome 1 : Des Coucous aux Merles, 405p. – Tome 2 : De la Bouscarle aux Bruants, 512p. Ed Delachaux & Niestlé 1951, mise à jour par M.

Ghilain, A., Bélisle, M., 2008. Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification. *Ecol. Appl.* **18**, 1140–1154. https://doi.org/10.1890/07-1107.1

Gil, D., Gahr, M., 2002. The honesty of bird song: multiple constraints for multiple traits. *Trends Ecol. Evol*. **17**, 133–141. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02410-2

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ*. **189**, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033

Gorissen, L., Gorissen, M., Eens, M., 2006. Heterospecific song matching in two closely related songbirds (*Parus major* and *P. caeruleus*): great tits match blue tits but not vice versa. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **60**, 260–269. https://doi.org/10.1007/s00265-006-0164-6

Gorissen, L., Snoeijs, T., Duyse, E.V., Eens, M., 2005. Heavy metal pollution affects dawn singing behaviour in a small passerine bird. *Oecologia* **145**, 504–509. https://doi.org/10.1007/s00442-005-0091-7

Grafen, A., 1990. Biological signals as handicaps. *J. Theor. Biol*. **144**, 517–546. https://doi.org/10.1016/S0022-5193(05)80088-8

Hall, M.L., Kingma, S.A., Peters, A., 2013. Male songbird indicates body size with low-pitched advertising songs. *PloS One 8*, e56717. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056717

Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H., Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* **511**, 341–343. https://doi.org/10.1038/nature13531

Hardt, B., Benedict, L., 2021. Can you hear me now? A review of signal transmission and experimental evidence for the acoustic adaptation hypothesis. *Bioacoustics* **30**, 716–742. https://doi.org/10.1080/09524622.2020.1858448

Hart, A.D.M., 1993. Relationships between behavior and the inhibition of acetylcholinesterase in birds exposed to organophosphorus pesticides. *Environ. Toxicol. Chem*. **12**, 321–336. https://doi.org/10.1002/etc.5620120215

Hartley, I.R., Shepherd, M., Thompson, D.B.A., 1995. Habitat selection and polygyny in breeding Corn Buntings *Miliaria calandra*. *Ibis* **137**, 508–514. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb03260.x

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv*. **122**, 113–130. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018

Holland, J., McGregor, P.K., Rowe, C.L., 1996. Changes in Microgeographic Song Variation of the Corn Bunting Miliaria calandra. *J. Avian Biol.* **27**, 47–55. https://doi.org/10.2307/3676960

Iwaniuk, A., Koperski, D., Cheng, K., Elliott, J., Smith, L., Wilson, L., Wylie, D., 2006. The effects of environmental exposure to DDT on the brain of a songbird: Changes in structures associated with mating and song. *Behav. Brain Res*. **173**, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.bbr.2006.05.026

Kirk, D.A., Martin, A.E., Freemark Lindsay, K.E., 2020. Organic farming benefits birds most in regions with more intensive agriculture. *J. Appl. Ecol.* **57**, 1043–1055. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13589

Kirkpatrick, M., Ryan, M.J., 1991. The evolution of mating preferences and the paradox of the lek. *Nature* **350**, 33–38. https://doi.org/10.1038/350033a0

Lengagne, T., Aubin, T., Lauga, J., Jouventin, P., 1999. How do king penguins (Aptenodytes patagonicus apply the mathematical theory of information to communicate in windy conditions? *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **266**, 1623–1628. https://doi.org/10.1098/rspb.1999.0824

Lilleor, O., 2007. Habitat selection by territorial male Corn Buntings *Miliaria calandra* in a Danish farmland area. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* (DOFT). **101**.

Lima, S.L., 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biol. Rev*. **84**, 485–513. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00085.x

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2015. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environ. Res.* **136**, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology* **22**, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Madge, S. and de Juana, E., 2020. Corn Bunting (Emberiza calandra), version 1.0. In Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.corbun1.01

Mahoney, S.M., Davis, P., Dodge, C., Edwards, C., Holmes, J.A., Jennings, Q., Johnson, M.J., Lundgren, E.J., McLeod, M.A., Moore, D., Motyka, P.J., Pellegrini, A., Rakestraw, D.N., Smith, A.N.B., Winton, R.R., Woodhouse, E., 2024. Evidence of honest signalling in a suboscine bird: Southwestern willow flycatcher song frequency is positively related to apparent reproductive success. *Behaviour* **161**, 545–565. https://doi.org/10.1163/1568539X-bja10275

Markman, S., Leitner, S., Catchpole, C., Barnsley, S., Müller, C.T., Pascoe, D., Buchanan, K.L., 2008. Pollutants Increase Song Complexity and the Volume of the Brain Area HVC in a Songbird. *PLoS ONE 3*, e1674. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001674

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* **536**, 143–145. https://doi.org/10.1038/536143a

Mikula, P., 2014. Pedestrian Density Influences Flight Distances of Urban Birds. *Ardea* **102**, 53–60. https://doi.org/10.5253/078.102.0105

Morales, M.B., Guerrero, I., Oñate, J.J., Meléndez, L., 2012. Inter-specific association and habitat use in a farmland passerine assemblage. *Ecol. Res.* **27**, 691–700. https://doi.org/10.1007/s11284-012-0946-4

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M., Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. *Environ. Pollut.* **278**, 116851. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022a. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ*. **336**, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022b. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. *Environ. Monit. Assess.* **194**, 790. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0

Naguib, M., Riebel, K., 2014. Singing in Space and Time: The Biology of Birdsong, in: Witzany, G. (Ed.), Biocommunication of Animals. *Springer Netherlands, Dordrecht*, pp. 233–247. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7414-8_13

Nemeth, E., Brumm, H., 2009. Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization? *Anim. Behav*. **78**, 637–641. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.06.016

Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., Mathews, F., Macdonald, D., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agric. Ecosyst. Environ.* **129**, 221–227. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.002

Nowicki, S., Peters, S., Podos, J., 1998. Song Learning, Early Nutrition and Sexual Selection in Songbirds1. *Am. Zool*. **38**, 179–190. https://doi.org/10.1093/icb/38.1.179

Nowicki, Searcy, 2004. Song Function and the Evolution of Female Preferences: Why Birds Sing, Why Brains Matter - Annals of the New York Academy of Sciences - *Wiley Online Library*.

Oberweger, K., Goller, F., 2001. The metabolic cost of birdsong production. *J. Exp. Biol*. **204**, 3379–3388. https://doi.org/10.1242/jeb.204.19.3379

Olinkiewicz, A., Osiejuk, T.S., 2003. Effect of Time of Season and Neighbours on Singing Activity in the Corn Bunting *Miliaria calandra*. *Acta Ornithol.* **38**, 117–122. https://doi.org/10.3161/068.038.0208

Ophir, A.G., Schrader, S.B., Gillooly, J.F., 2010. Energetic cost of calling: general constraints and species-specific differences. *J. Evol. Biol.* **23**, 1564–1569. https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02005.x

Osiejuk, T.S., Ratyńska, K., 2003. Song repertoire and microgeographic variation in song types distribution in the corn bunting Miliaria calandra from Poland. *Folia Zool*. **52**.

Peach, W.J., Siriwardena, G.M., Gregory, R.D., 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *J. Appl. Ecol.* **36**, 798–811. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00445.x

Perkins, A., Watson, A., Maggs, H., Wilson, J., 2012. Conservation insights from changing associations between habitat, territory distribution and mating system of Corn Buntings *Emberiza calandra* over a 20-year population decline. *Ibis* **154**. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2012.01246.x

Perkins, A.J., 2017. Effectiveness of SRDP in corn bunting conservation: assessing the impact of six years of targeted agri-environment schemes.

Perkins, A.J., Anderson, G., Wilson, J.D., 2007. Seed food preferences of granivorous farmland passerines. *Bird Study* **54**, 46–53. https://doi.org/10.1080/00063650709461455

Pervanchon, F., Blouet, A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture. Courr. Environ. INRA 117–136.

Pfaff, J.A., Zanette, L., MacDougall-Shackleton, S.A., MacDougall-Shackleton, E.A., 2007. Song repertoire size varies with HVC volume and is indicative of male quality in song sparrows (*Melospiza melodia*). *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **274**, 2035–2040. https://doi.org/10.1098/rspb.2007.0170

Porzio, N.S., Crottini, A., Leite, R.N., Mota, P.G., 2024. Song determined by phylogeny and body mass in two differently constrained groups of birds: manakins and cardinals. *BMC Ecol. Evol.* **24**, 109. https://doi.org/10.1186/s12862-024-02298-z

Reid, M.L., 1987. Costliness and reliability in the singing vigour of Ipswich sparrows. *Anim. Behav.* **35**, 1735–1743. https://doi.org/10.1016/S0003-3472(87)80066-0

Reif, J., Koleček, J., Morelli, F., Benedetti, Y., 2023. Population trends of ground-nesting birds indicate increasing environmental impacts from Eastern to Western Europe: different patterns for open-habitat and woodland species. *Front. Environ. Sci.* **11**. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1156360

Richardson, C., Joly, P., Lengagne, T., Voituron, Y., Brepson, L., 2012. Energetics of calling in the male treefrog Hyla arborea: when being large means being sexy at low cost. *Behaviour* **149**, 775–793. https://doi.org/10.1163/1568539X-00003004

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R.,

Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **120**, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120

Robert, A., Melo, M., Lengagne, T., Julien, S., Gomez, D., Doutrelant, C., 2021. Patterns of bird song evolution on islands support the character release hypothesis in tropical but not in temperate latitudes. *J. Evol. Biol.* **34**, 1580–1591. https://doi.org/10.1111/jeb.13928

Rodrigues, A., Gaffard, A., Moreau, J., Monceau, K., Delhomme, O., Millet, M., 2023. Analytical development for the assessment of pesticide contaminations in blood and plasma of wild birds: The case of grey partridges (*Perdix perdix*). *J. Chromatogr. A* 1687, 463681. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463681

Rossetto, F., Laiolo, P., 2024. Potential social facilitation through song in bird communities. *Behav. Ecol. Sociobiol.* **78**, 10. https://doi.org/10.1007/s00265-023-03427-2

Schäfer, J.E., Janocha, M.M., Klaus, S., Tietze, D.T., 2017. How weather instead of urbanity measures affects song trait variability in three European passerine bird species. *Ecol. Evol*. **7**, 4868–4880. https://doi.org/10.1002/ece3.3032

Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P., Unwin, R., 2003. An assessment of the environmental impacts of organic farming.

Sprau, P., Roth, T., Amrhein, V., Naguib, M., 2013. The predictive value of trill performance in a large repertoire songbird, the nightingale *Luscinia megarhynchos*. *J. Avian Biol*. **44**, 567–574. https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2013.00113.x

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agric. Ecosyst. Environ*. **254**, 244–254. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028

Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *J. Environ. Manage*. **91**, 22–46. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005

Stuart, C.J., Grabarczyk, E.E., Vonhof, M.J., Gill, S.A., 2019. Social factors, not anthropogenic noise or artificial light, influence onset of dawn singing in a common songbird. *The Auk* **136**, ukz045. https://doi.org/10.1093/auk/ukz045

Sumberg, J., Giller, K.E., 2022. What is 'conventional' agriculture? *Glob. Food Secur.* **32**, 100617. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2022.100617

Thomas, R., Cuthill, I., Goldsmith, A., Cosgrove, D., Lidgate, H., Proctor, S.B., 2003. The trade-off between singing and mass gain in a daytime-singing bird, the European robin. *Behaviour* **140**, 387–404. https://doi.org/10.1163/156853903321826693

Thomas, Robert J, 2002. The costs of singing in nightingales. *Anim. Behav*. **63**, 959–966. https://doi.org/10.1006/anbe.2001.1969

Thomas, Robert J., 2002. Seasonal changes in the nocturnal singing routines of Common Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* **144**, E105–E112. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00070_7.x

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* **51**, 746–755. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219

Van Oort, H., Otter, K.A., Fort, K.T., Holschuh, C.I., 2006. Habitat Quality, Social Dominance and Dawn Chorus Song Output in Black-Capped Chickadees. *Ethology* **112**, 772–778. https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2006.01228.x

Wallschläger, D., 1980. Correlation of song frequency and body weight in passerine birds. *Experientia* **36**, 412–412. https://doi.org/10.1007/BF01975119

Ward, S., Lampe, H.M., Slater, P.J.B., 2004. Singing is not energetically demanding for pied flycatchers, Ficedula hypoleuca. *Behav. Ecol.* **15**, 477–484. https://doi.org/10.1093/beheco/arh038

Ward, S., Slater, P.J.B., 2005. Raised thermoregulatory costs at exposed song posts increase the energetic cost of singing for willow warblers Phylloscopus trochilus. *J. Avian Biol*. **36**, 280–286. https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2005.03379.x

Ward, S., Speakman, J.R., Slater, P.J.B., 2003. The energy cost of song in the canary, *Serinus canaria*. *Anim. Behav*. **66**, 893–902. https://doi.org/10.1006/anbe.2003.2250

Xia, C., Lloyd, H., Shi, J., Wei, C., Zhang, Y., 2018. Dawn singing of the Brownish-flanked Bush Warbler influences dawn chorusing in a bird community. *Ethology* **124**, 400–409. https://doi.org/10.1111/eth.12740

Yamada, K., Soma, M., 2016. Diet and birdsong: short-term nutritional enrichment improves songs of adult Bengalese finch males. *J. Avian Biol.* **47**, 865–870. https://doi.org/10.1111/jav.00979

Supplementary Information

Table S3. Bruants proyers enregistrés (N = 43) et variables associées.

Individu	Nombre de session	BIO / CONV	Pourcentage d'AB (%)	Date	Heure début arrondie	Distance individu-microphone (m) Session 1 / Session 2	Temps d'enregistrement (sec)	Pourcentage d'urbanisation (%)
BP10	1	BIO	76.4	11/04/2025	08:00	14	298,243	10.51
BP11	1	CONV	0	11/04/2025	09:00	45	303,606	0.00
BP13	2	CONV	0	11/04/2025	11:30	50 / 15	226,251	0.00
BP14	1	BIO	85.0	14/04/2025	08:00	36	255,605	0.00
BP15	2	BIO	100	14/04/2025	08:30	47	221,844	18.03
BP16	1	BIO	94.0	14/04/2025	10:00	40	311,658	4.90
BP17	2	CONV	0	14/04/2025	11:30	30	430,158	0.00
BP18	1	CONV	0	16/04/2025	12:00	55	318,177	0.00
BP19	1	BIO	100	17/04/2025	09:00	52	306,619	0.00
BP20	1	CONV	0	17/04/2025	12:30	35	320,017	0.00
BP21	1	CONV	0	22/04/2025	08:30	23	213,707	0.00
BP22	1	BIO	100	24/04/2025	12:00	46	189,875	2.05
BP23	1	CONV	0	25/04/2025	08:30	46	243,377	12.72
BP24	1	CONV	0	25/04/2025	09:00	29	221,330	0.00
BP25	1	CONV	0	25/04/2025	10:00	27	329,720	7.20
BP26	2	BIO	96.6	25/04/2025	11:00	44 / 27	276,442	0.00
BP27	1	BIO	100	28/04/2025	09:00	51	223,176	0.00
BP28	1	BIO	100	28/04/2025	10:00	35	199,489	1.27
BP29	2	BIO	96.0	28/04/2025	10:30	35	270,526	2.95
BP3	1	CONV	0	07/04/2025	19:30	10	249,519	0.00
BP30	3	CONV	0	28/04/2025	11:00	30	156,717	0.00
BP31	2	BIO	98.8	28/04/2025	08:30	30	219,070	0.00
BP32	1	BIO	94.9	29/04/2025	08:00	36	189,113	5.10
BP33	2	BIO	91.8	29/04/2025	08:30	31	327,231	6.17
BP34	1	CONV	0	29/04/2025	11:00	49	269,628	0.00
BP36	1	CONV	0	30/04/2025	07:30	21	303,979	0.00
BP37	1	CONV	0	30/04/2025	08:30	38	354,169	0.00
BP38	1	CONV	0	30/04/2025	09:30	41	298,115	0.00
BP39	1	CONV	0	30/04/2025	11:00	29	246,143	0.00
BP4	1	CONV	0	08/04/2025	09:30	88	303,653	0.00
BP40	1	BIO	96.4	01/05/2025	07:30	40	310,341	NA
BP41	2	BIO	87.3	01/05/2025	09:30	50	247,551	0.00
BP42	1	BIO	98.3	01/05/2025	10:00	63	291,207	0.00

BP43	4	BIO	100	07/05/2025	07:30	50 / 30	270,675	0.00
BP44	1	CONV	0	07/05/2025	09:30	63	320,337	0.14
BP45	2	BIO	82.8	07/05/2025	12:30	44	379,594	0.00
BP46	1	BIO	99.9	08/05/2025	09:00	43	243,426	0.24
BP47	1	BIO	81.9	09/05/2025	07:00	40	278,039	9.06
BP48	2	BIO	100	09/05/2025	08:00	46	252,122	5.27
BP49	1	CONV	0	09/05/2025	09:00	52	235,047	4.48
BP5	1	CONV	0	08/04/2025	10:00	50	306,039	0.00
BP50	1	CONV	0	09/05/2025	09:30	26	336,512	2.37
BP7	1	BIO	97.5	09/04/2025	08:30	15	295,044	11.94

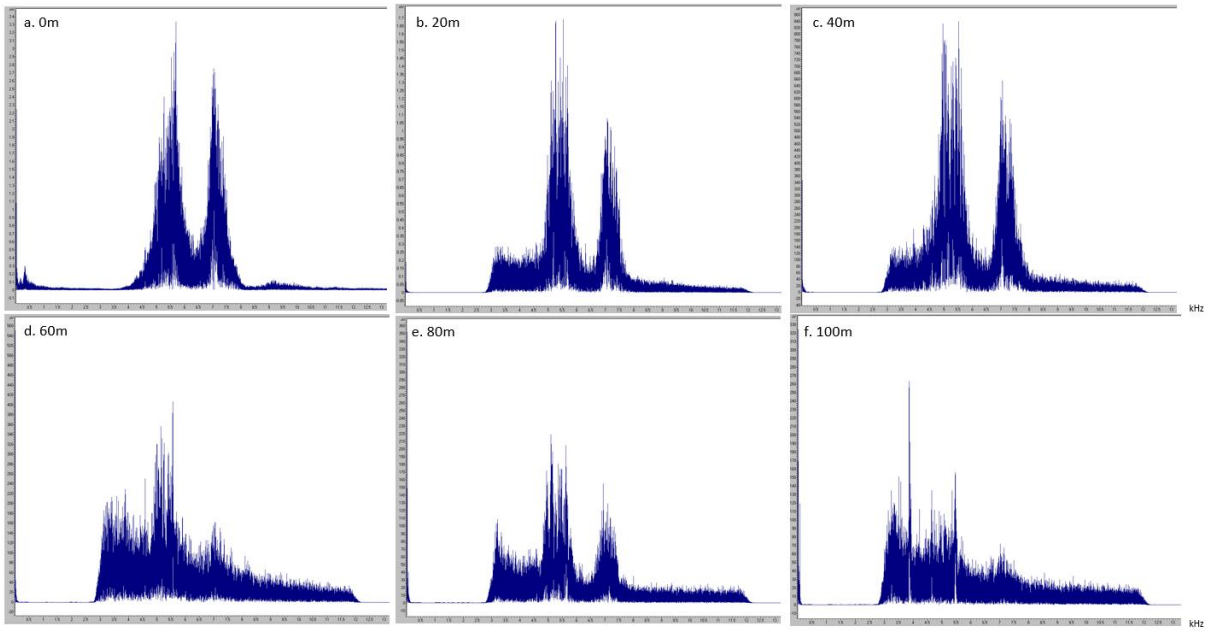


Figure S1. Etude préliminaire pour sélectionner la distance maximale entre le bruant proyer chanteur et le microphone à laquelle l'analyse fréquentielle est possible *(voir Matériels et Méthodes)*. De a. à c., les deux pics d'énergie à 5.5 kHz et 7.4 kHz sont bien visibles confirmant l'analyse fréquentielle sur les individus proches (< 45 m). De d. à f., les deux pics ne sont plus visibles : les fréquences sont trop dégradées pour une analyse rigoureuse.

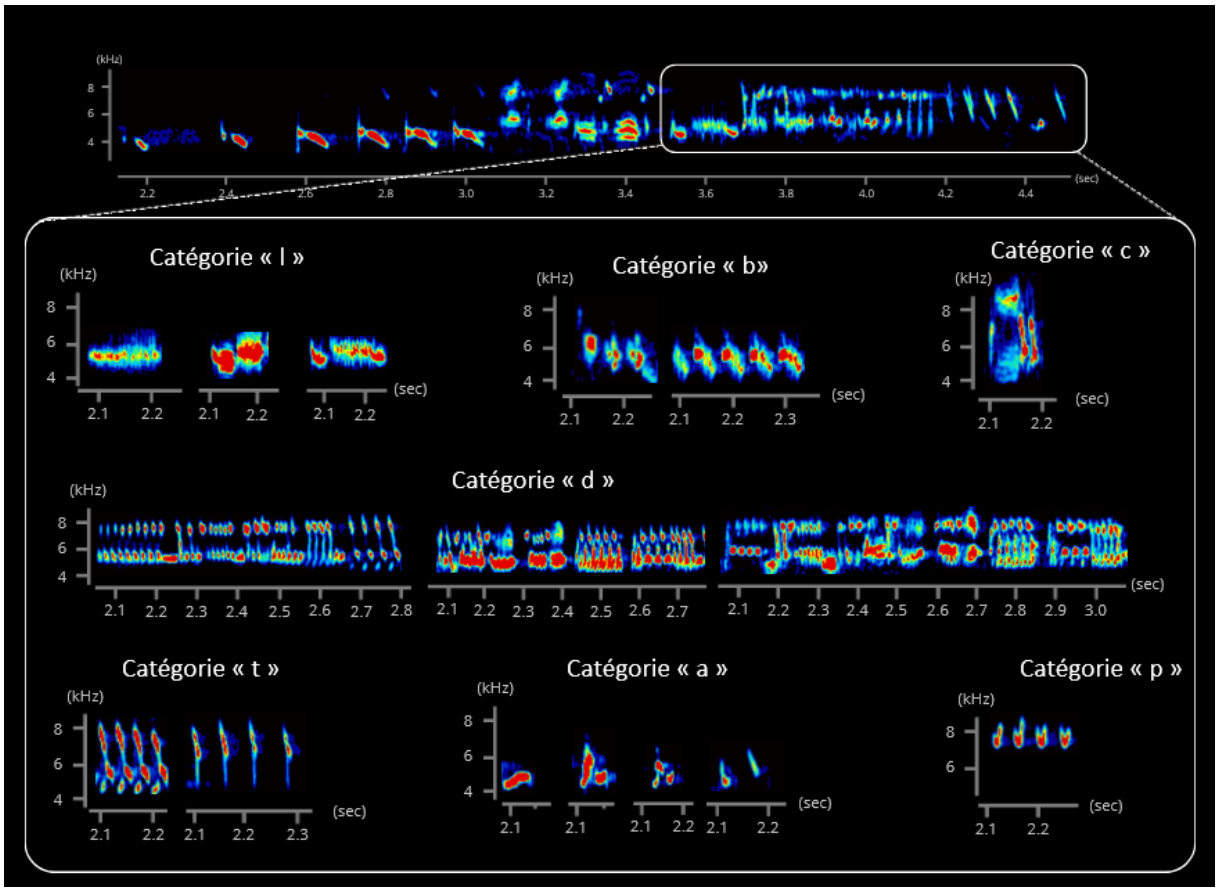


Figure S2. Spectrogrammes des différentes catégories de motifs de trille de bruant proyer étudiés avec des exemples de la diversité en motifs retrouvés dans ces catégories.

Table S2. Occupations des sols et regroupements des occupations du sol de l'année 2025 basé sur l'écologie du bruant proyer pour le calcul de l'indice d'hétérogénéité de composition (SHDI).

Regroupement des occupations du sol utilisé pour le calcul de l'indice d'hétérogénéité de composition (SHDI) (2025)	**Occupation du sol (2025)**
"Prairie/jachères"	Prairie permanente (age>3 ans)
	Prairie temporaire (age<3 ans)
	Friche
	Luzerne
	Trèfle
	Jachère spontanée (juin)
	Prairie année 1
	Jachère spontanée suivi de Labour
"Féverolles"	Féverolles
"Ray-gras"	Ray grass suivi inconnu
	Ray grass suivi Ray Grass
	Ray grass suivi Maïs
	Ray grass suivi Tournesol
	Ray grass suivi Labour
"Culture de printemps avec des fleurs en fin de période d'enregistrement"	Cameline
	Lin
	Pois
	Pavot
"Culture de printemps sans fleurs à la fin de la période d'enregistrement"	Orge de printemps
	Moutarde
	Quinoa
	Sorgho/Millet
	Sorgho
	Millet
	Betterave
	Pois chiches
	Maïs
	Tournesol
	Tabac
	Soja
	Sarrazin

"Céréales et légumineuses"	Céréale + légumineuse
"Céréales à pailles d'hiver"	Céréale
	Blé
	Blé barbu
	Petit épeautre
	Orge d'hiver
	Avoine
	Seigle
	Triticale
"Colza"	Colza
"Labour"	Labour
"Jardin/maraîchage"	Jardin ou culture maraichère
"Urbain"	Bâti
	Péri-village
	Route
"Surface en eau"	Surface en eau
"Vigne"	Vigne
"Foret/Haie"	Bois ou haie
	Forêt RBI
	Bois coupé année 1
"Autres cultures"	Autres cultures

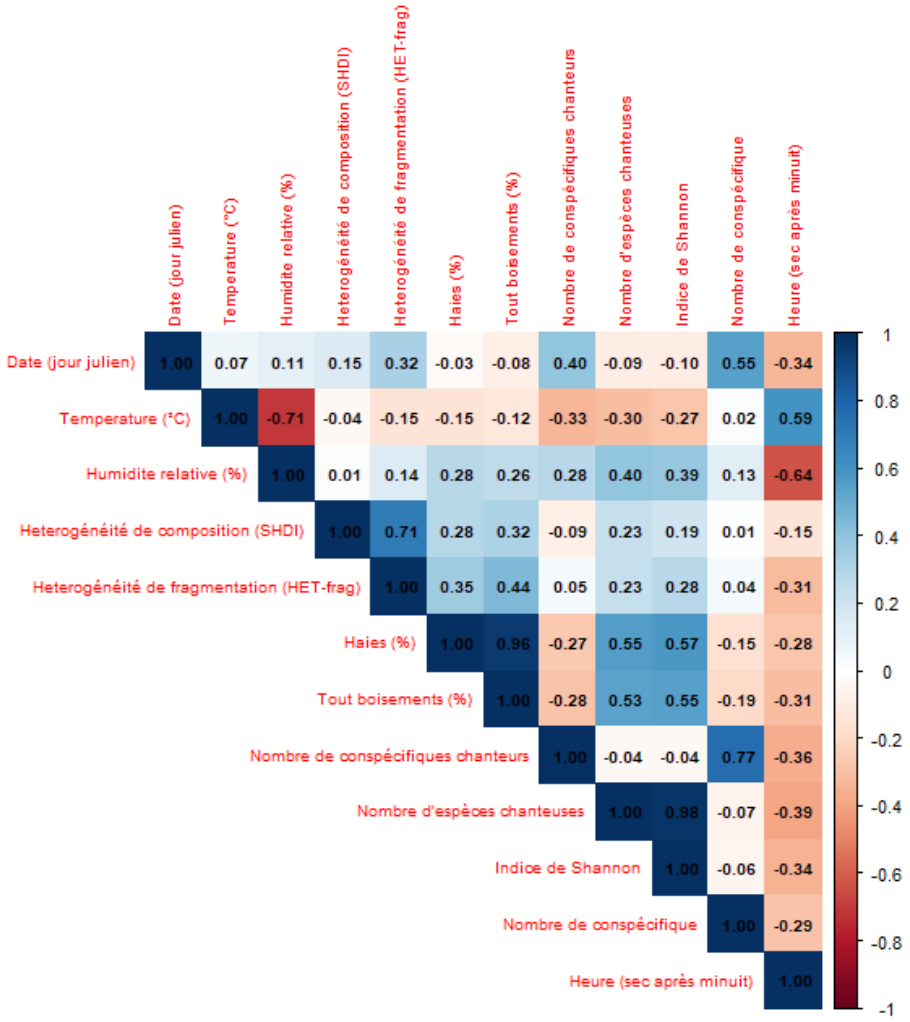


Figure S3. Matrice de corrélation des variables environnementales (paysagères, biotiques, abiotiques) et coefficient de corrélation associé.

Table S3. Summary des modèles sur lesquels ont été réalisés les modèles moyens pour chaque variable de chant étudiée.

Table S3.1. Sortie de modèles avec delta AICc <2.1 pour le taux de chant.

Date	Consp C	% haies	BIO/CONV	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	+	163,4125	0,0000	0,0835927850
NA	NA	NA	NA	164,4364	1,023853	0,0501004807
-0,00004105572	NA	NA	+	164,7549	1,342344	0,0427250504
NA	-0,002633329	NA	+	165,3710	1,958421	0,0313980867
NA	NA	-0,128148617	+	165,4289	2,016391	0,0305010622

Table S3.2. Sortie de modèles avec delta AICc< pour l'intervalle moyen entre les chants.

Date	HET-frag	Heure	Température	BIO/CONV	AICc	delta	weight
0,09361163	-8,914379	NA	NA	NA	172,3902	0,0000000	0,0871009876
0,10459500	-7,644834	5,514733e-05	NA	NA	172,5564	0,1662042	0,0801553082
0,08706866	-8,202314	NA	0,079610958	NA	173,5685	1,1782967	0,0483235911
0,09700228	-8,168960	NA	NA	+	173,7986	1,4083521	0,0430728191

Table S3.3. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la durée moyenne des chants.

Date	Heure	Température	AICc	delta	weight
NA	NA	-0,02093158	-11,118597185	0,000000	0,0963468078
NA	-3,323121e-06	-0,01771545	-9,201364902	1,917232	0,0369415939
-0,002218317	NA	-0,01996406	-9,194409539	1,924188	0,0368133459

Table S3.4. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la durée moyenne de notes introductives.

Date	HET-frag	Heure	Température	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	-0,001375736	-245,0851	0,0000000	0,0771947501
-0,0002790248	NA	NA	-0,001254040	-244,5508	0,5343154	0,0590966207
NA	-0,03659859	NA	-0,001456373	-244,4830	0,6021196	0,0571267011
NA	NA	2,132373e-07	-0,001582108	-243,1416	1,9434494	0,0292127943

Table S3.5. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour l'intervalle moyen entre les notes introductives.

Date	HET-frag	AICc	delta	weight
NA	NA	-231,0690	0,000000	0,0912468763
NA	4,496037	-229,6425	1,426450	0,0447165601
0,018622014	NA	-229,1327	1,936339	0,0346535252

Table S3.6. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la durée moyenne des transitions.

HET-frag	% haies	Heure	SHANNON	Température	BIO/CONV	AICc	delta	weight
NA	2,38496562	NA	-0,09415239	-0,015041853	NA	-49,58999	0,0000000	0,0705336516
NA	NA	NA	NA	-0,014339159	NA	-49,31259	0,2774013	0,0613987385
NA	NA	NA	NA	-0,011901821	+	-49,14870	0,4412898	0,0565680896
NA	NA	4,857425e-06	NA	-0,017237501	NA	-48,32050	1,2694910	0,0373877982
NA	NA	NA	-0,03842930	-0,015493969	NA	-48,10579	1,4842001	0,0335819888
NA	NA	4,826927e-06	NA	-0,014792479	+	-48,05686	1,5331247	0,0327704628
0,31199249	2,14569285	NA	-0,09917880	-0,015272639	NA	-47,83373	1,7562598	0,0293109167
0,27194797	NA	NA	NA	-0,014222695	NA	-47,61400	1,9759851	0,0262613269

Table S3.7. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour le taux de transition.

HET-frag	Consp C	Heure	SHANNON	AICc	delta	weight
-1,517328	NA	NA	NA	53,40882	0,0000000	0,0640410351
NA	NA	NA	NA	54,01508	0,6062633	0,0472944230
-1,857442	NA	-1,107117e-05	NA	54,29650	0,8876819	0,0410866430
NA	NA	NA	-0,12365629	55,12781	1,7189932	0,0271133837
-1,378191	NA	NA	-0,08992648	55,19526	1,7864427	0,0262142380
-1,558217	0,04398766	NA	NA	55,32428	1,9154691	0,0245764702

Table S3.8. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la durée moyenne des trilles.

Date	% haies	SHANNON	Température	AICc	delta	weight
-0,008351224	NA	NA	NA	33,32980	0,0000000	0,0723046991
NA	NA	NA	NA	33,58010	0,2503043	0,0637989653
-0,008938713	NA	NA	9,313402e-03	35,30207	1,9722747	0,0269707188
-0,008617003	NA	-0,05782478	NA	35,32468	1,9948841	0,0266675394
-0,008517059	-1,6500701	NA	NA	35,32954	1,9997463	0,0266027865

Table S3.9. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour le nombre de motifs différents moyen dans la trille.

Consp C	Heure	BIO/CONV	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	43,08503	0,000000	0,0781431686
NA	NA	+	44,19391	1,108879	0,0448849681
0,04678181	NA	NA	44,68481	1,599780	0,0351158457
NA	5,145367e-06	NA	44,96263	1,877599	0,0305615707

Table S3.10. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour le pic fréquentiel moyen des notes introductives.

Date	Heure	SHANNON	Température	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	NA	438,7806	0,0000000	0,0875867881
NA	NA	NA	29,89171	439,3498	0,5691557	0,0658943230
-8,213911	NA	NA	NA	440,3471	1,5665053	0,0400199280
NA	NA	-111,65526	NA	440,6263	1,8456542	0,0348064627
-9,613205	NA	NA	32,57858	440,6986	1,9179863	0,0335701412
NA	0,0066090329	NA	NA	440,7676	1,9869676	0,0324320250

Table S3.11. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la bandwidth moyenne des notes introductives.

Date	HET-frag	SHANNON	Température	BIO/CONV	AICc	delta	weight
NA	NA	NA	63,63061	+	458,0146	0,0000000	0,0527647074
NA	NA	NA	NA	NA	458,4666	0,4520267	0,0420908001
NA	NA	285,3066	78,20160	+	458,7064	0,6918010	0,0373354043
16,189197	NA	NA	NA	NA	459,0992	1,0846601	0,0306769791
NA	NA	NA	NA	+	459,3332	1,3186608	0,0272897771
NA	NA	338,5968	57,20825	NA	459,3827	1,3681278	0,0266230831
NA	NA	NA	36,65485	NA	459,5053	1,4907683	0,0250395956
NA	NA	198,4945	NA	NA	459,9114	1,8968308	0,0204386386
NA	1339,31265	NA	NA	NA	459,9795	1,9649782	0,0197539498

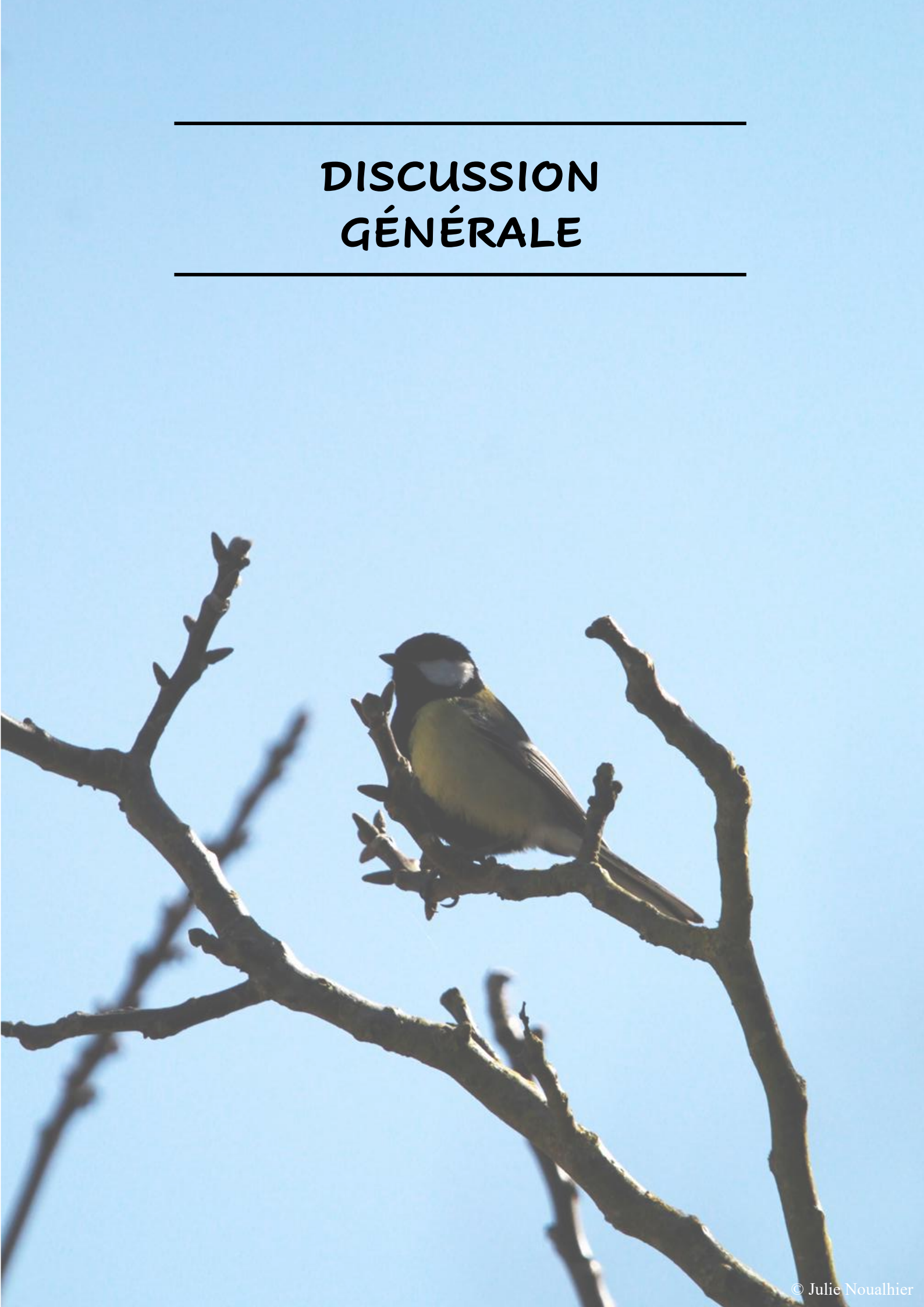
Table S3.12. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour le pic fréquentiel moyen des trilles.

Date	HET-frag	Heure	AICc	delta	weight
NA	NA	-0,02086608	412,3771	0,000000	1,357951e-01
-6,81004873	NA	-0,02399596	413,6490	1,271905	7,189411e-02
NA	-698,096052	-0,02319582	413,8213	1,444195	6,596006e-02

Table S3.13. Sélection de modèles avec delta AICc<2 pour la bandwidth moyenne des trilles.

Heure	BIO/CONV	AICc	delta	weight
NA	NA	444,9738	0,0000000	9,402562e-02
0,01417342	NA	445,5249	0,5511196	7,137927e-02
0,01899632	+	446,8655	1,8916618	3,651548e-02

DISCUSSION GÉNÉRALE



© Julie Noualhier

Depuis plusieurs décennies, le déclin de la biodiversité est un sujet largement traité dans le monde scientifique, afin d'en identifier les causes et les conséquences. Les espèces sauvages sont effectivement confrontées à de multiples facteurs de stress qui contribuent au déclin des populations et, à terme, à leur extinction locale ou mondiale. L'importance relative de la responsabilité de l'intensification de l'agriculture et des pesticides dans ces déclins a encore besoin d'être évaluée par rapport à d'autres facteurs. Les risques de l'utilisation des pesticides pour la faune sauvage et notamment pour les oiseaux des milieux agricoles sont complexes à estimer du fait des lacunes importantes existantes (études réalisées en conditions expérimentales sur des espèces modèles et en prenant en compte des molécules isolées). Un des enjeux majeurs est donc de fournir des études *in natura* afin de combler une partie de ces lacunes. Mes travaux de thèse ont contribué à cet objectif, en caractérisant d'une part la contamination aux pesticides des oiseaux des milieux agricoles, ainsi que les risques associés ; et d'autre part en évaluant les éventuels bénéfices de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle. La discussion générale de mes travaux de thèse visera à : 1) résumer et mettre en relation les principaux résultats obtenus au cours des trois axes de cette thèse, 2) discuter de la contamination aux pesticides omniprésente dans tous les environnements, 3) questionner le rôle de l'agriculture biologique comme potentiel levier pour réduire les risques liés à l'utilisation de pesticides et enrayer le déclin des populations aviaires, 4) mettre en perspective la place des différentes espèces de passereaux en tant que bioindicateurs de la contamination environnementale locale et 5) conclure sur les implications potentielles de mes travaux de recherche dans le cadre global de l'approche « One Health ».

1 Résumé des principaux résultats

Mes travaux de recherche réalisés pendant ces trois années apportent tout d'abord de nouvelles connaissances sur la contamination aux pesticides des passereaux sauvages à tout un panel de composés, qui était méconnue avant le début de ma thèse. En effet, grâce à la méthode d'analyse multi-résiduelle des pesticides développée par Rodrigues et al. (2023), la présence de plus de 100 composés a pu être testée. Mes résultats ont souligné la forte contamination des passereaux des milieux agricoles, dans tous les environnements, y compris ceux en agriculture biologique et dans les jardins résidentiels **(Axe I - Articles 1 et 2 respectivement)**. La contamination aux pesticides des passereaux s'est alors avérée étendue, puisqu'elle impliquait un large éventail de pesticides, avec 57 composés détectés sur 104 testés sur les oiseaux capturés en 2021 **(Axe I - Article 1)**, et 37 composés détectés sur 111 testés sur les oiseaux capturés en 2023 **(Axe I - Article 2)**. Nous avons retrouvé 18 composés en commun entre ces deux études, suggérant une prévalence constante de certains composés, bien que les schémas de contamination semblent varier entre ces deux années. Pour la première fois à notre connaissance, nous avons mis en évidence des schémas de contamination espèce-dépendants entre les passereaux. En effet, bien qu'ils partagent le même environnement, les patrons de contamination différaient entre les espèces :

les bruants zizis et les merles noirs présentaient de forts niveaux de contamination alors que les fauvettes à tête noire étaient moins contaminées **(Axe I - Article 1)**.

Le premier axe de ma thèse a également permis de mettre en évidence le rôle de certains facteurs dans la réduction de la contamination aux pesticides des passereaux (Figure 32). En effet, nos résultats ont souligné que l'agriculture biologique permet de réduire les concentrations totales de pesticides (somme des concentrations de chaque composé détecté chez un individu). Ces effets ont été détectés à la fois dans une comparaison dichotomique avec l'agriculture conventionnelle **(Axe I - Article 1)**, mais aussi lors d'un continuum de proportion d'agriculture biologique **(Axe I - Article 2)**, permettant de confirmer les effets favorables de l'agriculture biologique sur les niveaux de contamination des passereaux des milieux agricoles. De plus, mes travaux de thèse ont permis de montrer que le nombre de composés détectés, les concentrations totales de pesticides et les risques toxiques associés diminuaient globalement chez les passereaux des jardins résidentiels au fur et à mesure de l'éloignement par rapport à la parcelle en agriculture conventionnelle la plus proche **(Axe I - Article 2)**. Néanmoins, ces effets de l'agriculture biologique et de l'éloignement à la parcelle traitée n'étaient pas retrouvés pour toutes les espèces de passereaux, suggérant des mécanismes de détoxication ou des voies de contamination différents entre espèces, potentiellement liées à leurs écologies.

Compte tenu de l'étendue de la contamination des oiseaux sauvages et la complexité des effets cocktail généralement sous-estimés, nous avons par la suite voulu évaluer leurs effets sur les traits d'histoire de vie des passereaux sauvages. Ainsi, le deuxième axe de ma thèse complète les études existantes en conditions expérimentales, en explorant, pour la première fois à ma connaissance, les effets des mélanges de pesticides *in natura* sur la santé des passereaux sauvages (Figure 32). Lorsque des effets des pesticides étaient détectés, ils montraient à chaque fois des perturbations des paramètres morphologiques, physiologiques et comportementaux testés **(Axe II - Article 3)**. En effet, des diminutions de la longueur des tarses et de la réponse comportementale de fuite ainsi que des fluctuations de la longueur tête-bec, de l'hématocrite et de l'état corporel ont été détectées en réponse à la contamination aux pesticides. Ainsi, malgré des différences entre les espèces de passereaux prises en compte, nos résultats ont montré dans l'ensemble des effets négatifs des mélanges de pesticides sur la santé des oiseaux, qui à terme pourraient impacter la survie des individus et mener aux déclins des populations d'oiseaux.

L'agriculture biologique s'étant avérée être un facteur clé diminuant la quantité de pesticides détectés dans le sang des passereaux des milieux agricoles (Axe I), il était crucial d'explorer, dans le troisième et dernier axe de ma thèse, le rôle potentiel de ce modèle agricole dans l'atténuation des risques associés aux pesticides. En comparant les oiseaux capturés dans des environnements en agriculture biologique à ceux capturés dans des environnements en agriculture conventionnelle, nous avons évalué les effets de ces deux modèles agricoles sur la santé et la reproduction des passereaux (Figure 32). Premièrement, malgré des effets contrastés de l'agriculture biologique sur les infections parasitaires des

passereaux sauvages selon les parasites considérés, nos résultats ont souligné que ce modèle agricole permet de diminuer la pression en endoparasites, qui peuvent avoir des impacts non négligeables sur la santé et la survie des oiseaux **(Axe III - Article 4)**. Deuxièmement, nous avons exploré les effets des modèles agricoles sur l'investissement dans la reproduction des passereaux. Même s'ils n'affectaient pas les colorations caroténoïde- et mélanine-dépendantes, nos résultats ont révélé que la qualité et la densité spermatique étaient plus élevées chez les individus de deux espèces de passereaux capturés dans des environnements en agriculture biologique que ceux en agriculture conventionnelle **(Axe III - Article 5)**. Pour finir, le modèle d'agriculture affectait le comportement de chant du bruant proyer, une espèce de passereau inféodée aux milieux agricoles, puisque les mâles vivant dans des environnements en agriculture biologique présentaient des taux de chant augmentés ainsi qu'une plus grande complexité de chant **(Axe III - Article 6)**. Les pratiques agricoles biologiques diffèrent des pratiques conventionnelles principalement par l'absence d'intrants synthétiques, ces résultats suggèrent donc que les pesticides et les engrais synthétiques pourraient être les principaux facteurs sous-jacents des effets observés, même si d'autres paramètres ne peuvent pas être écartés en conditions naturelles (tels que la structure paysagère ou la présence d'éléments naturels/semi-naturels). Ainsi, ce troisième axe de ma thèse permet de démontrer avec des études *in natura* que l'agriculture biologique pourrait permettre d'atténuer les effets négatifs des cocktails de pesticides auxquels sont confrontés les oiseaux des milieux agricoles, et potentiellement jouer un rôle important contre le déclin de leurs populations.

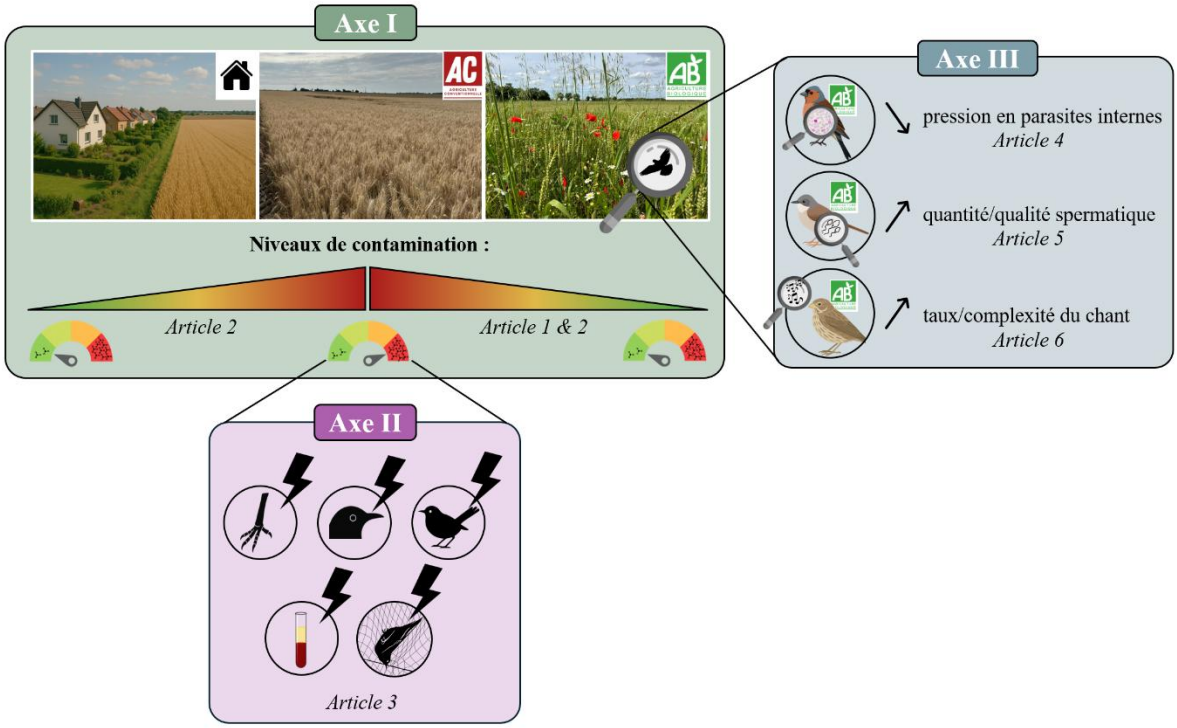


Figure 32. Schéma bilan des résultats obtenus lors de mes travaux de thèse, ne prenant pas en compte les différences observées entre les espèces de passereaux.

Finalement, dans l'ensemble, les différentes études réalisées dans le cadre de ma thèse ont contribué à combler d'importantes lacunes concernant (1) la contamination aux pesticides des oiseaux sauvages en milieu naturel et les effets sublétaux associés, (2) le rôle potentiel de l'agriculture biologique comme levier pour enrayer le déclin des populations d'oiseaux et (3) la place des passereaux en tant que bioindicateurs de la contamination environnementale locale. Ces trois points majeurs de mes travaux de recherche sont discutés dans les sections ci-dessous.

2 Contamination aux pesticides des passereaux sauvages

2.1 Contamination omniprésente dans tous les environnements

Le premier résultat majeur de cette thèse est la contamination ubiquitaire des passereaux sauvages aux pesticides, généralisée à différents types d'environnements, et incluant la détection de composés interdits, parfois de nombreuses années après leur interdiction (Axe I).

2.1.1 Large dispersion des pesticides…

Dans les environnements urbains et en agriculture biologique, l'utilisation de pesticides est largement diminuée voire interdite, de sorte qu'une diminution drastique de la contamination chez les oiseaux fréquentant ces environnements était attendue. Cependant, mes résultats mettent en évidence une contamination généralisée, à la fois dans les milieux agricoles, y compris en agriculture biologique, et dans les milieux plus urbanisés tels que les jardins résidentiels **(Axe I - Articles 1 et 2)**.

De manière notable, une grande diversité de composés est détectée chez les passereaux vivant dans les environnements en agriculture biologique, alors que le label agriculture biologique n'est obtenu qu'après une période minimale sans application de pesticides de synthèse, de deux à trois ans selon le type de culture dans l'Union Européenne (Règlement UE 2018/848, Règlement CE n°834/2007). Ainsi, trois autres hypothèses non exclusives peuvent être envisagées pour expliquer la contamination aux pesticides des passereaux dans ces environnements. Les passereaux pourraient se contaminer en visitant des zones à forte pression en pesticides ou suite à la dérive de pesticides vers des zones non traitées. Enfin, le temps de rémanence des composés pourrait être plus important qu'attendu et les composés restent encore détectables dans l'environnement et la faune non-cible plusieurs années après l'année de conversion en agriculture biologique. Étant donné que les passereaux sont peu mobiles en période de reproduction (domaines vitaux entre 0,2 ha et 5 ha, Assandri et al., 2017; Collar and Christie, 2020; Ferry et al., 1981; Kumstátová et al., 2004; Morganti et al., 2017; Tuomenpuro, 1989; Vangestel et al., 2010) et que le sang reflète une contamination récente (quelques semaines, Espín et al., 2016), les passereaux ne devraient pas excéder les limites des zones tampons de 250 m de rayon prises en compte. L'hypothèse selon laquelle les passereaux vivant en agriculture biologique se contaminent en visitant

des zones à forte pression en pesticides ne semble donc pas plausible. En revanche, la seconde hypothèse concernant la dérive des pesticides appliqués en agriculture conventionnelle dans les environnements proches apparaît plus probable. En effet, la dispersion des pesticides au-delà des zones traitées peut se faire par ruissellement des eaux de pluie (Chen et al., 2019) ou par dérive de pulvérisation pendant ou peu après l'application (Felsot et al., 2010; Lazzaro et al., 2008). De nombreuses études ont démontré qu'une proportion importante des pesticides dérive hors des zones cibles au moment de l'application (Albaseer et al., 2025; Hong et al., 2021). L'ampleur de cette dérive dépend notamment du type de culture et de la technique de pulvérisation : pour la plupart des cultures, la dérive représente moins de 3 % de la masse appliquée, tandis que des valeurs plus élevées sont observées dans les vignobles et vergers (jusqu'à environ 5 %). Elle peut même atteindre 20 à 60 % de la masse de pesticides appliquée, comme observé pour le soja (Zhang et al., 2024). D'autres travaux rapportent que 10 à 60 % des pesticides appliqués peuvent parcourir plus de 300 m depuis les champs traités, avec plus de 70 % des dépôts détectés jusqu'à 195 m (Salyani and Cromwell, 1992; van den Berg et al., 1999). Pour finir, la troisième hypothèse questionnant le temps de rémanence des composés pendant plusieurs années après la conversion des parcelles en agriculture biologique semble probable et nécessiterait d'être approfondie. En effet, dans les sols, des pesticides historiquement utilisés comme le DDT restent détectables plus de 50 ans après leur dernière utilisation (Jastrzębska et al., 2024; Sarker et al., 2024). D'autres pesticides, ou leurs métabolites, sont aussi détectés dans des sols en agriculture biologique et en forêts jusqu'à six ans après la durée de dégradation de 90% des composés attendue (estimée en laboratoire, Froger et al., 2023), voire même jusqu'à 15 ans après l'arrêt d'application de pesticides (Riedo et al., 2023). Les néonicotinoïdes peuvent aussi être persistants dans les sols, avec des demi-vies pouvant dépasser 1000 jours (Bonmatin et al., 2015; Veloso et al., 2025), et peuvent donc encore être détectés dans les zones converties en agriculture biologique, malgré l'absence d'application. Les métabolites de certains herbicides tels que la chloridazone restent aussi dans les sols non saturés et alimentent les nappes phréatiques pendant plus d'une décennie après l'arrêt des traitements (Hintze et al., 2024). Ainsi, la période minimale sans application de pesticides de deux à trois ans pour obtenir le label agriculture biologique n'est certainement pas suffisante pour assurer une absence totale de composés dans l'environnement et la biodiversité non-cible.

Les niveaux élevés de contamination observés dans les environnements urbains pourraient s'expliquer par l'utilisation de pesticides par les résidents dans leurs jardins, potagers ou habitations. En effet, l'usage domestique et non agricole de produits phytosanitaires reste très répandu, puisqu'ils sont appliqués en quantités importantes dans les jardins privés, les pelouses et d'autres zones non cultivées (Md Meftaul et al., 2020; Rani et al., 2021; Tessier et al., 2023). Par exemple, une étude menée au Royaume-Uni entre 2020 et 2021 a révélé qu'une proportion importante de résidents (32,2 % des jardins interrogés) appliquaient des pesticides dans leurs jardins, majoritairement du glyphosate, ce qui peut avoir des effets négatifs sur la faune locale tels qu'une diminution de l'abondance et de la richesse

spécifique des oiseaux (Tassin de Montaigu and Goulson, 2023). De même, une enquête française en 2014 (Pesti'home) a révélé des taux d'utilisation encore plus élevés, 75 % des ménages ayant déclaré l'usage d'au moins un pesticide au cours des 12 derniers mois (Tessier et al., 2023). Néanmoins, nos résultats ont montré que l'exposition des passereaux était généralement plus élevée dans les jardins en bordure des champs, à quelques mètres ou dizaines de mètres, que dans les jardins plus éloignés (plusieurs centaines de mètres). Il serait désormais pertinent d'approfondir les analyses en comparant les composés retrouvés dans les champs, en bordure des champs et dans les jardins plus éloignés, afin de déterminer la proportion de composés d'origine agricole par rapport à ceux d'origine vétérinaire ou domestique par exemple. Néanmoins, ces conclusions semblent indiquer qu'une source de contamination majeure des jardins résidentiels reste tout de même les pesticides appliqués dans les cultures conventionnelles, malgré la mise en place de mesures visant à réduire l'exposition des résidents vivant dans les zones agricoles.

2.1.2 …bien que certaines mesures soient déjà en place

Pour limiter l'exposition aux pesticides des populations riveraines, la proposition de règlement européen sur l'utilisation durable des pesticides (SUR, « Sustainable Use Regulation ») prévoit l'établissement de zones tampons de trois mètres sans application de pesticides entre les parcelles traitées et les bâtiments habités. En France, sur la base des recommandations de l'ANSES (Agence française de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), des zones tampons plus larges ont été instaurées depuis le 1er janvier 2020, fixées à 5, 10 ou 20 mètres selon le type de culture (Figure 33, ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2025).

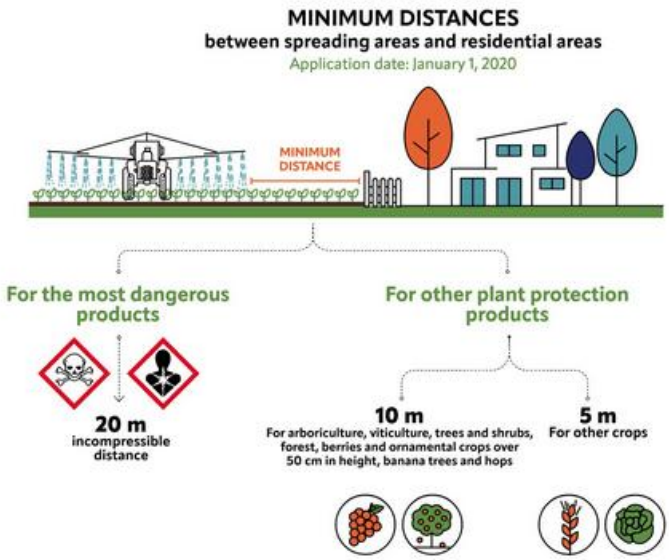


Figure 33. Distances réglementaires minimales entre les zones de pulvérisation de pesticides et les zones résidentielles mises en place en France en 2020. © Tiré de Pesticide Action Network Europe, https://www.pan-europe.info/blog/we-need-effective-buffer-zones-against-cloud-pesticides

Or, nos résultats montrent des niveaux et des profils de contamination comparables entre les passereaux capturés dans les milieux agricoles et ceux capturés dans les milieux urbanisés, malgré la mise en place des zones tampons réglementaires. Ce constat n'est pas isolé, puisqu'il rejoint plusieurs travaux ayant démontré la présence de nombreux composés de pesticides, parfois à de fortes concentrations, dans les environnements urbanisés, notamment *via* leur détection dans les poussières domestiques, l'air intérieur et extérieur (Dereumeaux et al., 2020; Deziel et al., 2017; Gibbs et al., 2017; Gunier et al., 2011; Hogenkamp et al., 2004; Kawahara et al., 2005; Teysseire et al., 2021; Ward et al., 2006; Wofford et al., 2014). Les niveaux de contamination des passereaux des jardins résidentiels diminuaient tout de même au fur et à mesure de l'éloignement à la parcelle en agriculture conventionnelle, sur des échelles plus importantes puisque les distances variaient entre 0 m et 378 m. Les passereaux des jardins les plus éloignés présentaient effectivement des réductions importantes des niveaux de contamination aux pesticides, avec des diminutions d'environ 43 % du nombre de composés, de 14 % des concentrations totales, et de 30 % des quotients de risque totaux **(Axe I - Article 2)**. Cela remet alors en question l'efficacité réelle des distances réglementaires établies et suggère que les zones tampons actuelles pourraient être insuffisantes pour limiter l'exposition aux pesticides des organismes vivant à proximité des zones agricoles. Cette exposition pourrait donc aussi représenter un risque sanitaire pour les populations humaines dans leurs lieux de vie. Par exemple, une étude menée en Italie a examiné 281 composés de pesticides dans des échantillons d'herbe collectés tout au long d'une année sur des aires de jeux publiques, des cours d'école et une place de marché situées dans un paysage agricole intensif (Linhart et al., 2021). Ces travaux ont révélé la détection de 32 résidus de pesticides, dont 76 % sont des perturbateurs endocriniens, et certains sont soupçonnés d'être cancérigènes. Presque tous les sites (96 % des sites) étaient contaminés par au moins un résidu au cours de l'année. De plus, même si la contamination variait selon les saisons, des résidus de pesticides ont été détectés pendant les périodes où l'épandage de pesticides était faible voire inexistant (automne et hiver), ce qui semble indiquer que la dispersion des pesticides dépasse les périodes d'usage et persiste dans le temps bien plus longtemps que les temps de rémanence attendus. Ainsi, bien que la zone dispose de zones tampons élargies à 30 mètres (plus strictes que celles proposées par la Commission européenne), la contamination demeure quasi systématique et généralisée.

Cela renforce donc l'idée qu'une extension des distances combinée à une réduction globale de l'usage des pesticides seraient nécessaires pour limiter efficacement l'exposition. Par ailleurs, des structures paysagères telles que les haies et les arbustes pourraient contribuer à atténuer la propagation des pesticides en agissant comme zones tampons naturelles, qui interceptent et concentrent la dérive des pesticides (Kjær et al., 2014; Lazzaro et al., 2008; Otto et al., 2009). Par exemple, des réductions de la dérive des pesticides comprises entre 82 et 97 % ont été signalées à la lisière des champs contenant au moins une haie (Lazzaro et al., 2008). Néanmoins, des études paysagères supplémentaires seraient nécessaires pour creuser l'importance du rôle des haies, puisque l'ampleur de la dérive des pesticides est

fortement influencée par les conditions météorologiques (par exemple, les courants atmosphériques), la topographie locale (par exemple, le relief qui peut influencer le ruissellement de l'eau) et la structure du paysage (Moore et al., 2021).

2.1.3 Détection de composés interdits : rémanence ou utilisation frauduleuse ?

La détection de composés interdits dans le sang des oiseaux capturés en 2021 **(Axe I - Article 1**) et 2023 (**Axe I - Article 2**) s'ajoute aux observations faites lors d'études précédentes sur d'autres matrices (sols, vers de terre, poils de micromammifères, perdrix grises, busards cendrés) dans la même zone d'étude (Bariod et al., 2024; Fritsch et al., 2022; Fuentes et al., 2025b; Pelosi et al., 2021). Étant donné que certaines espèces incluses dans nos analyses sont des espèces migratrices ou partiellement migratrices, leur contamination aux composés interdits pourrait s'effectuer dans leurs pays d'hivernage. En effet, le cadre législatif est différent entre les pays et certaines molécules interdites en France peuvent être autorisées dans d'autres pays. Par exemple, le malathion (insecticide interdit depuis 2008 en France) a été retrouvé chez les rossignols philomèles **(Axe I - Article 1**), qui hivernent en Afrique subsaharienne, souvent dans des pays où le malathion est encore utilisé pour lutter contre le paludisme. Cependant, comme le sang reflète une exposition récente (Espín et al., 2016) et que des études ont montré que le malathion est rapidement métabolisé, son accumulation dans l'organisme est peu probable (Gupta and Paul, 1977). Cette hypothèse semble donc insuffisante pour expliquer les détections de tous les composés interdits. Par ailleurs, des espèces non migratrices telles que le merle noir et le bruant zizi **(Axe I - Article 1**) montrent également une contamination par des composés interdits en France, comme cela a déjà été montré aussi chez d'autres espèces sédentaires comme la perdrix grise (Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2023a). Ces observations suggèrent donc une contamination locale, qui pourrait résulter d'une utilisation frauduleuse de ces composés, qui contaminent l'environnement et les espèces non-cibles comme les oiseaux sauvages. Toutefois, l'ampleur réelle de l'utilisation frauduleuse de composés interdits demeure difficile à quantifier. En l'absence de données officielles, son estimation reposerait principalement sur des enquêtes de terrain ou des déclarations des utilisateurs. Or, ce type d'information est rarement accessible ou fiable, ce qui limite fortement l'évaluation précise de l'intensité et de la fréquence de ces usages.

Outre leur utilisation frauduleuse, la détection des composés interdits peut également être expliquée par leur persistance dans l'environnement, plus longtemps que les durées de demi-vie estimées en laboratoire le prédisent. Les néonicotinoïdes sont un bon exemple de pesticides « non persistants » qui semblent finalement être plus persistants en milieu naturel que les estimations mesurées en conditions expérimentales. Par exemple, l'acétamipride est un composé qui a été largement détecté chez les individus capturés en 2023 **(Axe I - Article 2**), cinq ans après son interdiction (composé interdit en France en 2018 avec quelques exceptions jusqu'en 2020). Cependant, ce composé est considéré comme

non persistant dans l'environnement, avec une faible DT_{50} (demi-vie de dissipation) dans le sol en conditions naturelles (3 jours, Lewis et al., 2016 ; entre 2 et 20 jours, Morrissey et al., 2015 ; 6 jours, European Food Safety Authority, 2012). Sa persistance peut tout de même être prolongée lorsqu'il est absorbé et stocké dans les plantes et le bois (DT_{50} estimée entre 31 et 450 jours, Bonmatin et al., 2015). Certains composés semblent donc pouvoir persister pendant des mois, voire des années, dans l'environnement, exposant ainsi la faune sauvage à ces composés interdits. Par ailleurs, certaines pratiques et substances peuvent accélérer l'érosion du sol, libérant ainsi les pesticides stockés dans le sol. Par exemple, l'utilisation d'herbicides tels que le glyphosate, qui induisent une augmentation de l'érosion des sols, peut entraîner la libération dans l'environnement d'un pesticide résiduel interdit (dichlorodiphényltrichloroéthane, DDT), qui était initialement stocké dans le sol (Sabatier et al., 2014). Même dans les zones non traitées, des pesticides peuvent donc être détectés dans le sol, l'air et les eaux, même après 20 ans d'absence d'application, ce qui témoigne de la persistance et du transport à longue distance de ces substances (Khoury et al., 2024; Riedo et al., 2021; Zaller et al., 2022).

Pour finir, il est important de noter que les animaux d'élevage et les animaux de compagnie tels que les chiens et les chats sont régulièrement traités avec des composés chimiques tels que les insecticides pyréthroïdes (par exemple, la perméthrine et la cyperméthrine), les insecticides néonicotinoïdes comme l'imidaclopride (interdit comme produit phytopharmaceutique dans l'Union Européenne en 2018, Règlement CE n°2018/783) ou encore l'insecticide fipronil (interdit en 2013 ; Règlement CE n°2019/1792). Malgré l'interdiction d'utilisation agricole du fipronil et des néonicotinoïdes, ces composés continuent d'être largement utilisés en tant que traitements vétérinaires contre les ectoparasites chez les animaux de compagnie (Rust et al., 2018; Tyler et al., 2019). Ces produits sont fréquemment appliqués par voie topique (administrés sur la surface externe du corps), parfois tous les mois, sous forme de shampoings, de traitements localisés, de sprays ou de colliers imprégnés (Dryden et al., 2000; Littlewood, 1999; Plant and Lewis, 2011). Par exemple, il est estimé que 80 % des chiens et 82 % des chats sont traités au moins une fois par an contre les puces à l'aide d'un insecticide (Tassin de Montaigu et al., 2025). Compte tenu des populations importantes de chats, de chiens et d'animaux d'élevage, il est fort probable que de fortes proportions de ces produits chimiques puissent se retrouver dans l'environnement et contaminer des espèces sauvages. Par exemple, les oiseaux qui utilisent la fourrure comme couche intérieure pour leurs nids peuvent être exposés par voie cutanée à ces produits chimiques et en subir les impacts. En effet, des quantités importantes de fipronil, d'imidaclopride et de perméthrine ont été détectées dans des nids de mésanges bleues et de mésanges charbonnières, dans lesquels un nombre plus élevé d'oisillons morts ou d'œufs non éclos a été associé aux plus grandes quantités d'insecticides (Tassin de Montaigu et al., 2025). Etant donné que nous avons aussi retrouvé des quantités non négligeables d'imidaclopride chez de nombreux individus et de nombreuses espèces d'oiseaux (par exemple chez 30 merles noirs sur 118, **Axe I - Article 2**), l'utilisation

vétérinaire de certains composés interdits en agriculture pourrait être une explication supplémentaire à leur détection.

2.1.4 Le sang : une bonne matrice pour évaluer la contamination ?

Différentes matrices aux fonctions distinctes peuvent être utilisées pour évaluer la contamination chez les oiseaux. Dans l'ensemble, les matrices les plus fréquemment analysées sont les œufs (45 % des entrées de données selon Kuo et al., 2022), le foie (29 %), les muscles (15 %), la graisse (13 %) et le sang ou le plasma (8 %). Ces tissus représentent des organes/composants ayant des fonctions distinctes : circulation et élimination (sang/plasma), stockage (graisse), métabolisme et détoxification (foie) et potentiel de bioamplification (muscles/chair). En outre, ces matrices peuvent refléter l'absorption récente de polluants (sang/plasma) ou traduire de leur accumulation ou leur stockage à long terme (graisse/foie) (Espín et al., 2016; Kuo et al., 2022). Les avantages et les inconvénients de chaque matrice biologique ont été examinés à plusieurs reprises, mais l'échantillonnage non létal, offrant des choix plus éthiques et différents avantages, devient un élément important des études environnementales (Espín et al., 2016; Kuo et al., 2022; Pacyna-Kuchta, 2023). Chez les oiseaux, des prélèvements de plumes, de sang, d'œufs ou d'huile de lissage (provenant de la glande uropygienne) peuvent être réalisés sans induire la mortalité de l'individu, et offrent différents avantages et inconvénients (Figure 34, Pacyna-Kuchta, 2023).

	 **Plume**	 **Huile de lissage**	 **Sang**	 **Œuf**
Collecte	Au moins 200 mg nécessaires ; collecte de différents types de plumes possible	30 mg ont déjà suffi pour procéder à l'analyse ; la valeur minimale n'est pas déterminée.	Maximum 1 % du poids corporel de l'oiseau.	Un par couvée
Stockage	Température ambiante (seuls les produits humides ou sales doivent être conservés au congélateur)	Nécessite une conservation au froid	Nécessite une conservation au froid et un anticoagulant pour le sang total et le plasma (non requis pour les « dried blood spots »)	Nécessite une conservation au froid
Période d'exposition	Long terme (les composés sont déposés dans la structure interne des plumes dans les 2 à 3 semaines suivant la croissance des plumes	Court terme	Court terme	Long terme (pour transfert maternel)
Possibilité de contamination externe	Élevé (peut être réduit avec une méthode de nettoyage appropriée)	Faible	Faible	Faible
Possibilité de métabolisation des composés	Très faible	Elevée	Elevée	Elevée

Figure 34. Résumé des facteurs clés pertinents dans le choix de la matrice à utiliser comme échantillon biologique pour la détection de contaminants. Adapté de Pacyna-Kuchta, 2023.

Le sang est alors considéré comme la méthode non destructive la plus pertinente pour évaluer la contamination aux polluants, car il permet de détecter une exposition récente (de quelques heures à quelques semaines) tout en offrant la possibilité d'évaluer divers indicateurs physiologiques liés aux effets sublétaux des contaminants (Espín et al., 2016; Pacyna-Kuchta, 2023). Il permet, par exemple, d'étudier le lien entre les concentrations de perturbateurs endocriniens chimiques et l'équilibre hormonal dans l'organisme, y compris les concentrations d'hormones de stress ou de caroténoïdes plasmatiques (Ask et al., 2021; Bellot et al., 2023; Bortolotti et al., 2003; Tartu et al., 2014). Le sang est également une source d'informations sur la réponse immunitaire ou inflammatoire des oiseaux, ainsi que sur les paramètres cliniques et chimiques sanguins associés aux lésions hépatiques et rénales, aux maladies osseuses et aux troubles métaboliques (Sonne et al., 2010, 2013). Toutefois, les prélèvements de sang présentent certains inconvénients : c'est une procédure relativement invasive, soumise à des autorisations réglementaires, un stockage au froid avec anticoagulant est nécessaire, et le volume de sang prélevé ne doit pas dépasser 1 % de la masse corporelle de l'oiseau (Pacyna-Kuchta, 2023). Des problèmes analytiques liés à une quantité d'échantillon trop faible pourraient donc survenir pour les petites espèces. Cependant, dans notre cas, les autorisations étant obtenues, les captures se déroulant à proximité du laboratoire (et donc des congélateurs pour le stockage au froid), et la plupart des espèces de passereaux incluses dans nos analyses étant de taille suffisante pour prélever la quantité nécessaire

de sang, cette matrice semble très adaptée. Cette matrice constitue donc un outil particulièrement utile pour caractériser la contamination par des mélanges de pesticides sur de courtes échelles temporelles. Néanmoins, la durée exacte de cette fenêtre d'intégration demeure incertaine, en particulier pour des mélanges complexes de pesticides, et la remobilisation potentielle dans le sang des composés stockés dans les tissus internes reste encore mal comprise (Espín et al., 2016; Pacyna-Kuchta, 2023). Par conséquent, le prélèvement et l'analyse concomitants d'autres matrices telles que les œufs non éclos, les plumes ou les tissus internes provenant de cadavres d'oiseaux sauvages sont nécessaires pour mieux comprendre la répartition et la dynamique des pesticides par le sang. Par exemple, comme des échantillons de plumes de contour ont déjà été collectés chez les individus capturés en 2023, 2024 et 2025, il serait intéressant de doser les pesticides dans cette matrice, et de comparer les profils de contamination aux pesticides obtenus avec ceux détectés dans le sang afin d'explorer les similitudes et les différences entre ces deux matrices.

2.2 Prise en compte de la complexité des mélanges de pesticides dans les analyses

Un résultat majeur de ma thèse est la mise en évidence d'effets sublétaux des mélanges de pesticides sur des paramètres morphologiques, physiologiques et comportementaux des passereaux sauvages **(Axe II - Article 3)**. En effet, bien que les effets variaient entre les espèces, de hauts niveaux de contamination aux pesticides étaient globalement associés à une réduction des paramètres morphologiques ainsi que de la vigueur de fuite. Les effets physiologiques (condition corporelle et hématocrite) semblaient contrastés et complexes à généraliser pour toutes les espèces de passereaux testées. Cette étude, la première à ma connaissance portant sur un panel de composés aussi étendu chez les passereaux sauvages, s'inscrit dans la continuité des travaux antérieurs menés sur les perdrix grises semi-captives et les poussins de busard cendré sauvages (Dupont et al., 2026; Fuentes et al., 2025a). Chez le busard cendré, des charges élevées en pesticides ont été associées à une croissance réduite des tarses, à une condition corporelle affaiblie et à une baisse de la sécrétion de corticostérone chez les poussins en croissance (Fuentes et al., 2025a). De manière similaire, chez la perdrix grise, des niveaux de contamination plus importants étaient corrélés négativement avec certains traits physiologiques et comportementaux, notamment l'activité comportementale, l'intensité de la rougeur oculaire (considérée comme un caractère sexuel secondaire) ainsi que l'activité enzymatique de l'AChE (Dupont et al., 2026). Les effets des mélanges de pesticides variant selon les espèces étudiées, le sexe ou l'âge des individus, des conclusions généralisées ne peuvent pas être émises, mais ces études apportent des premiers éléments de connaissance sur les effets néfastes des cocktails de pesticides sur les oiseaux sauvages des milieux agricoles.

Étant donné qu'il est désormais possible de doser un grand nombre de composés simultanément, la description des mélanges est de moins en moins limitée. Toutefois, ce progrès certain reste limité par

la façon de prendre en compte cette contamination multiple ou ces effets cocktail. Trois indicateurs des niveaux de contamination aux mélanges de pesticides ont été utilisés dans les deux premiers axes de cette thèse : le nombre de composés détectés, la somme des concentrations de pesticides, et la somme des quotients de risque (ou unités toxiques). Bien que ceux-ci soient fréquemment utilisés dans les études écotoxicologiques (Alonso-Prados et al., 2020; Bariod et al., 2024; Fuentes et al., 2023, 2024a, 2024b, 2024c; Nicholson et al., 2024), leur représentativité est questionnable. En effet, ces mesures supposent un effet additif des polluants, en omettant les effets synergiques et/ ou antagonistes (Hernández et al., 2017). Ces mesures évaluent les effets combinés des composés, en s'appuyant sur l'hypothèse selon laquelle une augmentation du nombre de composés ou de la concentration totale accroît le nombre d'interactions potentielles entre les composés, et par conséquent le risque d'effets additifs. En l'absence de moyens permettant de prendre en compte les effets d'interaction, l'additivité reste tout de même l'approche principale et la plus parcimonieuse utilisée dans les études écotoxicologiques (Moreau et al., 2022a). De plus, l'utilisation de la somme des quotients de risque comporte des limites supplémentaires non négligeables. Chaque quotient de risque individuel représente le rapport entre la concentration d'un composant dans un mélange et son effet toxicologique aigu (par exemple, la DL_{50}) ou chronique (à long terme, par exemple, la NOEC) (SCHER, SCCS, SCENIHR, 2012). Cependant, les tests réalisés en conditions expérimentales pour l'estimation de ces critères d'évaluation toxicologiques sont questionnables, et leur utilisation est limitée par leur disponibilité et leur application sur les espèces sauvages. En effet, ils sont obtenus à partir d'espèces modèles de laboratoire (cailles, perdrix ou canards colverts), rendant leur transposition aux espèces sauvages difficile, et les critères d'évaluation chroniques ne sont pas disponibles pour tous les composés, même chez les espèces modèles (Moreau et al., 2022a). Malgré ces limites, la DL_{50} a alors été utilisée dans cette thèse, afin de refléter une toxicité globale des mélanges de pesticides quantifiés.

Outre les composés de pesticides, les espèces non-cibles sont aussi exposées à de nombreux autres types de polluants tels que les métaux lourds, les microplastiques ou encore les composés per- et polyfluoroalkylés (PFAS). Cependant, la question des effets des mélanges de polluants et des stress multiples reste sous-étudiée à ce jour, ce qui peut s'expliquer par le fait que la communauté scientifique se heurte à des limites conceptuelles et méthodologiques. En effet, il semble difficile de développer des méthodologies robustes permettant d'analyser en parallèle autant de données toxicologiques. Bien qu'ambitieuse, l'élaboration de nouveaux outils analytiques et méthodologiques apparaît indispensable afin de couvrir un large éventail de polluants et d'en évaluer la toxicité chez les espèces sauvages vivant en conditions naturelles. La modélisation pourrait être une approche prometteuse, permettant d'intégrer différents scénarios d'interactions entre les composés, pour différentes espèces d'oiseaux avec des écologies différentes, tout en limitant les tests expérimentaux en laboratoire. De telles avancées comprennent des modèles toxicocinétiques-toxicodynamiques (TK-TD), qui ont été récemment étendus aux mélanges de substances afin d'identifier les interactions entre les composés (additives, synergiques

ou antagonistes) et de simuler leurs effets sous des scénarios d'exposition variables dans le temps, ce qui est essentiel pour représenter des expositions chroniques en conditions naturelles (par exemple, extensions du modèle GUTS, *General Unified Threshold model for Survival*, Bart et al., 2021). De plus, des outils statistiques provenant de la pharmacologie et de l'épidémiologie, tels que les modèles bayésiens multivariés (comme les modèles BKMR, *Bayesian Kernel Machine Regression*) pourraient être utilisés comme des nouvelles approches pour étudier les mélanges de composés (Bobb et al., 2015; Pan et al., 2025). Cependant, ces approches restent peu implémentées dans les évaluations écotoxicologiques, soulignant la nécessité de leur développement et d'une adoption plus large (Larras et al., 2022). Si ces approches restent encore difficiles à appliquer à grande échelle en raison du manque de données toxicologiques spécifiques aux espèces sauvages et de la complexité des expositions environnementales, elles constituent néanmoins des outils prometteurs pour améliorer, à terme, le réalisme et la robustesse des évaluations de risques en écotoxicologie.

3 L'agriculture biologique : potentiel levier pour enrayer le déclin des populations d'oiseaux ?

L'agriculture biologique est aujourd'hui largement reconnue pour ses effets positifs sur la biodiversité, et en particulier sur les communautés d'oiseaux des milieux agricoles, qui présentent des richesses spécifiques, des diversités et des abondances en général plus élevées (Belfrage et al., 2005; Chamberlain et al., 2010; Katayama, 2016; McKenzie and Whittingham, 2009; Smith et al., 2010). La réduction des pesticides dans ces milieux pourrait constituer un levier majeur, comme l'illustrent, par exemple, des travaux récents, montrant que l'interdiction des néonicotinoïdes a permis un (faible) rétablissement des populations d'oiseaux insectivores (Perrot et al., 2025). Comme les oiseaux vivant dans des zones avec une forte proportion d'agriculture biologique présentent des concentrations totales diminuées d'environ 11% par rapport aux oiseaux vivant dans des environnements conventionnels **(Axe I)**, les individus pourraient bénéficier d'une réduction des effets sublétaux associés aux pesticides (tels que ceux démontrés dans l'**Axe II** de cette thèse). Cela pourrait expliquer, au moins en partie, les effets bénéfiques de l'agriculture biologique sur les populations d'oiseaux des milieux agricoles, pouvant mener jusqu'à un rétablissement des populations comme mis en évidence par Perrot et al. (2025). Cependant, les impacts des modèles agricoles et en particulier de l'agriculture biologique sur les traits d'histoire de vie et la santé des oiseaux demeurent encore peu documentés. En effet, les modèles agricoles ont été principalement étudiés pour leur attractivité pour les espèces et rarement pour leurs effets sous-jacents sur les individus qui peuvent finalement déterminer la croissance ou le déclin des populations (Latimer et al., 2020).

Les travaux réalisés dans l'**Axe III** de ma thèse apportent alors de nouveaux éléments sur les effets positifs de l'agriculture biologique sur certains traits d'histoire de vie des passereaux sauvages

des milieux agricoles. Les résultats de ma thèse montrent que l'agriculture biologique peut influencer plusieurs facteurs clés de la santé et de la reproduction des passereaux. Ce modèle agricole peut permettre, chez certaines espèces, de réduire la pression en parasites sanguins **(Axe III - Article 4**), augmenter la densité et la qualité spermatiques **(Axe III - Article 5**) et augmenter le taux de chant ainsi que sa complexité chez le bruant proyer **(Axe III - Article 6**). Ces effets, bien que variables selon les espèces de passereaux prises en compte, suggèrent que l'agriculture biologique pourrait contribuer à une meilleure condition individuelle et potentiellement à une performance reproductive plus importante. Ces résultats complètent d'autres études portant sur l'exploration de différents traits en réponse au type de modèle agricole. Par exemple, une étude préalable a montré que les passereaux capturés dans des environnements en agriculture biologique présentaient une vigueur plus élevée (nombre plus élevé de tentatives de fuite, de picorages et de cris de détresse) que les passereaux capturés dans des environnements en agriculture conventionnelle (Moreau et al., 2022b). Ces constats pourraient résulter d'effets neurotoxiques de certains pesticides utilisés dans les exploitations agricoles conventionnelles. Cette diminution de l'intensité des réponses comportementales pourrait alors impliquer des conséquences sur la dynamique des populations, en réduisant les chances des individus d'échapper à la prédation et ainsi augmentant leur mortalité. En outre, même si nos résultats n'ont pas mis en évidence d'effets de l'agriculture biologique sur les colorations caroténoïde- et mélanine-dépendantes chez les passereaux **(Axe III - Article 5**), les ornements à base de caroténoïdes étaient plus colorés dans les zones à forte proportion d'agriculture biologique chez les busards cendrés (Fuentes et al., 2023b), ainsi que chez les perdrix grises nourries avec du grain provenant d'agriculture biologique (Moreau et al., 2021).

Dans l'ensemble, ces éléments suggèrent que l'agriculture biologique pourrait effectivement favoriser une meilleure santé et/ou performance reproductive des individus, et ainsi contribuer, au moins en partie, à la hausse observée de l'abondance et de la richesse spécifique dans les milieux en agriculture biologique. Ces travaux ne permettent toujours pas d'identifier précisément si ces effets proviennent directement de la réduction des niveaux de contamination aux pesticides ou d'autres facteurs associés à l'agriculture biologique, comme la disponibilité augmentée en ressources alimentaires et en habitats favorables par exemple. Ainsi, bien que l'agriculture biologique semble constituer un outil important pour la conservation de l'avifaune agricole, il est nécessaire d'intégrer d'autres variables telles que des variables paysagères (par exemple, la structure du paysage, l'abondance d'éléments semi-naturels et naturels, la diversité et l'hétérogénéité spatiale des habitats) ainsi que la variabilité des pratiques agricoles au sein même de chacun des modèles agricoles. En effet, l'absence d'utilisation de pesticides n'est probablement pas suffisante pour garantir un rétablissement durable des communautés d'oiseaux dans les milieux agricoles et devrait être combinée à des mesures de restauration des paysages.

Néanmoins, les effets de l'agriculture biologique semblent dépendre des paramètres et des espèces d'oiseaux sauvages considérés. Concernant les effets de l'agriculture biologique en comparaison avec l'agriculture conventionnelle sur la réduction des niveaux de contamination des passereaux, deux

espèces (le merle noir et la fauvette à tête noire) sur les cinq incluses ont montré des concentrations totales diminuées en agriculture biologique (Tableau 3, **Axe I – Article 1**). De plus, la proportion continue d'agriculture biologique a influencé au moins une des trois métriques des niveaux de contamination (nombre de composés détectés, concentration totale, quotients de risque totaux) chez cinq espèces sur sept espèces étudiées (Tableau 3, **Axe I – Article 2**). Les effets de l'agriculture biologique (vs. agriculture conventionnelle) sur les paramètres liés à la santé et à la reproduction des oiseaux (Axe III) n'étaient pas non plus détectés pour toutes les espèces. En effet, malgré la détection de certains effets significatifs en considérant l'ensemble des espèces dans les analyses statistiques, les résultats varient lorsque les analyses sont effectuées pour chacune des espèces séparément. C'est le cas, par exemple, de l'intensité des infestations aux mallophages, qui est significativement plus faible chez les oiseaux capturés en agriculture biologique toutes espèces confondues, mais cet effet significatif n'est retrouvé que chez les hypolaïs polyglottes lorsque les espèces sont étudiées séparément (Tableau 4, **Axe III – Article 4**). A l'inverse, dans l'Axe III – Article 5, aucun effet de l'agriculture biologique n'était détecté sur la densité et la qualité spermatiques en considérant toutes les espèces dans les analyses statistiques, alors que certains effets étaient détectés chez certaines espèces : une augmentation de la densité spermatique et une diminution de la proportion de spermatozoïdes anormaux étaient détectés respectivement chez les fauvettes grisettes et les rossignols philomèles capturés dans des zones en agriculture biologique (Tableau 4, **Axe III – Article 5**). Cela souligne donc l'importance d'une approche comparative multi-traits et multi-espèces afin d'évaluer les effets négatifs et bénéfiques des modèles agricoles sur les individus.

Tableau 3. Tableau récapitulatif des effets significatifs (X) de l'agriculture biologique sur les niveaux de contamination aux pesticides des individus, pour chaque espèce d'oiseaux incluses dans les analyses et chaque paramètre : N_C pour le nombre de composés détectés ; C_T pour la concentration totale (somme des concentrations obtenues pour chaque composé détecté pour un individu) ; et RQ_T pour le quotient de risque total (somme des quotients de risque de chaque composé (concentration de chaque composé divisée par sa DL_{50}) pour un individu). Les cases grisées indiquent que l'espèce n'a pas été incluse dans les analyses et les cases blanches avec un tiret « - » signifient qu'aucun effet de l'agriculture biologique n'a été détecté. Les cases avec une croix symbolisent qu'un effet de l'agriculture biologique significatif (« X ») a été détecté, dans le sens prédit par nos hypothèses (c'est-à-dire une diminution des niveaux de contamination associée à l'agriculture biologique, en vert) ou dans le sens opposé à celui attendu (en orange).

Espèce		Axe I – Article 1			Axe I – Article 2		
Nom latin	Nom français	N_C	C_T	RQ_T	N_C	C_T	RQ_T
Carduelis carduelis	Chardonneret élégant						
Emberiza calandra	Bruant proyer						
Emberiza cirlus	Bruant zizi	-	-	-			
Erithacus rubecula	Rougegorge familier				X	X	X
Fringilla coelebs	Pinson des arbres						
Hippolais polyglotta	Hypolaïs polyglotte				-	-	-
Linaria cannabina	Linotte mélodieuse						
Luscinia megarhynchos	Rossignol philomèle	-	X	-	X	-	X
Parus major	Mésange charbonnière				X	X	X
Phoenicurus ochruros	Rougequeue noir						
Prunella modularis	Accenteur mouchet	-	-	-	-	X	-
Sylvia atricapilla	Fauvette à tête noire	-	X	-	-	-	-
Curruca communis	Fauvette grisette						
Turdus merula	Merle noir	-	X	-	X	-	-

Tableau 4. Tableau récapitulatif des effets significatifs (X) ou en tendance (x) de l'agriculture biologique sur la santé ou la reproduction des individus, pour chaque espèce d'oiseaux incluses dans les analyses et chaque paramètre : l'intensité des infections parasitaires (nombre (« Nb. ») de tiques, mallophages, parasites sanguins et coccidies) ; l'intensité de la coloration ornementale (« Int. Coloration »), la densité et la qualité spermatiques ; le taux de chant, le nombre de motifs différents au sein des trilles (« Nb. motifs ») et les autres paramètres testés (variables quantitatives et fréquentielles). Les cases grisées indiquent que l'espèce n'a pas été incluse dans les analyses et les cases blanches avec un tiret « - » signifient qu'aucun effet de l'agriculture biologique n'a été détecté. Les cases avec une croix symbolisent qu'un effet de l'agriculture biologique significatif (« X ») ou en tendance (« x ») a été détecté, dans le sens prédit par nos hypothèses (en vert) ou dans le sens opposé à celui attendu (en orange).

Espèce		Axe III – Article 4				Axe III – Article 5			Axe III – Article 6		
Nom latin	Nom français	Nb. tiques	Nb. mallophages	Nb. parasites sanguins	Nb. coccidies	Int. coloration	Densité sperm.	Qualité sperm.	Taux chant	Nb. motifs	Autres paramètres
Carduelis carduelis	Chardonneret élégant										
Emberiza calandra	Bruant proyer								X	X	-
Emberiza cirlus	Bruant zizi		-			-					
Erithacus rubecula	Rougegorge familier		-	-							
Fringilla coelebs	Pinson des arbres		-	-							
Hippolais polyglotta	Hypolaïs polyglotte		X	-	-						
Linaria cannabina	Linotte mélodieuse										
Luscinia megarhynchos	Rossignol philomèle	-	-				-	X			
Parus major	Mésange charbonnière	-	X	-		-					
Phoenicurus ochruros	Rougequeue noir										
Prunella modularis	Accenteur mouchet	-	-				-	-			
Sylvia atricapilla	Fauvette à tête noire		-	-	-	-		-			
Curruca communis	Fauvette grisette	x					X	-			
Turdus merula	Merle noir	X	-			-					

Même lorsque des effets de l'agriculture biologique étaient détectés en considérant l'ensemble des espèces, ils semblaient être assez subtils et fins. Par exemple, alors que nous pouvions nous attendre à des diminutions franches des niveaux de contamination aux pesticides avec l'augmentation de la proportion en agriculture biologique, cette réduction ne concernait qu'une seule métrique (les concentrations totales) sur les trois métriques testées, et la diminution observée des concentrations totales n'était estimée qu'à environ 11 % **(Axe I – Article II)**. Concernant les paramètres liés à la santé et à la reproduction influencés par l'agriculture biologique, les effectifs d'oiseaux relativement faibles pour certaines espèces d'oiseaux pourraient ne pas permettre une puissance statistique suffisamment forte pour détecter des effets fins.

La proportion de cultures en agriculture biologique pourrait également ne pas être suffisante pour garantir un effet positif drastique, alors que cette proportion est, dans notre zone d'étude, presque doublée par rapport au taux national (18% de cultures en agriculture biologique environ dans la ZAPVS contre environ 10% en France). Il serait alors intéressant de poursuivre les recherches en considérant un gradient plus étendu et plus marqué de la proportion d'agriculture biologique (davantage de sites et avec des sites implantés dans un paysage à large échelle en agriculture biologique), afin d'identifier le pourcentage de cultures biologiques nécessaire à partir duquel une atténuation de la contamination et des effets associés seraient observés. La proportion de surfaces cultivées en agriculture biologique dans les paysages pourrait en effet constituer un facteur déterminant dans la détection d'effets écotoxicologiques. Des travaux menés en Suède montrent, par exemple, que la richesse spécifique florale et entomologique à l'échelle du paysage augmente fortement avec la proportion d'agriculture biologique, atteignant un maximum lorsque 100 % des terres arables sont gérées de manière biologique dans un paysage de 100 ha, ou lorsque près de 50 % des terres sont en agriculture biologique dans des paysages de 1 000 et 2 000 ha (Sidemo-Holm et al., 2024).

Enfin, des analyses complémentaires seraient nécessaires en prenant en compte l'année de conversion en agriculture biologique. En effet, une diminution de la contamination environnementale aux pesticides pourrait être attendue au fil des années après la conversion en agriculture biologique, ce qui pourrait influencer les effets de l'agriculture biologique sur les traits d'histoire de vie de la faune sauvage. En effet, de nombreuses études montrent que plus un champ est exploité de manière biologique depuis longtemps, plus le nombre et la concentration de résidus de pesticides dans le sol sont faibles (Geissen et al., 2021; Riedo et al., 2021). Par exemple, le nombre et la concentration totale de résidus de pesticides dans les sols des champs biologiques ont diminué considérablement avec la durée de l'exploitation biologique, respectivement jusqu'à 70% et 90% après 20 ans en agriculture biologique (Riedo et al., 2021). Les effets pourraient alors suivre une trajectoire similaire, avec des effets positifs sur les traits d'histoire des oiseaux, uniquement à partir d'une durée minimale après la conversion.

4 Les passereaux : des bioindicateurs de la contamination locale ?

Les différents résultats de cette thèse ont permis de montrer que les passereaux pouvaient être des espèces bioindicatrices de la santé des agroécosystèmes. D'une part, l'Axe I de cette thèse a montré qu'il était possible de doser un large éventail de pesticides dans le sang des passereaux, et que les niveaux de contamination semblaient diminuer avec certains facteurs (proportion d'agriculture biologique et éloignement par rapport à la parcelle traitée la plus proche) et donc suivre la pression environnementale en pesticides. D'autre part, même si les effets des pesticides ne peuvent pas être isolés par rapport à d'autres paramètres (tels que la structure paysagère ou l'abondance des ressources), certains traits d'histoire de vie des passereaux testés dans les Axes II et III sembleraient sensibles aux composés de pesticides. Ainsi, le bio-monitoring des passereaux dans la ZAPVS permet de fournir des informations qualitatives et quantitatives de la contamination aux pesticides à une échelle locale, mais aussi d'estimer leurs effets associés. Outre les apports scientifiques qu'ils procurent, les passereaux sont faciles à capturer et à manipuler, une grande diversité d'espèces a été échantillonnée et beaucoup d'échantillons ont pu être prélevés : les passereaux sembleraient donc être des bioindicateurs pertinents et utiles de la contamination aux pesticides. Désormais, il semble important de poursuivre le bio-monitoring des passereaux dans les années à venir, ce qui permettraient de suivre les tendances temporelles de contamination sur la ZAPVS et d'évaluer ses effets sur la dynamique des populations de passereaux. Ces informations pourraient être utiles pour la conservation des espèces de passereaux, mais aussi pour plusieurs autres espèces de vertébrés partageant les mêmes environnements.

4.1 Nécessité de prendre en compte différentes espèces

Même si les passereaux se révèlent être des bioindicateurs pertinents de la contamination environnementale locale, nos résultats montrent que les niveaux de contamination et leurs réponses à l'augmentation de la proportion en agriculture biologique et l'éloignement par rapport à la parcelle conventionnelle la plus proche sont fortement dépendants de l'espèce considérée. En effet, des différences marquées de contamination ont été mises en évidence entre les espèces **(Axe I - Article 1)**, ainsi que des réponses contrastées à la proportion d'agriculture biologique et à la distance aux parcelles conventionnelles **(Axe I - Article 2)**, certaines espèces montrant des diminutions drastiques de leur contamination tandis que d'autres ne révèlent aucun effet de ces facteurs. Cette variabilité interspécifique peut résulter de différents éléments puisque la bioaccumulation et la bioamplification dans les organismes sont influencées à la fois par la chimie des contaminants, la contribution des différentes sources d'exposition, et la physiologie et biologie des espèces (Kuo et al., 2022). Ces composantes impliquent des différences interspécifiques de capacités de détoxication, de stratégies de recherche alimentaire et de mobilité qui peuvent fortement influencer l'absorption et le métabolisme des pesticides chez les passereaux.

4.1.1 Chimie des contaminants

La capacité d'un contaminant à être absorbé, accumulé ou éliminé par un organisme est déterminée par différents facteurs tels que ses propriétés physico-chimiques et biochimiques, impliquant sa taille moléculaire, sa lipophilie et sa capacité de liaison aux protéines sanguines et aux éléments formés (Hayton and Barron, 1990). Par exemple, le potentiel de bioaccumulation des contaminants dans les organismes est plus élevé lorsque le composé présente des associations fortes avec l'eau (hydrophile, néonicotinoïdes par exemple), les lipides (lipophile, pesticides organochlorés par exemple) ou avec les protéines (protéinophile) (Kuo et al., 2022). Les pesticides hautement volatils et hydrophobes, à l'inverse, présentent des taux de bio-transfert et de biotransformation réduits, ce qui limite leur accumulation dans les plumes et les tissus (Katagi and Fujisawa, 2021; Li, 2023).

4.1.2 Processus de détoxification spécifiques

Outre les variations engendrées par les propriétés physico-chimiques des contaminants, les capacités de détoxication mises en place par les organismes pour éliminer ces composés diffèrent également selon les espèces (Cooper et al., 2017; Lucia et al., 2012). Les taux de biotransformation peuvent ainsi varier entre les espèces d'oiseaux en raison de différences dans l'activité des enzymes métaboliques, la physiologie digestive, la taille corporelle et les habitudes alimentaires (Kuo et al., 2022). La consommation d'aliments contaminés constituant l'une des principales voies d'absorption des pesticides chez les oiseaux, leur accumulation dans l'organisme est donc fortement influencée par les préférences alimentaires, qui diffèrent entre les espèces granivores tels que le bruant zizi et le chardonneret élégant, les espèces insectivores comme la fauvette à tête noire et le rossignol philomèle, ou les espèces à régime mixte comme le merle noir, par exemple. La physiologie intestinale présente également une forte variabilité interspécifique. En effet, des adaptations marquées de la physiologie intestinale ont résulté des contraintes liées au vol, conduisant les espèces plus aériennes et migratrices à avoir des tractus digestifs plus courts que les espèces passant beaucoup de temps au sol et non migratrices afin de réduire la charge digestive (Price et al., 2015; Sedinger, 1997). Or, la bioaccumulation des contaminants est facilitée par une meilleure efficacité digestive, qui s'améliore généralement avec un temps de rétention plus long des aliments dans le tube digestif (Barton and Houston, 1993; Hilton et al., 2000). Ce temps de rétention dépend de la morphologie intestinale (longueur, plasticité), de la composition et de la qualité de l'alimentation, ainsi que du mode de recherche alimentaire (par exemple poursuite ou recherche) (Barton and Houston, 1993; Castro et al., 1989; Hilton et al., 1999, 2000). Ces processus physiologiques varient donc également au cours du cycle de vie et selon les saisons, puisque, chez les passereaux, les invertébrés sont préférentiellement consommés au printemps en période de reproduction pour l'élevage des jeunes, y compris chez les espèces granivores en dehors de cette période. Par ailleurs, une hyperphagie est observée chez les individus en préparation de la migration, entraînant une augmentation

des réserves lipidiques (Jenni-Eiermann and Jenni, 1996). De plus, la composition et la qualité de l'alimentation, ainsi que le statut migratoire peuvent moduler directement l'efficacité digestive *via* des modifications de la morphologie intestinale et des activités enzymatiques (Kohl et al., 2017; Rainio et al., 2012; Rott et al., 2017), entraînant ainsi des potentiels de bioaccumulation différents selon les espèces. Par exemple, l'activité enzymatique de l'éthoxyrésorufine-O-déséthylase (EROD), un biomarqueur hépatique clé de la détoxication des polluants, varie selon le statut migratoire et le régime alimentaire chez différentes espèces de passereaux (Rainio et al., 2012). Les oiseaux migrateurs insectivores présentent une activité EROD plus élevée que les espèces granivores, ce qui suggère que les espèces granivores et résidentes pourraient être plus sensibles aux contaminants environnementaux que les espèces insectivores et migratrices (Rainio et al., 2012). Cette hypothèse pourrait s'avérer intéressante pour expliquer, au moins en partie, les différences de contamination observées entre les cinq espèces étudiées dans l'**Axe I - Article 1**. En effet, les fauvettes à tête noire (insectivores et partiellement migratrices) et les rossignols philomèles (insectivores et migrateurs) présentaient les plus faibles concentrations, tandis que les bruants zizis (granivores et non migrateurs), les accenteurs mouchets (insectivores et non migrateurs) et les merles noirs (régime alimentaire mixte et non migrateurs) montraient des niveaux de contamination plus élevés.

Par la suite, il pourrait donc être intéressant de comparer les capacités de détoxication des espèces considérées dans notre zone d'étude, en mesurant l'activité enzymatique de biomarqueurs jouant un rôle dans la détoxication des polluants. Cependant, l'EROD ne pourra pas être dosée dans le cadre de nos captures puisque cette enzyme est dosée dans les tissus hépatiques et nécessite donc l'euthanasie des individus, ce qui n'est pas envisageable dans le cadre de nos pratiques. Ainsi, il serait indispensable de mesurer d'autres biomarqueurs, tels que des enzymes dosables dans le sang des oiseaux. Les glutathion S-transférases sont des enzymes de biotransformation, ayant un rôle dans l'homéostasie, la détoxication et l'excrétion des xénobiotiques (Contardo-Jara et al., 2009; Faria et al., 2009). Cette enzyme peut être dosée dans le foie des oiseaux mais aussi dans le sérum (Ezeji et al., 2012), et pourrait donc constituer une première approche pertinente. De plus, les estérases peuvent jouer un rôle important dans la détermination de la sensibilité des individus aux polluants en raison de leur rôle dans la détoxication (par exemple, les estérases « A » dégradent les organophosphates) et parce qu'elles sont parfois le site d'action toxique (par exemple, l'acétylcholinestérase est inhibée par les organophosphates) (Westlake et al., 1983). Il pourrait alors être intéressant de doser la nitrophényl-acétate-estérase dans le plasma, qui reflète une mesure de l'activité estérase générale (Westlake et al., 1983). Par ailleurs, l'activité de la glutathion peroxydase, une enzyme détoxifiante, pourrait aussi être dosée, mais les méthodes utilisent également les tissus hépatiques des oiseaux (Lucia et al., 2012). Néanmoins, en raison de sa capacité à stimuler l'activité de la glutathion peroxydase, la mélatonine pourrait être un composant du système de défense antioxydant chez les oiseaux considéré comme une mesure indirecte de l'activité de la glutathion peroxydase (Pablos et al., 1995).

4.1.3 Importance de l'écologie des espèces

L'hétérogénéité des profils de contamination et de bioaccumulation observée entre les espèces résulte de plusieurs facteurs complémentaires, parmi lesquels l'écologie des espèces apparaît comme un déterminant majeur. Les espèces peuvent donc différer dans leur aptitude à refléter la contamination aux pesticides de leur environnement local en fonction de leurs traits écologiques, notamment leur régime alimentaire, leur statut migratoire et leur domaine vital (Badry et al., 2020).

Les différences entre les espèces dans le régime alimentaire (insectivore, granivore, frugivore, régime mixte) et l'utilisation de l'habitat (espèces spécialistes des milieux urbains ou agricoles, ou passant beaucoup de temps sur le sol, dans l'air, dans les haies) pourraient être à l'origine d'expositions différentes aux pesticides, ce qui pourrait expliquer les niveaux de contamination observés chez chaque espèce. En effet, les niveaux de contamination chez les oiseaux semblent étroitement liés à ceux de leurs proies, ce qui suggère que l'exposition alimentaire est un facteur important. Une alimentation à un niveau trophique plus élevé, par exemple, peut être associée à des concentrations plus élevées de contaminants, ce qui démontre l'amplification trophique (Liu et al., 2010). Néanmoins, chez les passereaux, les interactions trophiques sont particulièrement dynamiques, ce qui rend l'analyse des processus de bioaccumulation complexe. En effet, de nombreuses espèces peuvent alterner leurs ressources en fonction de la disponibilité de la nourriture, des besoins liés au stade de vie (par exemple l'élevage des jeunes), de la saisonnalité et des stratégies migratoires (Jenni-Eiermann and Jenni, 1996; Robart et al., 2019). Chez les passereaux, l'exposition aux pesticides pourrait donc être étroitement dépendante de la nature des ressources exploitées (graines, invertébrés, fruits) et de leur variabilité spatio-temporelle.

L'écologie spatiale des espèces, et en particulier la taille du domaine vital, pourrait jouer un rôle déterminant dans la variabilité de l'exposition aux pesticides. La taille du domaine vital reste toutefois difficile à évaluer puisqu'elle est influencée par de multiples facteurs tels que le sexe, le statut de reproduction, la saisonnalité, la disponibilité des ressources alimentaires, le poids corporel ou encore la configuration du paysage (Bengtsson et al., 2014; Rühmann et al., 2019; Zurell et al., 2018). Les espèces ayant des domaines vitaux les plus vastes pourraient être davantage exposées et par une diversité plus grande de composés que les espèces ayant des domaines vitaux plus petits. À l'inverse, les espèces ayant un domaine vital très réduit pourraient mieux refléter la contamination locale et constituer ainsi de meilleurs indicateurs de la pression en pesticides de leur environnement proche.

Pour rappel, dans l'**Axe I - Article 2** de cette thèse, nous avons calculé des coefficients de corrélation pour chaque espèce afin d'évaluer la relation entre la contamination aux pesticides chez les oiseaux (nombre de composés détectés, concentration totale et quotient de risque total) et 1) la proportion d'agriculture biologique pour les espèces capturées dans les haies des milieux agricoles ; et 2) la distance à la parcelle traitée la plus proche pour les espèces capturées dans les jardins résidentiels. Certaines espèces ont montré des réponses plus fortes (coefficients de corrélation plus élevés) à la

diminution de la pression en pesticides par rapport à d'autres espèces, à la fois dans les haies des milieux agricoles (où la contamination diminuait avec l'augmentation de la proportion d'agriculture biologique) et dans les jardins résidentiels (où la contamination diminuait avec l'éloignement de la parcelle traitée la plus proche).

Sur cette base, dans cette discussion, nous avons souhaité explorer l'hypothèse d'un effet du domaine vital sur la force des corrélations (en valeur absolue) obtenues dans l'Article 2, de manière très préliminaire au vu du faible nombre d'espèces incluses. Pour cela, comme la taille du domaine vital des espèces étudiées présente des valeurs variables dans la littérature (Clement et al., 2023; Collar, 2024; Collar and Christie, 2020; Eybert et al., 1995; Ferry et al., 1981; Hatchwell, 2024; Kirwan et al., 2025; Moorcroft and Wilson, 2000; Morganti et al., 2017; Moskát et al., 1993; Nickell, 1951; Wilkin et al., 2009), la taille moyenne du domaine vital a été classée en trois catégories pour chaque espèce : domaine vital strictement inférieur à 1,5 ha ; entre 1,5 et 3 ha ; et strictement supérieur à 3 ha. Bien que la taille du domaine vital ne semble pas influencer les forces des corrélations obtenues pour les espèces des jardins, des signaux intéressants semblent émerger pour les espèces capturées dans les haies des milieux agricoles. Pour rappel, parmi les sept espèces considérées, trois exploitent des domaines vitaux petits (< 1.5 ha) en période de reproduction : le rougegorge familier (Kirwan et al., 2025), l'accenteur mouchet (Hatchwell, 2024) et la mésange charbonnière (Wilkin et al., 2009). Trois espèces présentent des domaines vitaux plus importants, compris entre 1.5 et 3 ha : la fauvette à tête noire (Ferry et al., 1981; Morganti et al., 2017), le rossignol philomèle (Collar and Christie, 2020) et l'hypolaïs polyglotte (Moskát et al., 1993). Enfin, le merle noir semble exploiter des domaines vitaux plus vastes (> 3 ha) (Ferry et al., 1981). L'analyse exploratoire réalisée pour cette discussion générale semble indiquer que les trois espèces exploitant de petits domaines vitaux présentent les forces de corrélation les plus élevées entre la concentration totale en pesticides et la proportion d'agriculture biologique (Figure 35). Ce constat pourrait donc suggérer que la taille du domaine vital pourrait conditionner la capacité des espèces à refléter fidèlement la contamination locale et, par conséquent, leur pertinence en tant que bioindicateurs.

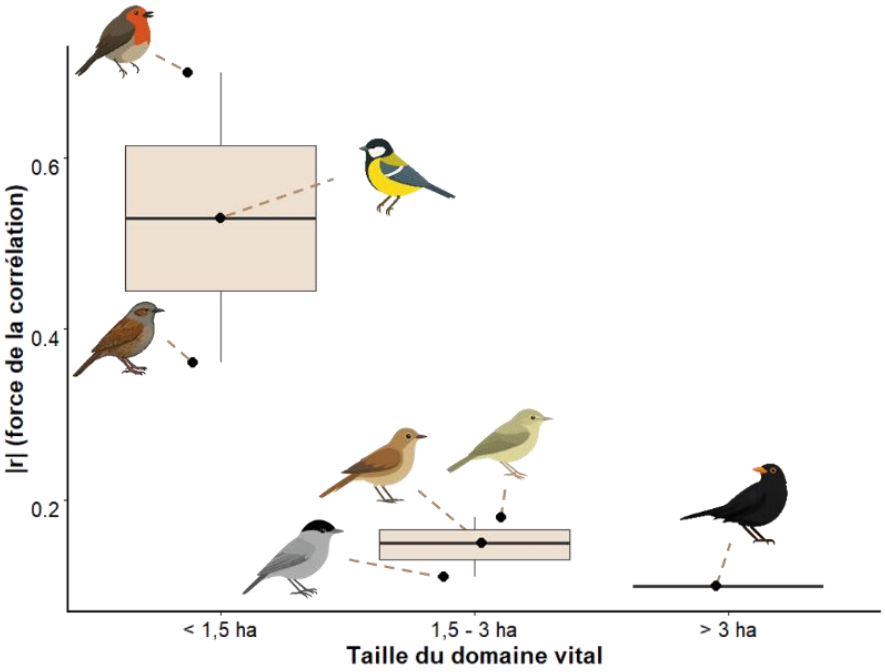


Figure 35. Effets de la taille du domaine vital des espèces capturées dans les haies agricoles sur la force de la corrélation entre la concentration totale en pesticides et la proportion d'agriculture biologique dans un rayon de 250m. Les forces de corrélation sont les valeurs absolues des coefficients de corrélation entre les deux variables, obtenus dans l'Article 2 de cette thèse.

Cependant, étant donné le nombre limité d'espèces et d'individus considérés par espèce, ces analyses restent exploratoires mais offrent des pistes prometteuses pour des futures perspectives de recherche. Il apparait alors nécessaire d'intégrer un plus grand nombre d'espèces, d'augmenter la taille des effectifs, et de poursuivre l'analyse à l'aide d'approches phylogénétiques afin de mieux cerner l'importance du domaine vital, ainsi que d'autres traits écologiques tels que le régime alimentaire, dans les schémas de contamination observés chez les passereaux.

4.1.4 Contribution des sources d'exposition

La contribution des sources d'exposition fait référence à la présence et à l'activité chimique des composés dans les différentes voies d'exposition possibles (Kuo et al., 2022), c'est-à-dire les différents compartiments environnementaux (par exemple, les eaux de surface, le sol, les sédiments, l'air) et biologiques (par exemple les graines, les insectes, les vers de terre) pour les passereaux. Les espèces d'oiseaux étudiées dans cette thèse présentent des utilisations d'habitats variables (espèces passant beaucoup de temps au sol comme le merle noir, ou dans les haies comme le rossignol philomèle par exemple) ainsi que des régimes alimentaires contrastés (principalement granivores, insectivores, ou régime mixte). Ainsi, les voies de contamination majoritaires des compartiments environnementaux et biologiques pourraient varier entre les espèces. Selon la biologie des espèces considérées, des

différences de l'importance relative de ces différentes voies d'exposition pourraient donc entraîner des variations de la contamination aux polluants entre les espèces. La détermination de la répartition des sources d'exposition est alors un défi majeur pour mesurer et évaluer le potentiel de bioaccumulation chez les oiseaux dans leur habitat naturel, en particulier pour les espèces qui ont accès à de multiples sources de nourriture dans différents compartiments environnementaux.

4.2 Vers une meilleure compréhension des voies d'exposition

Les résultats de ma thèse soulignent la nécessité de considérer plusieurs espèces en intégrant un ensemble de facteurs, et, en particulier, leurs traits écologiques, afin d'évaluer de manière robuste la contamination au sein des agroécosystèmes. Les oiseaux constituent en effet un modèle complexe pour comprendre la manière dont ils sont contaminés, en raison de leur mobilité et de leur interaction avec l'ensemble des compartiments environnementaux (air, eau, sol) et de la diversité de leurs ressources alimentaires (graines, insectes, vers de terre, fruits), rendant leurs conditions d'exposition aux pesticides difficiles à caractériser. La compréhension de l'importance relative des différentes voies d'exposition aux pesticides chez les passereaux représente aujourd'hui un enjeu majeur pour mieux comprendre les schémas de contamination observés dans les agroécosystèmes et les risques associés.

La contamination aux pesticides peut survenir par de multiples voies, puisque les individus peuvent être exposés par ingestion d'aliments et d'eau contaminés (Driver et al., 1991; Lopez-Antia et al., 2016; Mineau, 2011), par inhalation (Mineau, 2011; Sánchez-Bayo, 2011) et/ou par absorption cutanée (Driver et al., 1991; Hudson et al., 1979). Les individus peuvent également être exposés dès le stade embryonnaire, puisque les composés lipophiles peuvent être transférés de la mère à l'œuf (Guo et al., 2018; MacLachlan, 2008), et les œufs peuvent être directement exposés aux pulvérisations ou au contact de surfaces contaminées (Hussein et al., 2014; Ortiz-Santaliestra et al., 2020). Il est donc probable que l'importance relative des différentes voies d'exposition varie fortement selon les espèces, en fonction de leur régime alimentaire, de leur mobilité, de leur utilisation de l'habitat ou encore de leur comportement de recherche alimentaire. Une perspective essentielle de recherche consiste alors à quantifier la contribution relative de ces différentes voies d'exposition chez des espèces aux écologies contrastées.

Pour initier cette démarche, il est indispensable d'intégrer simultanément la voie d'exposition aux pesticides directe, liée aux quantités et types de pesticides appliquées dans l'environnement, et les voies d'exposition indirectes, qui transitent par l'environnement et l'alimentation des oiseaux. Dans la ZAPVS, l'exposition directe pourrait être caractérisée par le biais d'enquêtes réalisées auprès des agriculteurs et des habitants partenaires, afin de récolter des informations sur les produits épandus, leurs fréquences et dates d'application et les quantités utilisées. L'exposition indirecte demeure largement inconnue et nécessite la mise en place de mesures spécifiques dans les différents compartiments

environnementaux susceptibles de contribuer à l'exposition des oiseaux. Dans un futur proche, des premiers éléments de réponse pourraient être apportés grâce à des prélèvements déjà collectés et en cours d'analyse. En effet, dans le cadre du projet *Santé des Territoires* dans lequel cette thèse s'inscrit, des prélèvements d'air, de sol, d'eau, de graines, d'insectes et de vers de terre ont été collectés dans les jardins résidentiels des habitants partenaires où des captures d'oiseaux ont été réalisées. Le dosage de plus de 100 composés de pesticides dans ces différentes matrices permettra alors d'estimer l'exposition écosystémique, en fournissant un aperçu de la contamination de l'environnement et des ressources alimentaires des passereaux. Parallèlement, dans le sang des passereaux capturés sur ces mêmes sites d'échantillonnage, le dosage de plus de 100 composés de pesticides permet d'obtenir une mesure directe et intégrée des schémas de contamination de plusieurs espèces de passereaux aux écologies contrastées. Des plumes ont également été récoltées sur tous les oiseaux capturés depuis 2023, ce qui pourrait permettre de caractériser l'importance relative des différentes sources alimentaires assimilées par les individus (du moins au moment de la mue), grâce à l'analyse des isotopes stables du carbone ($\Delta^{13}C$) indicateur de l'origine des sources de carbone, et de l'azote ($\Delta^{15}N$), reflétant la position trophique (Romanek et al., 2000). Finalement, l'articulation entre 1) l'exposition directe, 2) la contamination observée dans les matrices environnementales et alimentaires des passereaux, et 3) la contamination réelle de différentes espèces de passereaux, pourrait représenter une perspective prometteuse pour déterminer quelles voies d'exposition contribuent le plus à la contamination observée chez les différentes espèces d'oiseaux (Figure 36). Les analyses de chemins (« path analysis ») pourraient offrir un cadre méthodologique adapté pour comparer le poids relatif de chaque voie et identifier les facteurs les plus déterminants de la contamination des passereaux selon l'espèce (Wright, 1934). D'autre part, des approches comparatives fondées sur l'analyse des communautés des composés (entre pesticides épandus, présents dans chaque matrice environnementale et alimentaire des oiseaux, et présents dans le sang des passereaux) permettraient également d'évaluer la similarité de la contamination entre les compartiments.

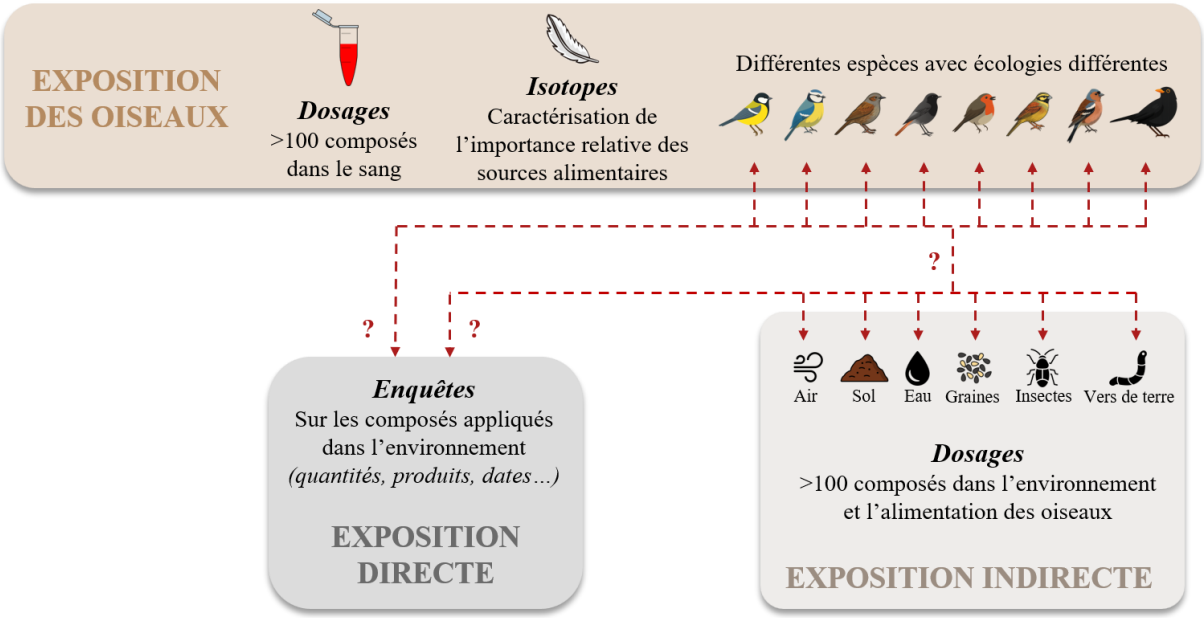


Figure 36. Représentation schématique de la proposition de perspective de recherche qui permettrait d'étudier l'importance relative des différentes voies d'exposition aux pesticides des passereaux.

Ces perspectives ouvrent ainsi la voie à une compréhension beaucoup plus fine des mécanismes impliqués dans la contamination des oiseaux des agroécosystèmes, indispensable pour interpréter correctement les patrons de contamination interspécifiques et, à terme, pour développer des stratégies de gestion et de protection efficaces visant à réduire l'exposition des espèces non-cibles.

4.3 Autres perspectives de recherche : une approche *Une Seule Santé* ?

Au-delà de la compréhension des voies d'exposition et des schémas de contamination, un enjeu majeur réside encore dans la continuité de l'évaluation des effets sublétaux des pesticides sur la santé des oiseaux, afin de mieux appréhender leur rôle potentiel dans le déclin des populations aviaires. En effet, comme les pesticides peuvent altérer différentes fonctions individuelles telles que l'immunité (Gibbons et al., 2015; Moreau et al., 2022a; Wan et al., 2025), la susceptibilité des individus aux agents infectieux pourrait être augmentée ce qui pourrait influencer à la fois la santé des oiseaux, la dynamique des pathogènes et des interactions interspécifiques et les risques de transmission à l'être humain dans le cadre de l'approche « Une Seule Santé ». Il apparait donc nécessaire d'élargir les paramètres physiologiques étudiés et d'intégrer des agents infectieux qui peuvent être responsables de zoonoses.

Certains composés de pesticides peuvent induire des processus de détoxication pouvant générer des dommages cellulaires, notamment au niveau de l'ADN et des tissus, générant un stress oxydatif normalement compensé par des réponses antioxydantes (Ghasemi et al., 2015). Les caroténoïdes jouent un rôle central puisque ce sont des molécules antioxydantes qui interviennent à la fois au niveau de la

fonction immunitaire et des colorations. De ce fait, ils sont impliqués dans des compromis évolutifs entre la maintenance de l'intégrité de l'organisme (*via* la limitation du stress oxydatif et le système immunitaire) et l'expression des caractères sexuels secondaires liés à la reproduction *via* la sélection sexuelle (Møller et al., 2000). Comme les caroténoïdes ne peuvent être acquis que par l'alimentation (Xavier and Pérez-Gálvez, 2016), les individus capables d'accéder à des ressources riches en caroténoïdes pourraient être mieux protégés contre les effets sublétaux des pesticides. Bien que nos travaux n'aient pas mis en évidence d'effet du modèle agricole (agriculture biologique vs. conventionnelle) sur la coloration caroténoïde-dépendante (Axe III - Article 5), il serait pertinent d'explorer plus finement l'influence potentielle des mélanges de pesticides sur l'intensité des colorations. Pour ce faire, des prélèvements de plumes de contour, ciblant les zones exprimant les caractères sexuels secondaires, pourraient être analysés au spectrophotomètre afin de quantifier précisément la colorimétrie. Par ailleurs, des échantillons de sang et de plasma déjà collectés chez les individus capturés en 2024 et/ou 2025 permettront de doser plusieurs biomarqueurs physiologiques, notamment des indicateurs de stress oxydatif, l'activité de l'acétylcholinestérase, l'haptoglobine (marqueur de la réaction inflammatoire) ainsi que des hormones stéroïdiennes (testostérone, œstrogènes). L'ensemble de ces échantillons est actuellement en cours d'analyse. Par ailleurs, les pesticides peuvent altérer la composition du microbiote intestinal et compromettre l'intégrité des barrières intestinales chargées de réguler le passage des substances dans l'organisme. Par exemple, la richesse et la diversité bactériennes intestinales ont montré des modifications corrélées à la charge en pesticides chez les busards cendrés (Bariod et al., 2025a, 2025b). Le microbiote intestinal jouant un rôle central dans la régulation de la physiologie et de la santé de l'hôte, il semble pertinent d'effectuer des analyses similaires chez différentes espèces de passereaux. A cet égard, des échantillons du microbiote intestinal ont été prélevés sur les individus capturés en 2022 et 2025 et sont actuellement en cours d'analyse au sein de notre équipe.

Étant donné que les pesticides peuvent impacter les organismes du niveau intracellulaire (ADN) jusqu'aux grandes fonctions physiologiques (comportement, immunité, reproduction par exemple), la contamination aux pesticides peut altérer la qualité phénotypique des individus et réduire leur capacité à résister aux parasites présents dans leur environnement. L'influence des pesticides sur les interactions biotiques, et en particulier sur les relations hôtes-parasites, reste aujourd'hui un champ d'investigation presque totalement ignoré (Rohr et al., 2008). Bien que l'Article 4 de cette thèse (Axe III) ait permis d'apporter des premiers éléments sur les effets des modèles agricoles (agriculture biologique vs. conventionnelle) sur la prévalence et l'intensité des infections parasitaires, l'effet des mélanges de pesticides sur les dynamiques hôtes-parasites demeure méconnu. Pourtant, cette question s'avère d'un intérêt majeur, puisque les oiseaux sauvages peuvent héberger et/ou disséminer des agents pathogènes zoonotiques, soit en tant qu'hôtes réservoirs, soit en propageant des arthropodes vecteurs infectés. Par exemple, les tiques (Acari, Ixodida), ectoparasites hématophages très répandus, peuvent être

responsables de la transmission d'un large éventail d'agents pathogènes zoonotiques, notamment des bactéries telles que *Borrelia burgdorferi*, l'un des agents responsables de la maladie de Lyme (Brinkerhoff et al., 2011; Hasle, 2013; Ishiguro et al., 2000). De plus, les parasites *Cryptosporidium* sp. sont également particulièrement intéressants car ils infectent les humains et un large éventail d'animaux, y compris les oiseaux. La cryptosporidiose humaine est l'une des causes les plus courantes de diarrhée parasitaire, mettant en danger la vie des jeunes enfants et des personnes immunodéprimées. Le mode de contamination est principalement indirect et les oiseaux sont de plus en plus soupçonnés de jouer un rôle dans la transmission des infections à la fois chez l'homme et chez les animaux sauvages ce qui implique des enjeux majeurs de santé publique (Tsiodras et al., 2008). De même, les oiseaux, en particulier les espèces migratrices et aquatiques, peuvent transporter des champignons, tels que *Aspergillus fumigatus,* sur leurs plumes, dans leurs voies respiratoires et *via* leurs excréments, contribuant ainsi à la dissémination environnementale des souches fongiques, y compris des souches résistantes aux fongicides azolés (Akter et al., 2020; Arné et al., 2021; Melo et al., 2020a). Les oiseaux infectés ou porteurs sains peuvent par exemple excréter des spores dans leurs fientes, contaminant ainsi l'eau, le sol et les aliments (Akter et al., 2020). *Aspergillus fumigatus* est la principale cause d'aspergillose chez les oiseaux, provoquant des mortalités massives lors d'épizooties chez les oiseaux sauvages (Akter et al., 2020; Arné et al., 2011; Melo et al., 2020b). Chez les humains, ce champignon est responsable de maladies comme les aspergilloses bronchopulmonaires et pulmonaires, pouvant entraîner des conséquences graves chez les patients à risque souffrant d'immunodépression, de maladies pulmonaires chroniques et de diabète par exemple (Henao-Martínez et al., 2023; Khan et al., 2024; K.-S. Sun et al., 2017). Une fois encore, des prélèvements de tiques, de plumes, de fèces, de sang, ainsi que des écouvillonnages de plumes et cloacaux ont déjà été réalisés sur les oiseaux capturés en 2024 et 2025. Ces échantillons sont en cours d'analyse pour les différents agents pathogènes mentionnés précédemment. Les premiers résultats indiquent bien la présence de *Cryptosporidium* sp. chez les passereaux capturés, mais les profils d'infection obtenus doivent encore être mis en relation avec les niveaux de contamination aux pesticides mesurés chez ces mêmes individus. Puisque les effets sublétaux des pesticides incluent un affaiblissement du système immunitaire, une forte contamination aux pesticides pourrait être associée à une prévalence plus forte des agents pathogènes zoonotiques chez les oiseaux fortement contaminés par des pesticides. Prochainement, cette hypothèse pourra donc être testée, et ces analyses pourraient offrir des éléments clés contribuant à combler les lacunes existantes sur l'influence des pesticides dans la modification des interactions biotiques.

Finalement, ces perspectives constituent un enjeu majeur de santé publique, et s'inscrivent pleinement dans le cadre du concept « Une seule santé » (*One Health)*, qui reconnaît l'interdépendance entre santé animale non-humaine, santé humaine et santé environnementale (Destoumieux-Garzón et al., 2018; Giraudoux, 2023). Ainsi, déterminer comment les pesticides modulent la susceptibilité des oiseaux aux agents pathogènes, y compris ceux présentant un risque zoonotique, permettrait d'évaluer

leurs éventuelles implications pour la santé humaine. Une étape supplémentaire consisterait alors à évaluer également la contamination des humains partageant les mêmes environnements. Outre les dosages de pesticides réalisés dans diverses matrices environnementales (air, sol, eau) et biologiques (passereaux, graines, insectes, vers de terre), tels que présentés en *section 4.2*, le projet *Santé des Territoires* dans lequel s'inscrit cette thèse vise justement à caractériser la contamination humaine (échantillons de cheveux et d'urine des habitants partenaires en cours d'analyse). Des mesures complémentaires de pesticides sont effectuées dans les poussières domestiques et les poils de chats, utilisés comme indicateurs de la contamination de l'environnement intérieur. Par ailleurs, la santé des habitants sera évaluée par l'analyse de leur microbiote intestinal, ouvrant la possibilité d'explorer les effets des mélanges de pesticides sur la santé humaine. L'ambition de ce projet, sans précédent à cette échelle territoriale, est de documenter de manière intégrée les effets des pesticides sur la santé des écosystèmes, en reliant explicitement les dimensions environnementale, animale non-humaine, et humaine (Figure 37). Dans ce contexte, les analyses déjà réalisées et futures sur les passereaux capturés dans les jardins des habitants partenaires s'inscrivent pleinement dans l'approche « Une Seule Santé ». Elles permettront d'approfondir le rôle des passereaux en tant qu'espèces bio-sentinelles, capables de révéler précocement des risques environnementaux susceptibles d'affecter la santé humaine. En raison de la relative facilité logistique et éthique de ces suivis par rapport aux études directement menées chez l'être humain, ces approches pourraient constituer un outil d'alerte précoce pertinent pour l'identification de menaces sanitaires émergentes.

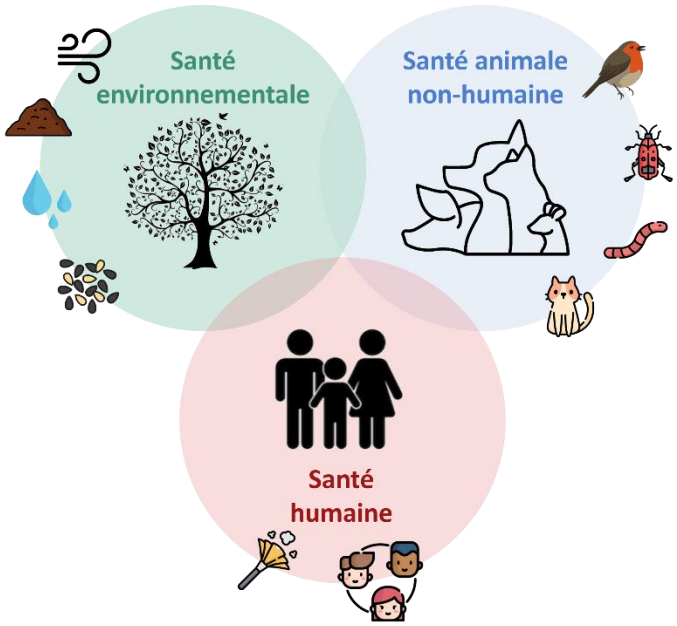


Figure 37. Schéma de l'approche « Une Seule Santé » appliquée au projet Santé des Territoires, montrant les différents échantillons collectés chez les habitants partenaires permettant d'intégrer la santé environnementale, animale non-humaine et humaine.

5 Conclusion générale

Dans l'ensemble, mes travaux réalisés durant ces trois années de thèse ont contribué à combler plusieurs lacunes en écotoxicologie « de terrain », en fournissant des preuves de la présence généralisée d'un large éventail de pesticides contaminant les espèces aviaires. Ils ont également apporté les premiers éléments décrivant des effets sublétaux de mélanges complexes de pesticides chez plusieurs espèces de passereaux sauvages des milieux agricoles. De manière notable, le rôle potentiel de l'agriculture biologique dans l'atténuation de ces effets sublétaux a été mis en évidence à travers l'évaluation de différents traits d'histoire de vie, suggérant que ce modèle agricole pourrait constituer un levier majeur pour ralentir le déclin des populations aviaires. Par ailleurs, la pertinence des passereaux comme bioindicateurs de la contamination environnementale locale a pu être examinée, et confirmée pour certaines espèces de passereaux, soulignant la nécessité d'adopter des approches multi-espèces dans les études écotoxicologiques.

Ces recherches ont également soulevé un grand nombre de questions, notamment sur l'importance de l'écologie des espèces, sur la contribution relative des différentes voies d'exposition pouvant influencer les schémas de contamination, ainsi que sur des manques conceptuels et méthodologiques qui limitent encore l'analyse de données écotoxicologiques complexes. De plus, elles laissent également en suspens la détermination des mécanismes reliant directement l'utilisation des pesticides au déclin des populations d'oiseaux dans les milieux agricoles. Enfin, au-delà des résultats présentés dans cette thèse, l'acquisition simultanée d'échantillons environnementaux et biologiques a permis de constituer un jeu de données individuelles sans précédent, actuellement en cours d'analyse, ouvrant la voie à de nouvelles avancées et à des perspectives de recherche particulièrement prometteuses.

Ces travaux de thèse ainsi que les perspectives de recherche proposées s'inscrivent dans le contexte de l'approche « Une Seule Santé » (*One Health)*, qui reconnait que la santé humaine est étroitement liée à celle des animaux domestiques et sauvages, des plantes et de l'environnement (Destoumieux-Garzón et al., 2018; Giraudoux, 2023). Dans ce cadre, il apparait indispensable de poursuivre les investigations sur l'influence des cocktails de pesticides sur la santé des espèces sauvages, car ces recherches sont susceptibles de fournir de nouvelles informations cruciales sur leurs effets potentiels pour la santé humaine. Une telle approche offre alors l'opportunité d'améliorer notre compréhension des effets des pesticides, et de fournir des éléments essentiels à la mise en place de stratégies de gestion plus protectrices de la santé globale. Pour cela, l'harmonisation et l'application à l'échelle mondiale de la législation sur les pesticides profiteraient donc non seulement à toutes les parties prenantes humaines telles que les fabricants de pesticides (accès plus efficace aux marchés mondiaux), les consommateurs (sécurité alimentaire renforcée), les agriculteurs (plus sûrs et plus rentables) et les régulateurs (partage mondial des connaissances) (Handford et al., 2015), mais aussi à l'environnement et à la biodiversité dans le cadre de cette approche « Une Seule Santé ».

RÉFÉRENCES



© Audrey Bailly

Abd-Al-Aal, Z., Ramadan, N.F., Al-Hoot, A., 2000. Life-cycle of *Isospora mehlhornii* sp. nov. (Apicomplexa: Eimeriidae), parasite of the Egyptian swallow *Hirundo rubicola savignii*. Parasitology Research 86, 270–278. https://doi.org/10.1007/s004360050042

Abu Zeid, E.H., Alam, R.T.M., Ali, S.A., Hendawi, M.Y., 2019. Dose-related impacts of imidacloprid oral intoxication on brain and liver of rock pigeon (Columba livia domestica), residues analysis in different organs. Ecotoxicology and Environmental Safety 167, 60–68. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.121

Abubakar, Y., Tijjani, H., Egbuna, C., Adetunji, C.O., Kala, S., Kryeziu, T.L., Ifemeje, J.C., Patrick-Iwuanyanwu, K.C., 2020. Chapter 3 - Pesticides, History, and Classification, in: Egbuna, C., Sawicka, B. (Eds.), Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control. Academic Press, pp. 29–42. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819304-4.00003-8

Addy-Orduna, L.M., Brodeur, J.C., Mateo, R., 2019. Oral acute toxicity of imidacloprid, thiamethoxam and clothianidin in eared doves: a contribution for the risk assessment of neonicotinoids in birds. Science of The Total Environment 650, 1216–1223. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.112

Akter, M., Islam, M., Islam, M., Sobur, M., Jahan, M., Rahman, S., Nazir, K., Rahman, M., 2020. Migratory birds as the potential source for the transmission of Aspergillus and other fungus to Bangladesh. J Adv Vet Anim Res 7, 338. https://doi.org/10.5455/javar.2020.g427

Alatalo, R.V., Höglund, J., Lundberg, A., 1988. Patterns of variation in tail ornament size in birds. Biological Journal of the Linnean Society 34, 363–374. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1988.tb01969.x

Albaseer, S.S., Jaspers, V.L.B., Orsini, L., Vlahos, P., Al-Hazmi, H.E., Hollert, H., 2025. Beyond the field: How pesticide drift endangers biodiversity. Environmental Pollution 366, 125526. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125526

Albero, L., Martínez-Solano, Í., Arias, A., Lizana, M., Bécares, E., 2021. Amphibian Metacommunity Responses to Agricultural Intensification in a Mediterranean Landscape. Land 10, 924. https://doi.org/10.3390/land10090924

Al-Mamun, A., 2017. Pesticide degradations, residues and environmental concerns, in: Khan, M.S., Rahman, M.S. (Eds.), Pesticide Residue in Foods: Sources, Management, and Control. Springer International Publishing, Cham, pp. 87–102. https://doi.org/10.1007/978-3-319-52683-6_3

Alonso, D., Arizaga, J., 2006. Biometrics of Citril Finch *Serinus citrinella* in the west Pyrenees and the influence of feather abrasion on biometric data. Ringing & Migration 23, 116–124. https://doi.org/10.1080/03078698.2006.9674354

Alonso-Prados, E., Muñoz, I., De La Rúa, P., Serrano, J., Fernández-Alba, A.R., García-Valcárcel, A.I., Hernando, M.D., Alonso, Á., Alonso-Prados, J.L., Bartolomé, C., Maside, X., Barrios, L., Martín-Hernández, R., Higes, M., 2020. The toxic unit approach as a risk indicator in honey bees surveillance programmes: A case of study in Apis mellifera iberiensis. Science of The Total Environment 698, 134208. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134208

Alves, L.M.F., Lemos, M.F.L., Cabral, H., Novais, S.C., 2022. Elasmobranchs as bioindicators of pollution in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 176, 113418. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113418

Anderson, M.J., Valdiviezo, A., Conway, M.H., Farrell, C., Andringa, R.K., Janik, A., Chiu, W.A., Rusyn, I., Hamer, S.A., 2023. Imidacloprid exposure is detectable in over one third of wild bird samples from diverse Texas ecoregions. Science of The Total Environment 876, 162723. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162723

Angelier, F., Prouteau, L., Brischoux, F., Chastel, O., Devier, M.-H., Le Menach, K., Martin, S., Mohring, B., Pardon, P., Budzinski, H., 2023. High contamination of a sentinel vertebrate species by azoles in vineyards: a study of common blackbirds (Turdus merula) in multiple

habitats in western France. Environmental Pollution 316, 120655. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120655

Apanaskevich, D.A., Oliver, J.H., 2014. Chapter 3: Life cycles and natural history of ticks., in: Biology of Ticks. OUP USA.

Apoorva, M.S., Kundlas, K., 2024. Negative impacts of intensive agricultural practices on environment and ecosystem: A review. Int. J. Res. Agron. 7, 285–289. https://doi.org/10.33545/2618060X.2024.v7.i12d.2146

Arné, P., Thierry, S., Wang, D., Deville, M., Le Loc'h, G., Desoutter, A., Féménia, F., Nieguitsila, A., Huang, W., Chermette, R., Guillot, J., 2011. Aspergillus fumigatus in Poultry. International Journal of Microbiology 2011, 746356. https://doi.org/10.1155/2011/746356

Arné, P., Risco-Castillo, V., Jouvion, G., Le Barzic, C., Guillot, J., 2021. Aspergillosis in Wild Birds. JoF 7, 241. https://doi.org/10.3390/jof7030241

Arntzen, J.W., Abrahams, C., Meilink, W.R.M., Iosif, R., Zuiderwijk, A., 2017. Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. Biodivers Conserv 26, 1411–1430. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1307-y

Ask, A.V., Jenssen, B.M., Tartu, S., Angelier, F., Chastel, O., Gabrielsen, G.W., 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substances Are Positively Associated with Thyroid Hormones in an Arctic Seabird. Environmental Toxicology and Chemistry 40, 820–831. https://doi.org/10.1002/etc.4978

Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., Pulido, F., 2017. The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: a year-round telemetry study. Eur J Wildl Res 63, 26. https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9

Aymí, R., Gargallo, G., 2021. Fauvette grisette (*Curruca communis*), version 1.1. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.grewhi1.01.1

Badry, A., Krone, O., Jaspers, V.L.B., Mateo, R., García-Fernández, A., Leivits, M., Shore, R.F., 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identification of key species for pan-European biomonitoring. Science of The Total Environment 731, 139198. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139198

Baeta, R., Faivre, B., Motreuil, S., Gaillard, M., Moreau, J., 2008. Carotenoid trade-off between parasitic resistance and sexual display: an experimental study in the blackbird (*Turdus merula*). Proc. R. Soc. B. 275, 427–434. https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1383

Băncilă, R.I., Lattuada, M., Sillero, N., 2023. Distribution of amphibians and reptiles in agricultural landscape across Europe. Landsc Ecol 38, 861–874. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01583-w

Banerjee, B.D., 1999. The influence of various factors on immune toxicity assessment of pesticide chemicals. Toxicology Letters 107, 21–31. https://doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00028-4

Bariod, L., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Pays, O., Monceau, K., Moreau, J., 2025a. Comparison of pesticide contamination between captive-reared and wild grey partridges: insights into environmental exposure disparities. Environ Sci Pollut Res 32, 21845–21854. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34925-z

Bariod, L., Fuentes, E., Millet, M., Jacquiod, S., White, J., Moreau, J., Monceau, K., 2025b. Direct and indirect effects of pesticide exposure on the gut microbiota of a farmland raptor. Journal of Hazardous Materials 485, 136857. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136857

Bariod, L., Fuentes, E., Millet, M., White, J., Jacquiod, S., Moreau, J., Monceau, K., 2025c. Exposure to pesticides is correlated with gut microbiota alterations in a farmland raptor. Environment International 199, 109436. https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109436

Bariod, L., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Pays, O., Monceau, K., Moreau, J., 2024. Comparison of pesticide contamination between captive-reared and wild grey partridges: insights into environmental exposure disparities. Environ Sci Pollut Res. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34925-z

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature 471, 51–57. https://doi.org/10.1038/nature09678

Baroudi, F., Al Alam, J., Fajloun, Z., Millet, M., 2020. Snail as sentinel organism for monitoring the environmental pollution; a review. Ecological Indicators 113, 106240. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106240

Bart, S., Jager, T., Robinson, A., Lahive, E., Spurgeon, D.J., Ashauer, R., 2021. Predicting Mixture Effects over Time with Toxicokinetic–Toxicodynamic Models (GUTS): Assumptions, Experimental Testing, and Predictive Power. Environ. Sci. Technol. 55, 2430–2439. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05282

Bartell, S.M., 2006. Biomarkers, Bioindicators, and Ecological Risk Assessment—A Brief Review and Evaluation. Environmental Bioindicators 1, 60–73. https://doi.org/10.1080/15555270591004920

Barton, N.W.H., Houston, D.C., 1993. A comparison of digestive efficiency in birds of prey. Ibis 135, 363–371. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1993.tb02107.x

Bavec, M., Bavec, F., 2015. Impact of Organic Farming on Biodiversity, in: Lo, Y.-H., Blanco, J.A., Roy, S. (Eds.), Biodiversity in Ecosystems - Linking Structure and Function. InTech. https://doi.org/10.5772/58974

Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., Thouvenot, L., Phillips, H.R.P., 2023. Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. Journal of Applied Ecology 60, 1239–1253. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437

Becker, P.H., 2003. Chapter 19 Biomonitoring with birds, in: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (Eds.), Trace Metals and Other Contaminants in the Environment, Bioindicators & Biomonitors. Elsevier, pp. 677–736. https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80149-2

Belden, J.B., Gilliom, R.J., Lydy, M.J., 2007. How well can we predict the toxicity of pesticide mixtures to aquatic life? Integrated Environmental Assessment and Management 3, 364–372. https://doi.org/10.1002/ieam.5630030307

Belden, J.B., Brain, R.A., 2018. Incorporating the joint toxicity of co-applied pesticides into the ecological risk assessment process. Integrated Environmental Assessment and Management 14, 79–91. https://doi.org/10.1002/ieam.1957

Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L., 2005. The Effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. AMBIO: A Journal of the Human Environment 34, 582–588. https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.8.582

Bellot, P., Dupont, S.M., Brischoux, F., Budzinski, H., Chastel, O., Fritsch, C., Lourdais, O., Prouteau, L., Rocchi, S., Angelier, F., 2022. Experimental Exposure to Tebuconazole Affects Metabolism and Body Condition in a Passerine Bird, the House Sparrow (*Passer domesticus*). Environmental Toxicology and Chemistry 41, 2500–2511. https://doi.org/10.1002/etc.5446

Bellot, P., Brischoux, F., Budzinski, H., Dupont, S.M., Fritsch, C., Hope, S.F., Michaud, B., Pallud, M., Parenteau, C., Prouteau, L., Rocchi, S., Angelier, F., 2023. Chronic exposure to tebuconazole alters thyroid hormones and plumage quality in house sparrows (Passer domesticus). Environ Sci Pollut Res 32, 3328–3342. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28259-5

Bencic, D.C., Villeneuve, D.L., Biales, A.D., Blake, L., Durhan, E.J., Jensen, K.M., Kahl, M.D., Makynen, E.A., Martinović-Weigelt, D., Ankley, G.T., 2013. Effects of the insecticide fipronil

on reproductive endocrinology in the fathead minnow. Environmental Toxicology and Chemistry 32, 1828–1834. https://doi.org/10.1002/etc.2254

Bengtsson, D., Avril, A., Gunnarsson, G., Elmberg, J., Söderquist, P., Norevik, G., Tolf, C., Safi, K., Fiedler, W., Wikelski, M., Olsen, B., Waldenström, J., 2014. Movements, Home-Range Size and Habitat Selection of Mallards during Autumn Migration. PLoS ONE 9, e100764. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100764

Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology 42, 261–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Bennett, R.S., Williams, B.A., Schmedding, D.W., Bennett, J.K., 1991. Effects of dietary exposure to methyl parathion on egg laying and incubation in mallards. Environ Toxicol Chem 10, 501–507. https://doi.org/10.1002/etc.5620100410

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18, 182–188. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Bentz, S., Rigaud, T., Barroca, M., Martin-Laurent, F., Bru, D., Moreau, J., Faivre, B., 2006. Sensitive measure of prevalence and parasitaemia of haemosporidia from European blackbird (*Turdus merula*) populations: value of PCR-RFLP and quantitative PCR. Parasitology 133, 685. https://doi.org/10.1017/S0031182006001090

Berglund, Å.M.M., 2018. Evaluating blood and excrement as bioindicators for metal accumulation in birds. Environmental Pollution 233, 1198–1206. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.031

Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. Vet Pharm & Therapeutics 30, 93–100. https://doi.org/10.1111/j.1365-2885.2007.00836.x

Berny, P., Gaillet, J.-R., 2008. Acute poisoning of red kites (*Milvus milvus*) in France: data from the SAGIR network. Journal of Wildlife Diseases 44, 417–426. https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417

Berto, B.P., Flausino, W., McIntosh, D., Teixeira-Filho, W.L., Lopes, C.W.G., 2011. Coccidia of New World passerine birds (Aves: Passeriformes): a review of *Eimeria* Schneider, 1875 and *Isospora* Schneider, 1881 (Apicomplexa: Eimeriidae). Syst Parasitol 80, 159–204. https://doi.org/10.1007/s11230-011-9317-8

Besseling, E., Foekema, E.M., Van Franeker, J.A., Leopold, M.F., Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L., Heße, E., Mielke, L., IJzer, J., Kamminga, P., Koelmans, A.A., 2015. Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale *Megaptera novaeangliae*. Marine Pollution Bulletin 95, 248–252. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.007

Beura, L.K., Hamilton, S.E., Bi, K., Schenkel, J.M., Odumade, O.A., Casey, K.A., Thompson, E.A., Fraser, K.A., Rosato, P.C., Filali-Mouhim, A., Sekaly, R.P., Jenkins, M.K., Vezys, V., Haining, W.N., Jameson, S.C., Masopust, D., 2016. Normalizing the environment recapitulates adult human immune traits in laboratory mice. Nature 532, 512–516. https://doi.org/10.1038/nature17655

Bianco, A., Nibert, P., Wu, Y., Baray, J.-L., Brigante, M., Mailhot, G., Deguillaume, L., Vione, D., Cabanes, D.J.E., Méjean, M., Besse-Hoggan, P., 2025. Are Clouds a Neglected Reservoir of Pesticides? Environ. Sci. Technol. acs.est.5c03787. https://doi.org/10.1021/acs.est.5c03787

Biard, C., Monceau, K., Motreuil, S., Moreau, J., 2015. Interpreting immunological indices: the importance of taking parasite community into account. An example in blackbirds *Turdus merula*. Methods Ecol Evol 6, 960–972. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12371

Biard, C., Monceau, K., Teixeira, M., Motreuil, S., Bettencourt-Amarante, S., Develay, L., Moreau, J., 2022. Coccidial oocyst release: once a day or all day long? Tropical bird hosts shed new light on the adaptive significance of diurnal periodicity in parasite output. Parasitology 149, 469–481. https://doi.org/10.1017/S003118202100202X

Blackburn, J., Wallace, A., 2001. Comparative abundance of centipedes on organic and conventional farms, and its possible relation to declines in farmland bird populations. Basic and Applied Ecology 2, 373–381. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00073

Blanchard, D.C., Summers, C.H., Blanchard, R.J., 2013. The role of behavior in translational models for psychopathology: Functionality and dysfunctional behaviors. Neuroscience & Biobehavioral Reviews 37, 1567–1577. https://doi.org/10.1016/j.neubiorev.2013.06.008

Blus, L.J., Stroud, R.K., Sutton, G.M., Smith, K.A., Shelton, T.J., Vanderkoppel, G.A., Pederson, N.D., Olson, W.E., 1991. Canada Goose Die-off Related to Simultaneous Application of Three Anticholinesterase Insecticides. Northwestern Naturalist 72, 29. https://doi.org/10.2307/3536887

Boatman, N.D., Brickle, N.W., Hart, J.D., Milsom, T.P., Morris, A.J., Murray, A.W.A., Murray, K.A., Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146, 131–143. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Bobb, J.F., Valeri, L., Claus Henn, B., Christiani, D.C., Wright, R.O., Mazumdar, M., Godleski, J.J., Coull, B.A., 2015. Bayesian kernel machine regression for estimating the health effects of multi-pollutant mixtures. Biostatistics 16, 493–508. https://doi.org/10.1093/biostatistics/kxu058

Bolker, J.A., 2019. Selection of Models: Evolution and the Choice of Species for Translational Research. Brain Behav Evol 93, 82–91. https://doi.org/10.1159/000500317

Bonmatin, J.-M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E.A.D., Noome, D.A., Simon-Delso, N., Tapparo, A., 2015. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. Environ Sci Pollut Res 22, 35–67. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7

Bortolotti, G.R., Fernie, K.J., Smits, J.E., 2003. Carotenoid concentration and coloration of American Kestrels (Falco sparverius) disrupted by experimental exposure to PCBs. Functional Ecology 17, 651–657. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2003.00778.x

Bradbury, R.B., Kyrkos, A., Morris, A.J., Clark, S.C., Perkins, A.J., Wilson, J.D., 2000. Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. Journal of Applied Ecology 37, 789–805. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00552.x

Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhausser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., Gaba, S., 2018. Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. Science of The Total Environment 627, 822–834. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142

Brinkerhoff, R.J., Folsom-O'Keefe, C.M., Tsao, K., Diuk-Wasser, M.A., 2011. Do birds affect Lyme disease risk? Range expansion of the vector-borne pathogen Borrelia burgdorferi. Frontiers in Ecol & Environ 9, 103–110. https://doi.org/10.1890/090062

Brodeur, J.C., Damonte, M.J., Rojas, D.E., Cristos, D., Vargas, C., Poliserpi, M.B., Andriulo, A.E., 2022. Concentration of current-use pesticides in frogs from the Pampa region and correlation of a mixture toxicity index with biological effects. Environmental Research 204, 112354. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112354

Brook, B., Sodhi, N., Bradshaw, C., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. Trends in Ecology & Evolution 23, 453–460. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011

Brouwer, M., Huss, A., Van Der Mark, M., Nijssen, P.C.G., Mulleners, W.M., Sas, A.M.G., Van Laar, T., De Snoo, G.R., Kromhout, H., Vermeulen, R.C.H., 2017. Environmental exposure to pesticides and the risk of Parkinson's disease in the Netherlands. Environment International 107, 100–110. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.001

Brown, M. a., Ball, S. j., Snow, K. r., 2010. Coccidian parasites of British wild birds. Journal of Natural History 44, 2669–2691. https://doi.org/10.1080/00222933.2010.501531

Brühl, C.A., Engelhard, N., Bakanov, N., Wolfram, J., Hertoge, K., Zaller, J.G., 2024. Widespread contamination of soils and vegetation with current use pesticide residues along altitudinal gradients in a European Alpine valley. Commun Earth Environ 5, 72. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01220-1

Buonsenso, F., 2025. Scientific and Regulatory Perspectives on Chemical Risk Assessment of Pesticides in the European Union. JoX 15, 173. https://doi.org/10.3390/jox15050173

Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Delettre, Y., 2010. Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agriculture, Ecosystems & Environment 138, 152–159. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.011

Byholm, P., Mäkeläinen, S., Santangeli, A., Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (*Pernis apivorus*). Science of The Total Environment 639, 929–933. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185

Carles, C., Bouvier, G., Esquirol, Y., Piel, C., Migault, L., Pouchieu, C., Fabbro-Peray, P., Lebailly, P., Baldi, I., 2017. Residential proximity to agricultural land and risk of brain tumor in the general population. Environmental Research 159, 321–330. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.025

Carnesecchi, E., Svendsen, C., Lasagni, S., Grech, A., Quignot, N., Amzal, B., Toma, C., Tosi, S., Rortais, A., Cortinas-Abrahantes, J., Capri, E., Kramer, N., Benfenati, E., Spurgeon, D., Guillot, G., Dorne, J.L.C.M., 2019. Investigating combined toxicity of binary mixtures in bees: Meta-analysis of laboratory tests, modelling, mechanistic basis and implications for risk assessment. Environment International 133, 105256. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105256

Carson, R., 1962. Silent Spring. Houghton Mifflin, United States.

Casida, J.E., 2009. Pest Toxicology: The Primary Mechanisms of Pesticide Action. Chem. Res. Toxicol. 22, 609–619. https://doi.org/10.1021/tx8004949

Casida, J.E., Durkin, K.A., 2013. Neuroactive Insecticides: Targets, Selectivity, Resistance, and Secondary Effects. Annu. Rev. Entomol. 58, 99–117. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120811-153645

Casida, J.E., Bryant, R.J., 2017a. The ABCs of pesticide toxicology: amounts, biology, and chemistry. Toxicology Research 6, 755–763. https://doi.org/10.1039/c7tx00198c

Casida, J.E., Durkin, K.A., 2017b. Pesticide Chemical Research in Toxicology: Lessons from Nature. Chem. Res. Toxicol. 30, 94–104. https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.6b00303

Castro, G., Stoyan, N., Myers, J.P., 1989. Assimilation efficiency in birds: A function of taxon or food type? Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 92, 271–278. https://doi.org/10.1016/0300-9629(89)90563-X

Catalano, P., Della Sala, F., Cavaliere, M., Caputo, C., Pecoraro, D., Crispino, G., Lettera, S., Caioni, G., Esposito, M., Verre, A., Castellone, L., Bianco, E., Amorena, M., 2024. Use of Honey Bees and Hive Products as Bioindicators to Assess Environmental Contamination in Targeted Areas of the Campania Region (Italy). Animals 14, 1446. https://doi.org/10.3390/ani14101446

Ceballos, G., Garcia, A., Ehrlich, P.R., 2010. The Sixth Extinction Crisis: Loss of Animal Populations and Species. Journal of Cosmology 8, 1821–1831.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Sci. Adv. 1, e1400253. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Raven, P.H., 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 117, 13596–13602. https://doi.org/10.1073/pnas.1922686117

Celis-Hernández, O., Ávila, E., Ward, R.D., Rodríguez-Santiago, M.A., Aguirre-Téllez, J.A., 2021. Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators of environmental pollution. Environmental Pollution 284, 117391. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117391

Cerit, H., Avanus, K., 2007. Sex identification in avian species using DNA typing methods. World's Poultry Science Journal 63, 91–100. https://doi.org/10.1017/S0043933907001316

Chalfin, L., Dayan, M., Levy, D.R., Austad, S.N., Miller, R.A., Iraqi, F.A., Dulac, C., Kimchi, T., 2014. Mapping ecologically relevant social behaviours by gene knockout in wild mice. Nat Commun 5, 4569. https://doi.org/10.1038/ncomms5569

Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. Biological Conservation 88, 307–320. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00124-4

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubb, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. J Appl Ecology 37, 771–788. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x

Chamberlain, D.E., Joys, A., Johnson, P.J., Norton, L., Feber, R.E., Fuller, R.J., 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? Biol. Lett. 6, 82–84. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0643

Chayre, A., Gibert, C., Mezilet, Y., Solagro, 2024. Carte ADONIS présentant par commune l'usage des pesticides au travers de l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT) - Evolutions 2020-2022.

Chen, C., Guo, W., Ngo, H.H., 2019. Pesticides in stormwater runoff—A mini review. Front. Environ. Sci. Eng. 13, 72. https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3

Chen, D., Mai, B., Song, J., Sun, Q., Luo, Y., Luo, X., Zeng, E.Y., Hale, R.C., 2007. Polybrominated Diphenyl Ethers in Birds of Prey from Northern China. Environ. Sci. Technol. 41, 1828–1833. https://doi.org/10.1021/es062045r

Chen, D., Zhang, X., Mai, B., Sun, Q., Song, J., Luo, X., Zeng, E.Y., Hale, R.C., 2009. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in various bird species from northern China. Environmental Pollution 157, 2023–2029. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.027

Chowdhury, S., Dubey, V.K., Choudhury, S., Das, A., Jeengar, D., Sujatha, B., Kumar, A., Kumar, N., Semwal, A., Kumar, V., 2023. Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. Front. Environ. Sci. 11, 1146052. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052

Christin, M.-S., Gendron, A.E.D., Brousseau, P., Nard, L.M., Marcogliese, D.J., Cyr, D., Ruby, S., Fournier, M., 2003. Effects of agricultural pesticides on the immune system of *Rana pipiens* and on its resistance to parasitic infection. Environmental Toxicology and Chemistry 22, 1127–1133.

Clayton, D.H., Drown, D.M., 2001. Critical evaluation of five methods for quantifying chewing lice (Insecta: Phthiraptera). Journal of Parasitology 87, 1291–1300. https://doi.org/10.1645/0022-3395(2001)087%255B1291:CEOFMF%255D2.0.CO;2

Clement, P., Kirwan, G.M., Hansasuta, C., 2023. Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*), version 1.2. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comcha.01.2

Coeurdassier, M., Villers, A., Augiron, S., Sage, M., Couzi, F.-X., Lattard, V., Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. Biological Conservation 234, 37–44. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Coker, E., Gunier, R., Bradman, A., Harley, K., Kogut, K., Molitor, J., Eskenazi, B., 2017. Association between Pesticide Profiles Used on Agricultural Fields near Maternal Residences during Pregnancy and IQ at Age 7 Years. IJERPH 14, 506. https://doi.org/10.3390/ijerph14050506

Collar, N., 2024. Rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*), version 1.1. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.blared1.01.1

Collar, N., Christie, D., 2020. Rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.comnig1.01

Contardo-Jara, V., Krueger, A., Exner, H.-J., Wiegand, C., 2009. Biotransformation and antioxidant enzymes of Dreissena polymorpha for detection of site impact in watercourses of Berlin. J. Environ. Monit. 11, 1147. https://doi.org/10.1039/b820734h

Cooper, Z., Bringolf, R., Cooper, R., Loftis, K., Bryan, A.L., Martin, J.A., 2017. Heavy metal bioaccumulation in two passerines with differing migration strategies. Science of The Total Environment 592, 25–32. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.055

Copete, J.L., 2020. Bruant zizi (*Emberiza cirlus*), version 1.0. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.cirbun1.01

Cornet, S., Nicot, A., Rivero, A., Gandon, S., 2014. Evolution of plastic transmission strategies in avian malaria. PLoS Pathog 10, e1004308. https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1004308

Corral, S.A., De Angel, V., Salas, N., Zúñiga-Venegas, L., Gaspar, P.A., Pancetti, F., 2017. Cognitive impairment in agricultural workers and nearby residents exposed to pesticides in the Coquimbo Region of Chile. Neurotoxicology and Teratology 62, 13–19. https://doi.org/10.1016/j.ntt.2017.05.003

Costello, S., Cockburn, M., Bronstein, J., Zhang, X., Ritz, B., 2009. Parkinson's Disease and Residential Exposure to Maneb and Paraquat From Agricultural Applications in the Central Valley of California. American Journal of Epidemiology 169, 919–926. https://doi.org/10.1093/aje/kwp006

CRBPO, 2024. Guide de saisie des données issues du baguage d'oiseaux (No. 1.2). Paris.

de Faria, D.B.G., Montalvão, M.F., Chagas, T.Q., Araújo, A.P.C., Souza, J.M. de, Mendes, B.O., Rodrigues, A.S.L., Malafaia, G., 2018. Behavioral changes in Japanese quails exposed to predicted environmentally relevant abamectin concentrations. Science of The Total Environment 636, 1553–1564. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.293

De Souza, D.A., Feken, M., Tomé, H.V.V., Schmehl, D.R., 2024. Honey bee larval toxicity study designs: Applicability of the current study protocols and endpoints as a predictor of pesticide hazard for pollinators. Integrated Environmental Assessment and Management 20, 2283–2293. https://doi.org/10.1002/ieam.4982

Décuq, C., Bourdat-Deschamps, M., Benoit, P., Bertrand, C., Benabdallah, R., Esnault, B., Durand, B., Loubet, B., Fritsch, C., Pelosi, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bedos, C., 2022. A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. Science of The Total Environment 823, 153582. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153582

Demongin, L., 2020. Guide d'identification des oiseaux en main: les 305 espèces les plus baguées en Europe de l'Ouest identification, mensurations, variation géographique, mue, sexe et âge, 2e édition.

Dereumeaux, C., Fillol, C., Quenel, P., Denys, S., 2020. Pesticide exposures for residents living close to agricultural lands: A review. Environment International 134, 105210. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105210

Destoumieux-Garzón, D., Mavingui, P., Boetsch, G., Boissier, J., Darriet, F., Duboz, P., Fritsch, C., Giraudoux, P., Le Roux, F., Morand, S., Paillard, C., Pontier, D., Sueur, C., Voituron, Y., 2018. The One Health Concept: 10 Years Old and a Long Road Ahead. Front. Vet. Sci. 5, 14. https://doi.org/10.3389/fvets.2018.00014

Deziel, N.C., Freeman, L.E.B., Graubard, B.I., Jones, R.R., Hoppin, J.A., Thomas, K., Hines, C.J., Blair, A., Sandler, D.P., Chen, H., Lubin, J.H., Andreotti, G., Alavanja, M.C.R., Friesen, M.C., 2017.

Relative Contributions of Agricultural Drift, Para-Occupational, and Residential Use Exposure Pathways to House Dust Pesticide Concentrations: Meta-Regression of Published Data. Environ Health Perspect 125, 296–305. https://doi.org/10.1289/EHP426

Diakou, A., Pedroso Couto Soares, J.B., Alivizatos, H., Panagiotopoulou, M., Kazantzidis, S., Literák, I., Sychra, O., 2017. Chewing lice from wild birds in northern Greece. Parasitology International 66, 699–706. https://doi.org/10.1016/j.parint.2017.07.003

Dietrich, M.R., Ankeny, R.A., Crowe, N., Green, S., Leonelli, S., 2020. How to choose your research organism. Studies in History and Philosophy of Science Part C: Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences 80, 101227. https://doi.org/10.1016/j.shpsc.2019.101227

Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proc. R. Soc. Lond. B 268, 25–29. https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325

Donley, N., 2019. The USA lags behind other agricultural nations in banning harmful pesticides. Environ Health 18, 44. https://doi.org/10.1186/s12940-019-0488-0

Driver, C.J., Drown, D.B., Ligotke, M.W., Van Voris, P., McVeety, B.D., Greenspan, B.J., 1991. Routes of uptake and their relative contribution to the toxicologic response of Northern bobwhite (*Colinus virginianus*) to an organophosphate pesticide. Environmental Toxicology and Chemistry.

Dryden, M.W., Denenberg, T.M., Bunch, S., 2000. Control of fleas on naturally infested dogs and cats and in private residences with topical spot applications of fipronil or imidacloprid. Veterinary Parasitology 93, 69–75. https://doi.org/10.1016/S0304-4017(00)00318-6

Dubiec, A., Zagalska-Neubauer, M., 2006. Molecular techniques for sex identification in birds. Biological Letters 43(1), 3–12.

Dupont, S.M., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bichet, C., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., Pays, O., Moreau, J., 2026. First evidence of deleterious effect of pesticide mixture on health status in semi-captive grey partridges. Environmental Research 289, 123332. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123332

Dybus, A., Siemierz, A., Wysocki, D., Szatkowska, I., Muszyńska, M., Guenzel, S., 2009. Evaluation of the applicability of polymerase chain reaction (PCR) to sex identification in Eurasian blackbirds (*Turdus merula*). Biological Letters 46, 15–20. https://doi.org/10.2478/v10120-009-0009-x

Eason, C., O'Halloran, K., 2002. Biomarkers in toxicology versus ecological risk assessment. Toxicology 181–182, 517–521. https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00472-9

EFSA, 2009. Guidance of EFSA: Risk Assessment for Birds and Mammals. EFSA Journal 7, 1438. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

EFSA, 2018. How pesticides are regulated in the EU - EFSA and the assessment of active substances [WWW Document]. URL https:// www. efsa. europa. eu/ en/ corpo rate/ pub/ pesti cides- ebook-180424 (accessed 10.14.25).

EFSA, 2025. Pesticides [WWW Document]. URL https://www.efsa.europa.eu/fr/topics/topic/pesticides

Ehrlich, P.R., Daily, G.C., 1993. Population Extinction and Saving Biodiversity. Ambio 22, 64–68.

El-Zaemey, S., Heyworth, J., Fritschi, L., 2013. Noticing pesticide spray drift from agricultural pesticide application areas and breast cancer: a case-control study. Australian and New Zealand Journal of Public Health 37, 547–555. https://doi.org/10.1111/1753-6405.12111

Eng, M.L., Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. Sci Rep 7, 15176. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x

Eng, M.L., Stutchbury, B.J.M., Morrissey, C.A., 2019. A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. Science 365, 1177–1180. https://doi.org/10.1126/science.aaw9419

Eraud, C., Cadet, E., Powolny, T., Gaba, S., Bretagnolle, F., Bretagnolle, V., 2015. Weed seeds, not grain, contribute to the diet of wintering skylarks in arable farmlands of Western France. Eur J Wildl Res 61, 151–161. https://doi.org/10.1007/s10344-014-0888-y

Espín, S., García-Fernández, A.J., Herzke, D., Shore, R.F., van Hattum, B., Martínez-López, E., Coeurdassier, M., Eulaers, I., Fritsch, C., Gómez-Ramírez, P., Jaspers, V.L.B., Krone, O., Duke, G., Helander, B., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors—what types of samples should we use? Ecotoxicology 25, 777–801. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

European Commission. Pesticides - Food Safety. https://food.ec.europa.eu/plants/pesticides_en. Consulté en octobre 2025.

European Food Safety Authority, 2012. Review of the existing maximum residue levels (MRLs) for acetamiprid according to Article 12 of Regulation (EC) No 396/2005. EFS2 9. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2328

Eybert, M.C., Constant, P., Lefeuvre, J.C., 1995. Effects of changes in agricultural landscape on a breeding population of linnets *Acanthis cannabina* L. living in adjacent heathland. Biological Conservation 74, 195–202. https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00030-8

Ezeji, E.U., Anyalogbu, E.A., Ezejiofor, T.N., U. Udensi, J.U., 2012. Determination of Reduced Glutathione and Glutathione S-transferase of Poultry Birds Exposed to Permethrin Insecticide. AJB 2, 21–24. https://doi.org/10.5923/j.ajb.20120203.01

Fahmi, M.I.N., Mahanal, S., Zubaidah, S., Ibrohim, I., 2025. Bioindicator Trends in Studying Environmental Pollution: A Systematic Review. Jurnal Penelitian dan Pengkajian Ilmu Pendidikan: e-Saintika 9, 107–126. https://doi.org/10.36312/e-saintika.v9i2.1704

Fair, J.M., Paul, E., Jones, J., Clark, A.B., Davie, C., Kaiser, G., 2010. Guidelines to the use of wild birds in research, Washington, D.C.: Ornithological Council. ed.

FAO, 2024. Pesticides use and trade - 1990-2022 (FAOSTAT Analytical Brief No. 89). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

FAO, WHO, 2013. International code of conduct on the distribution and use of pesticides - Guidelines on data requirements for the registration of pesticides. FAO, Rome.

FAO, WHO, 2014. The international code of conduct on pesticide management. FAO [u.a.], Rome.

Farah, I.F., dos Santos, C.R., Pinto, M.C.F., Araújo, C.R., Amaral, M.C.S., 2024. Pesticides in aquatic environment: Occurrence, ecological implications and legal framework. Journal of Environmental Chemical Engineering 12, 114072. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114072

Faria, M., Carrasco, L., Diez, S., Riva, M.C., Bayona, J.M., Barata, C., 2009. Multi-biomarker responses in the freshwater mussel Dreissena polymorpha exposed to polychlorobiphenyls and metals. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 149, 281–288. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.07.012

Farruggia, F.T., Garber, K., Hartless, C., Jones, K., Kyle, L., Mastrota, N., Milone, J.P., Sankula, S., Sappington, K., Stebbins, K., Steeger, T., Summers, H., Thompson, P.G., Wagman, M., 2022. A retrospective analysis of honey bee (Apis mellifera) pesticide toxicity data. PLoS ONE 17, e0265962. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0265962

Fehrenbach, G.W., Murphy, E., Tanoeiro, J.R., Pogue, R., Major, I., 2025. Monitoring water contamination through shellfish: A systematic review of biomarkers, species selection, and host response. Ecotoxicology and Environmental Safety 295, 118120. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118120

Felsot, A.S., Unsworth, J.B., Linders, J.B.H.J., Roberts, G., Rautman, D., Harris, C., Carazo, E., 2010. Agrochemical spray drift; assessment and mitigation—A review. Journal of Environmental Science and Health, Part B 46, 1–23. https://doi.org/10.1080/03601234.2010.515161

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L.P., Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. Science 341, 752–758. https://doi.org/10.1126/science.1236281

Fernández-Vizcaíno, E., Fernández De Mera, I.G., Mougeot, F., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E., 2020. Multi-level analysis of exposure to triazole fungicides through treated seed ingestion in the red-legged partridge. Environmental Research 189, 109928. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109928

Fernández-Vizcaíno, E., Mateo, R., Fernández De Mera, I.G., Mougeot, F., Camarero, P.R., Ortiz-Santaliestra, M.E., 2024. Transgenerational effects of triazole fungicides on gene expression and egg compounds in non-exposed offspring: A case study using Red-Legged Partridges (Alectoris rufa). Science of The Total Environment 926, 171546. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171546

Ferry, C., Frochot, B., Leruth, Y., 1981. Territory and Home Range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) and Some Other Passerines, Assessed and Compared by Mapping and Capture-recapture. Studies in Avian Biology 6.

Fischer, C., Flohre, A., Clement, L.W., Batáry, P., Weisser, W.W., Tscharntke, T., Thies, C., 2011. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. Agriculture, Ecosystems & Environment 141, 119–125. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.021

Fischer, R.B., 1999. Change detection in color images. Presented at the Proceedings of 7th IEEE Conference on Computer Vision and Pattern, Citeseer.

Fitze, P.S., Richner, H., 2002. Differential effects of a parasite on ornamental structures based on melanins and carotenoids. Behav Ecol 13, 401–407. https://doi.org/10.1093/beheco/13.3.401

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309, 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Fourel, I., Damin-Pernik, M., Benoit, E., Lattard, V., 2017. Cis-bromadiolone diastereoisomer is not involved in bromadiolone Red Kite (Milvus milvus) poisoning. Science of The Total Environment 601–602, 1412–1417. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.011

Fracasso, G., Matthysen, E., Dhondt, A.A., Heylen, D., 2019. Experimental study of micro-habitat selection by ixodid ticks feeding on avian hosts. International Journal for Parasitology 49, 1005–1014. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2019.09.003

Fridolfsson, A.-K., Ellegren, H., 1999. A Simple and Universal Method for Molecular Sexing of Non-Ratite Birds. Journal of Avian Biology 30, 116. https://doi.org/10.2307/3677252

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation 142, 238–243. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.029

Fritsch, C., Appenzeller, B., Burkart, L., Coeurdassier, M., Scheifler, R., Raoul, F., Driget, V., Powolny, T., Gagnaison, C., Rieffel, D., Afonso, E., Goydadin, A.-C., Hardy, E.M., Palazzi, P., Schaeffer, C., Gaba, S., Bretagnolle, V., Bertrand, C., Pelosi, C., 2022. Pervasive exposure of wild small mammals to legacy and currently used pesticide mixtures in arable landscapes. Sci Rep 12, 15904. https://doi.org/10.1038/s41598-022-19959-y

Fritsch, C., Berny, P., Crouzet, O., Le Perchec, S., Coeurdassier, M., 2024. Wildlife ecotoxicology of plant protection products: knowns and unknowns about the impacts of currently used pesticides

on terrestrial vertebrate biodiversity. Environ Sci Pollut Res 32, 2893–2955. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33026-1

Froger, C., Jolivet, C., Budzinski, H., Pierdet, M., Caria, G., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Bispo, A., 2023. Pesticide residues in French soils: occurrence, risks, and persistence. Environ. Sci. Technol. 57, 7818–7827. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591

Fuentes, E., Gaffard, A., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., Monceau, K., 2023a. Neonicotinoids: still present in farmland birds despite their ban. Chemosphere 321, 138091. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138091

Fuentes, E., Moreau, J., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2023b. Effects of conventional vs. organic farming practices on raptor nestling health: Neither black nor white. Agriculture, Ecosystems & Environment 358, 108719. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108719

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024a. First evidence of age-dependent decreases in non-persistent pesticide mixtures in nestlings of a farmland raptor. Environmental Research 263, 120179. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120179

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2024b. Organic farming reduces pesticide load in a bird of prey. Science of The Total Environment 930, 172778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172778

Fuentes, E., Moreau, J., Rodrigues, A., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2025a. Pesticide contamination patterns in Montagu's harrier (*Circus pygargus*) chicks. Environ Sci Pollut Res 32, 21816–21827. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34937-9

Fuentes, E., Moreau, J., Millet, M., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2025b. Pesticide mixture effects on physiological stress and morphology of growing wild nestlings. Journal of Hazardous Materials 496, 139346. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139346

Gabriel, D., Tscharntke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 43–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005

Gaffard, A., Pays, O., Monceau, K., Teixeira, M., Bretagnolle, V., Moreau, J., 2022. Feeding on grains containing pesticide residues is detrimental to offspring development through parental effects in grey partridge. Environmental Pollution 312, 120005. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120005

Galloway, T., Handy, R., 2003. Immunotoxicity of Organophosphorous Pesticides. Ecotoxicology 12, 345–363. https://doi.org/10.1023/A:1022579416322

Gao, Y.-Y., Zhao, W., Huang, Y.-Q., Kumar, V., Zhang, X., Hao, G.-F., 2024. *In silico* environmental risk assessment improves efficiency for pesticide safety management. Science of The Total Environment 908, 167878. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167878

Garg, U.K., Pal, A.K., Jha, G.J., Jadhao, S.B., 2004. Haemato-biochemical and immuno-pathophysiological effects of chronic toxicity with synthetic pyrethroid, organophosphate and chlorinated pesticides in broiler chicks. International Immunopharmacology 4, 1709–1722. https://doi.org/10.1016/j.intimp.2004.08.002

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology 11, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Geissen, V., Silva, V., Lwanga, E.H., Beriot, N., Oostindie, K., Bin, Z., Pyne, E., Busink, S., Zomer, P., Mol, H., Ritsema, C.J., 2021. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic

farming systems in Europe – Legacy of the past and turning point for the future. Environmental Pollution 278, 116827. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827

Gemmill, A., Gunier, R.B., Bradman, A., Eskenazi, B., Harley, K.G., 2013. Residential Proximity to Methyl Bromide Use and Birth Outcomes in an Agricultural Population in California. Environ Health Perspect 121, 737–743. https://doi.org/10.1289/ehp.1205682

Gentili, S., Sigura, M., Bonesi, L., 2014. Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 25. https://doi.org/10.4404/hystrix-25.1-9246

Gerland, P., Raftery, A.E., Ševčíková, H., Li, N., Gu, D., Spoorenberg, T., Alkema, L., Fosdick, B.K., Chunn, J., Lalic, N., Bay, G., Buettner, T., Heilig, G.K., Wilmoth, J., 2014. World population stabilization unlikely this century. Science 346, 234–237. https://doi.org/10.1126/science.1257469

Ghannem, S., Bacha, O., Fkiri, S., Kanzari, S., Aydi, A., Touaylia, S., 2024. Soil and Sediment Organisms as Bioindicators of Pollution. Ecologies 5, 679–696. https://doi.org/10.3390/ecologies5040040

Ghasemi, E., Gholam Azad, N., Tondar, M., Parirokh, P., Aval, F., 2015. Tracking the footprint of pesticides in Alzheimer's disease. J Integr Syst Neurosci 1, 14–19. https://doi.org/10.15761/JSIN.1000104

Gibbons, D., Morrissey, C., Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environ Sci Pollut Res 22, 103–118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Gibbs, J.L., Yost, M.G., Negrete, M., Fenske, R.A., 2017. Passive Sampling for Indoor and Outdoor Exposures to Chlorpyrifos, Azinphos-Methyl, and Oxygen Analogs in a Rural Agricultural Community. Environ Health Perspect 125, 333–341. https://doi.org/10.1289/EHP425

Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C., Memmott, J., 2007. Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach: whole-farm diversity in different systems. Journal of Applied Ecology 44, 792–803. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01292.x

Girard, J., Mineau, P., Fahrig, L., 2014. Higher nestling food biomass in organic than conventional soybean fields in eastern Ontario, Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 189, 199–205. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.033

Giraudoux, P., 2023. One health (une seule santé) : concept nouveau en maturation ou vieille histoire ? Bull. Acad. Vét. France 176. https://doi.org/10.3406/bavf.2023.71063

Girotti, S., Ghini, S., Ferri, E., Bolelli, L., Colombo, R., Serra, G., Porrini, C., Sangiorgi, S., 2020. Bioindicators and biomonitoring: honeybees and hive products as pollution impact assessment tools for the Mediterranean area. Euro-Mediterr J Environ Integr 5, 62. https://doi.org/10.1007/s41207-020-00204-9

Glinski, D.A., Van Meter, R.J., Purucker, S.T., Henderson, W.M., 2021. Route of exposure influences pesticide body burden and the hepatic metabolome in post-metamorphic leopard frogs. Science of The Total Environment 779, 146358. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146358

Gobeli, A., Crossley, D., Johnson, J., Reyna, K., 2017. The effects of neonicotinoid exposure on embryonic development and organ mass in northern bobwhite quail (*Colinus virginianus*). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology 195, 9–15. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.02.001

Gómez-Barroso, D., García-Pérez, J., López-Abente, G., Tamayo-Uria, I., Morales-Piga, A., Pardo Romaguera, E., Ramis, R., 2016. Agricultural crop exposure and risk of childhood cancer: new findings from a case–control study in Spain. Int J Health Geogr 15, 18. https://doi.org/10.1186/s12942-016-0047-7

Gómez-Ramírez, P., Shore, R.F., Van Den Brink, N.W., Van Hattum, B., Bustnes, J.O., Duke, G., Fritsch, C., García-Fernández, A.J., Helander, B.O., Jaspers, V., Krone, O., Martínez-López, E., Mateo, R., Movalli, P., Sonne, C., 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. Environment International 67, 12–21. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.004

Grabovska, T., Lavrov, V., Rozputnii, O., Grabovskyi, M., Mazur, T., Polishchuk, Z., Prisjazhnjuk, N., Bogatyr, L., 2020. Effect of organic farming on insect diversity. Ukr J Ecol 10, 96–101. https://doi.org/10.15421/2020_174

Graves, E.E., Meese, R.J., Holyoak, M., 2022. Neonicotinoid exposure in Tricolored Blackbirds (*Agelaius tricolor*). Environ Sci Pollut Res. https://doi.org/10.1007/s11356-022-23290-4

Gregoire, A., Faivre, B., Heeb, P., Cezilly, F., 2002. A comparison of infestation patterns by Ixodes ticks in urban and rural populations of the Common Blackbird *Turdus merula*. Ibis 144, 640–645. https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00102.x

Griffiths, R., Double, M.C., Orr, K., Dawson, R.J.G., 1998. A DNA test to sex most birds. Molecular Ecology 7, 1071–1075. https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.1998.00389.x

Griffon, M., 2006. Nourrir la planète. Odile Jacob.

Grote, K., Niemann, L., Selzsam, B., Haider, W., Gericke, C., Herzler, M., Chahoud, I., 2008. Epoxiconazole causes changes in testicular histology and sperm production in the Japanese quail (*Coturnix coturnix japonica*). Environmental Toxicology and Chemistry 27, 2368–2374. https://doi.org/10.1897/08-048.1

Grue, C.E., Gibert, P.L., Seeley, M.E., 1997. Neurophysiological and behavioral changes in non-target wildlife exposed to organophosphate and carbamate pesticides: thermoregulation, food consumption, and reproduction. Am Zool 37, 369–388. https://doi.org/10.1093/icb/37.4.369

Guida, Y. de S., Meire, R.O., Torres, J.P.M., Malm, O., 2018. Air contamination by legacy and current-use pesticides in Brazilian mountains: An overview of national regulations by monitoring pollutant presence in pristine areas. Environmental Pollution 242, 19–30. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.061

Guiller, G., Legentilhomme, J., Boissinot, A., Blouin-Demers, G., Barbraud, C., Lourdais, O., 2022. Response of farmland reptiles to agricultural intensification: Collapse of the common adder *Vipera berus* and the western green lizard *Lacerta bilineata* in a hedgerow landscape. Animal Conservation 25, 849–864. https://doi.org/10.1111/acv.12790

Gunier, R.B., Ward, M.H., Airola, M., Bell, E.M., Colt, J., Nishioka, M., Buffler, P.A., Reynolds, P., Rull, R.P., Hertz, A., Metayer, C., Nuckols, J.R., 2011. Determinants of Agricultural Pesticide Concentrations in Carpet Dust. Environ Health Perspect 119, 970–976. https://doi.org/10.1289/ehp.1002532

Guo, Q., Zhao, S., Zhang, J., Qi, K., Du, Z., Shao, B., 2018. Determination of fipronil and its metabolites in chicken egg, muscle and cake by a modified QuEChERS method coupled with LC-MS/MS. Food Additives & Contaminants: Part A 35, 1543–1552. https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1472395

Gupta, P.K., Paul, B.S., 1977. Biological fate of 32P malathion in *Gallus domesticus* (desi poultry birds). Toxicology 7, 169–177. https://doi.org/10.1016/0300-483X(77)90062-2

Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H., Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature 511, 341–343. https://doi.org/10.1038/nature13531

Hamza-Chaffai, A., 2014. Usefulness of Bioindicators and Biomarkers in Pollution Biomonitoring. International Journal of Biotechnology for Wellness Industries 19–26.

Han, B., Li, J., Li, S., Liu, Y., Zhang, Z., 2023. Effects of thiacloprid exposure on microbiota–gut–liver axis: Multiomics mechanistic analysis in Japanese quails. Journal of Hazardous Materials 442, 130082. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130082

Handford, C.E., Elliott, C.T., Campbell, K., 2015. A review of the global pesticide legislation and the scale of challenge in reaching the global harmonization of food safety standards. Integrated Environmental Assessment and Management 11, 525–536. https://doi.org/10.1002/ieam.1635

Harmange, C., 2019. Survivre en agrosystème céréalier - le défi de la Perdrix grise: sélection d'habitat, compétition interspécifique et traits individuels (Biologie Animale). Université d'Angers.

Hasle, G., 2013. Transport of ixodid ticks and tick-borne pathogens by migratory birds. Front. Cell. Infect. Microbiol. 3. https://doi.org/10.3389/fcimb.2013.00048

Hatchwell, B., 2024. Accenteur mouchet (*Prunella modularis*), version 1.1. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.dunnoc1.01.1

Hatchwell, B.J., Wood, M.J., Anwar, M., Perrins, C.M., 2000. The prevalence and ecology of the haematozoan parasites of European blackbirds, *Turdus merula*. Can. J. Zool. 78, 684–687. https://doi.org/10.1139/z99-228

Hayton, W.L., Barron, M.G., 1990. Rate-limiting barriers to xenobiotic uptake by the gill. Environmental Toxicology and Chemistry 9, 151–157. https://doi.org/10.1002/etc.5620090204

Helfenstein, F., Losdat, S., Møller, A.P., Blount, J.D., Richner, H., 2010. Sperm of colourful males are better protected against oxidative stress. Ecology Letters 13, 213–222. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01419.x

Henao-Martínez, A.F., Corbisiero, M.F., Salter, I., Chastain, D.B., Thompson, G.R., III, 2023. Invasive pulmonary aspergillosis real-world outcomes: Clinical features and risk factors associated with increased mortality. Med Mycol 61, myad074. https://doi.org/10.1093/mmy/myad074

Hernández, A.F., Gil, F., Lacasaña, M., 2017. Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update. Arch Toxicol 91, 3211–3223. https://doi.org/10.1007/s00204-017-2043-5

Hernández, M., González, L.M., Oria, J., Sánchez, R., Arroyo, B., 2008. Influence of contamination by organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls on the breeding of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). Environmental Toxicology and Chemistry 27, 433–441. https://doi.org/10.1897/07-308R.1

Heys, K.A., Shore, R.F., Pereira, M.G., Jones, K.C., Martin, F.L., 2016. Risk assessment of environmental mixture effects. RSC Adv. 6, 47844–47857. https://doi.org/10.1039/C6RA05406D

Hillegass, M.A., Waterman, J.M., Roth, J.D., 2010. Parasite removal increases reproductive success in a social African ground squirrel. Behavioral Ecology 21, 696–700. https://doi.org/10.1093/beheco/arq041

Hilton, G. m., Houston, D. c., Barton, N. w. h., Furness, R. w., Ruxton, G. d., 1999. Ecological constraints on digestive physiology in carnivorous and piscivorous birds. Journal of Experimental Zoology 283, 365–376. https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-010X(19990301/01)283:4/5%253C365::AID-JEZ6%253E3.0.CO;2-9

Hilton, G.M., Furness, R.W., Houston, D.C., 2000. A comparative study of digestion in North Atlantic seabirds. Journal of Avian Biology 31, 36–46. https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2000.310106.x

Hintze, S., Cochand, F., Glauser, G., Hunkeler, D., 2024. Soil and unsaturated zone as a long-term source for pesticide metabolites in groundwater. Water Research 261, 121901. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121901

Hogenkamp, A., Vaal, M., Heederik, D., 2004. Pesticide exposure in dwellings near bulb growing fields in the Netherlands: an explorative study. Annals of Agricultural and Environmental Medicine 149–153.

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation 122, 113–130. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018

Hong, S., Park, J., Jeong, H., Lee, S., Choi, L., Zhao, L., Zhu, H., 2021. Fluid Dynamic Approaches for Prediction of Spray Drift from Ground Pesticide Applications: A Review. Agronomy 11, 1182. https://doi.org/10.3390/agronomy11061182

Hoshi, N., Hirano, T., Omotehara, T., Tokumoto, J., Umemura, Y., Mantani, Y., Tanida, T., Warita, K., Tabuchi, Y., Yokoyama, T., Kitagawa, H., 2014. Insight into the Mechanism of Reproductive Dysfunction Caused by Neonicotinoid Pesticides. Biological and Pharmaceutical Bulletin 37, 1439–1443. https://doi.org/10.1248/bpb.b14-00359

Hou, K., Wu, Z.-X., Chen, X.-Y., Wang, J.-Q., Zhang, D., Xiao, C., Zhu, D., Koya, J.B., Wei, L., Li, J., Chen, Z.-S., 2022. Microbiota in health and diseases. Sig Transduct Target Ther 7, 135. https://doi.org/10.1038/s41392-022-00974-4

Hudson, R.H., Haegele, M.A., Tucker, R.K., 1979. Acute oral and percutaneous toxicity of pesticides to mallards: correlations with mammalian toxicity data. Toxicology and Applied Pharmacology 47, 451–460. https://doi.org/10.1016/0041-008X(79)90515-5

Humann-Guilleminot, S., Blévin, P., Azou-Barré, A., Yacoumas, A., Gabrielsen, G.W., Chastel, O., Helfenstein, F., 2018. Sperm collection in Black-legged Kittiwakes and characterization of sperm velocity and morphology. Avian Res 9, 24. https://doi.org/10.1186/s40657-018-0117-6

Humann-Guilleminot, S., Clément, S., Desprat, J., Binkowski, Ł.J., Glauser, G., Helfenstein, F., 2019a. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. Science of The Total Environment 660, 1091–1097. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068

Humann-Guilleminot, S., Tassin de Montaigu, C., Sire, J., Grünig, S., Gning, O., Glauser, G., Vallat, A., Helfenstein, F., 2019b. A sublethal dose of the neonicotinoid insecticide acetamiprid reduces sperm density in a songbird. Environmental Research 177, 108589. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108589

Humann-Guilleminot, S., Binkowski, Ł.J., Helfenstein, F., 2024. Sex-specific effects of low-dose of acetamiprid on corticosterone levels but not on oxidative stress in House sparrows. Environmental Research 262, 119894. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119894

Hussain, R., 2019. Exposure to Sub-Acute Concentrations of Glyphosate Induce Clinico-Hematological, Serum Biochemical and Genotoxic Damage in Adult Cockerels. PVJ 39, 181–186. https://doi.org/10.29261/pakvetj/2019.064

Hussein, M., Singh, V., Sethi, R., Singh, A.K., Hassan, M.A., 2014. Study on embryonic effects of neonicotinoid insecticide on chick embryos. Journal of the Anatomical Society of India 63, 125–129. https://doi.org/10.1016/j.jasi.2014.11.006

Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., Tiainen, J., 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. Agriculture, Ecosystems & Environment 97, 131–149. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00117-8

Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P., Gaston, K.J., 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. Ecol Lett 18, 28–36. https://doi.org/10.1111/ele.12387

Ishaaya, I., Degheele, D., 2013. Insecticides with Novel Modes of Action: Mechanisms and Application. Springer Science & Business Media.

Ishiguro, F., Takada, N., Masuzawa, T., Fukui, T., 2000. Prevalence of Lyme Disease Borrelia spp. in Ticks from Migratory Birds on the Japanese Mainland. Applied and Environmental Microbiology 66, 982–986. https://doi.org/10.1128/AEM.66.3.982-986.2000

IUCN, 2025. Red List of Threatened Species. https://www.iucnredlist.org/fr. Consulté en octobre 2025.

Jagannath, A., Shore, R.F., Walker, L.A., Ferns, P.N., Gosler, A.G., 2008. Eggshell pigmentation indicates pesticide contamination. Journal of Applied Ecology 45, 133–140. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01386.x

Jaspers, V.L.B., Covaci, A., Voorspoels, S., Dauwe, T., Eens, M., Schepens, P., 2006. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. Environmental Pollution 139, 340–352. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.008

Jastrzębska, M., Kostrzewska, M.K., Marks, M., 2024. Over 50 years of a field experiment on cropping systems in Bałcyny, Poland: Assessing pesticide residues in soil and crops from the perspective of their field application history. European Journal of Agronomy 159, 127270. https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127270

Jenkins, M., 2003. Prospects for Biodiversity. Science 302, 1175–1177. https://doi.org/10.1126/science.1088666

Jenni-Eiermann, S., Jenni, L., 1996. Metabolic Differences Between the Postbreeding, Moulting and Migratory Periods in Feeding and Fasting Passerine Birds. Functional Ecology 10, 62–72. https://doi.org/10.2307/2390263

Jerrentrup, J.S., Dauber, J., Strohbach, M.W., Mecke, S., Mitschke, A., Ludwig, J., Klimek, S., 2017. Impact of recent changes in agricultural land use on farmland bird trends. Agriculture, Ecosystems & Environment 239, 334–341. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.041

Jiménez-Peñuela, J., Santamaría-Cervantes, C., Fernández-Vizcaíno, E., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E., 2025. Integrating adverse effects of triazole fungicides on reproduction and physiology of farmland birds. Journal of Avian Biology 2025, e03313. https://doi.org/10.1111/jav.03313

Kahn, N.W., St. John, J., Quinn, T.W., 1998. Chromosome-Specific Intron Size Differences in the Avian CHD Gene Provide an Efficient Method for Sex Identification in Birds. The Auk 115, 1074–1078. https://doi.org/10.2307/4089527

Kaila, L., Ketola, J., Toivonen, M., Loukola, O., Hakala, K., Raiskio, S., Hurme, T., Jalli, M., 2022. Pesticide residues in honeybee-collected pollen: does the EU regulation protect honeybees from pesticides? Environ Sci Pollut Res 29, 18225–18244. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16947-z

Katagi, T., Fujisawa, T., 2021. Acute toxicity and metabolism of pesticides in birds. J. Pestic. Sci. 46, 305–321. https://doi.org/10.1584/jpestics.D21-028

Katayama, N., 2016. Bird diversity and abundance in organic and conventional apple orchards in northern Japan. Sci Rep 6, 34210. https://doi.org/10.1038/srep34210

Kawahara, J., Horikoshi, R., Yamaguchi, T., Kumagai, K., Yanagisawa, Y., 2005. Air pollution and young children's inhalation exposure to organophosphorus pesticide in an agricultural community in Japan. Environment International 31, 1123–1132. https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.04.001

Kehoe, L., Romero-Muñoz, A., Polaina, E., Estes, L., Kreft, H., Kuemmerle, T., 2017. Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. Nat Ecol Evol 1, 1129–1135. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0234-3

Kelly, J.P., Warnock, N., Page, G.W., Weathers, W.W., 2002. Effects of weather on daily body mass regulation in wintering dunlin. Journal of Experimental Biology 205, 109–120. https://doi.org/10.1242/jeb.205.1.109

Khan, S., Bilal, H., Shafiq, M., Zhang, D., Awais, M., Chen, C., Khan, M.N., Wang, Q., Cai, L., Islam, R., Zeng, Y., 2024. Distribution of *Aspergillus* species and risk factors for aspergillosis in mainland China: a systematic review. Therapeutic Advances in Infection 11, 20499361241252537. https://doi.org/10.1177/20499361241252537

Khoury, D., Jabali, Y., Delhomme, O., Millet, M., 2024. Pesticide occurrence and distribution in fogwater collected at four sites at Strasbourg metropolitan between 2015 and 2021. Environmental Pollution 359, 124564. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124564

Kirwan, G.M., Collar, N., Goodman, D.D.L., 2025. Rougegorge familier (*Erithacus rubecula*), version 1.1. Birds of the World. https://doi.org/10.2173/bow.eurrob1.01.1

Kjær, C., Bruus, M., Bossi, R., Løfstrøm, P., Andersen, H.V., Nuyttens, D., Larsen, S.E., 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. J. Pestic. Sci. 39, 14–21. https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-045

Knight, A., Ewen, J.G., Brekke, P., Santure, A.W., 2018. The Evolutionary Biology, Ecology and Epidemiology of Coccidia of Passerine Birds, in: Advances in Parasitology. Elsevier, pp. 35–60. https://doi.org/10.1016/bs.apar.2018.01.001

Knowles, A., 2008. Recent developments of safer formulations of agrochemicals. Environmentalist 28, 35–44. https://doi.org/10.1007/s10669-007-9045-4

Kohl, K.D., Ciminari, M.E., Chediack, J.G., Leafloor, J.O., Karasov, W.H., McWilliams, S.R., Caviedes-Vidal, E., 2017. Modulation of digestive enzyme activities in the avian digestive tract in relation to diet composition and quality. J Comp Physiol B 187, 339–351. https://doi.org/10.1007/s00360-016-1037-6

Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M., 1999. The second Silent Spring? Nature 400, 611–612. https://doi.org/10.1038/23127

Kumstátová, T., Brinke, T., Tomková, S., Fuchs, R., Petrusek, A., 2004. Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. J Ornithol 145, 334–342. https://doi.org/10.1007/s10336-004-0048-3

Kuo, D.T.F., Rattner, B.A., Marteinson, S.C., Letcher, R., Fernie, K.J., Treu, G., Deutsch, M., Johnson, M.S., Deglin, S., Embry, M., 2022. A critical review of bioaccumulation and biotransformation of organic chemicals in birds. Reviews Env.Contamination (formerly:Residue Reviews) 260, 6. https://doi.org/10.1007/s44169-021-00007-1

Landres, P.B., Verner, J., Thomas, J.W., 1988. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique. Conservation Biology 2, 316–328. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1988.tb00195.x

Larras, F., Beaudouin, R., Berny, P., Charles, S., Chaumot, A., Corio-Costet, M.-F., Doussan, I., Pelosi, C., Leenhardt, S., Mamy, L., 2022. A meta-analysis of ecotoxicological models used for plant protection product risk assessment before their placing on the market. Science of The Total Environment 844, 157003. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157003

Larsen, A.E., Gaines, S.D., Deschênes, O., 2017. Agricultural pesticide use and adverse birth outcomes in the San Joaquin Valley of California. Nat Commun 8, 302. https://doi.org/10.1038/s41467-017-00349-2

Latimer, C.E., Smith, O.M., Taylor, J.M., Edworthy, A.B., Owen, J.P., Snyder, W.E., Kennedy, C.M., 2020. Landscape context mediates the physiological stress response of birds to farmland diversification. Journal of Applied Ecology 57, 671–680. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13583

Lazzaro, L., Otto, S., Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. Agriculture, Ecosystems & Environment 123, 317–327. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.009

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25.

Lennon, R.J., Shore, R.F., Pereira, M.G., Peach, W.J., Dunn, J.C., Arnold, K.E., Brown, C.D., 2020. High prevalence of the neonicotinoid clothianidin in liver and plasma samples collected from gamebirds during autumn sowing. Science of The Total Environment 742, 140493. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140493

Lewis, K.A., Tzilivakis ,John, Warner ,Douglas J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 22, 1050–1064. https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., Shi, H., 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. Environmental Pollution 244, 522–533. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032

Li, Y., Miao, R., Khanna, M., 2020. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. Nat Sustain 3, 1027–1035. https://doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x

Li, Z., 2023. Improved physiologically based kinetic (PBK) matrix for biotransfer modeling of pesticides in birds: The role of feather dynamics. Computational Toxicology 26, 100268. https://doi.org/10.1016/j.comtox.2023.100268

Linhart, C., Panzacchi, S., Belpoggi, F., Clausing, P., Zaller, J.G., Hertoge, K., 2021. Year-round pesticide contamination of public sites near intensively managed agricultural areas in South Tyrol. Environmental Sciences Europe 33, 1. https://doi.org/10.1186/s12302-020-00446-y

Littlewood, J., 1999. Control of ectoparasites in horses. In Practice 21, 418–424. https://doi.org/10.1136/inpract.21.8.418

Liu, J., Chen, D., He, M.-J., Luo, X., Chen, S., Zhang, X., Yu, L., Mai, B., 2010. Tetrabromobisphenol-A and hexabromocyclododecane in birds from an e-waste region in South China: influence of diet on diastereoisomer- and enantiomer-specific distribution and trophodynamics. Environmental science & technology 44 15, 5748–54. https://doi.org/10.1021/es101503r

Lockeretz, W., 2007. Organic farming: an international history. CABI, Wallingford.

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology 22, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Mateo, R., 2015a. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environmental Research 136, 97–107. https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Camarero, P.R., Mougeot, F., Mateo, R., 2015b. Assessing the risk of fipronil-treated seed ingestion and associated adverse effects in the Red-Legged Partridge. Environ. Sci. Technol. 49, 13649–13657. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03822

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Blas, E.G., Camarero, P.R., Mougeot, F., Mateo, R., 2015c. Adverse effects of thiram-treated seed ingestion on the reproductive performance and the offspring immune function of the red-legged partridge: effects of thiram-coated seed ingestion. Environ Toxicol Chem 34, 1320–1329. https://doi.org/10.1002/etc.2925

Lopez-Antia, A., Feliu, J., Camarero, P.R., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. Journal of Applied Ecology 53, 1373–1381. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12668

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Camarero, P.R., Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. Environmental Pollution 243, 418–426. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078

Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F., Camarero, P.R., Mateo, R., 2021. Birds feeding on tebuconazole treated seeds have reduced breeding output. Environmental Pollution 271, 116292. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116292

Lucia, M., Bocher, P., Cosson, R.P., Churlaud, C., Bustamante, P., 2012. Evidence of species-specific detoxification processes for trace elements in shorebirds. Ecotoxicology 21, 2349–2362. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0991-3

MacLachlan, D.J., 2008. Transfer of fat-soluble pesticides from contaminated feed to poultry tissues and eggs. British Poultry Science 49, 290–298. https://doi.org/10.1080/00071660802123344

Madhushan, A., Weerasingha, D.B., Ilyukhin, E., Taylor, P.W.J., Ratnayake, A.S., Liu, J.-K., Maharachchikumbura, S.S.N., 2025. From Natural Hosts to Agricultural Threats: The Evolutionary Journey of Phytopathogenic Fungi. JoF 11, 25. https://doi.org/10.3390/jof11010025

Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. Agriculture, Ecosystems & Environment 288, 106698. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698

Martinaud, G., Billaudelle, M., Moreau, J., 2009. Circadian variation in shedding of the oocysts of *Isospora turdi* (*Apicomplexa*) in blackbirds (*Turdus merula*): an adaptative trait against desiccation and ultraviolet radiation. International Journal for Parasitology 39, 735–739. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2008.11.006

Mason, R., Tennekes, H., Sanchez-Bayo, F., Jepsen, P.U., 2013. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. J Environ Immunol Toxicol 1, 3. https://doi.org/10.7178/jeit.1

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277, 504–509. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504

Mauser, K.M., Wolfram, J., Spaak, J.W., Honert, C., Brühl, C.A., 2025. Current-use pesticides in vegetation, topsoil and water reveal contaminated landscapes of the Upper Rhine Valley, Germany. Commun Earth Environ 6, 166. https://doi.org/10.1038/s43247-025-02118-2

Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature 536, 143–145. https://doi.org/10.1038/536143a

Mayer, L., Degrendele, C., Šenk, P., Kohoutek, J., Přibylová, P., Kukučka, P., Melymuk, L., Durand, A., Ravier, S., Alastuey, A., Baker, A.R., Baltensperger, U., Baumann-Stanzer, K., Biermann, T., Bohlin-Nizzetto, P., Ceburnis, D., Conil, S., Couret, C., Degórska, A., Diapouli, E., Eckhardt, S., Eleftheriadis, K., Forster, G.L., Freier, K., Gheusi, F., Gini, M.I., Hellén, H., Henne, S., Herrmann, H., Holubová Šmejkalová, A., Hõrrak, U., Hüglin, C., Junninen, H., Kristensson, A., Langrene, L., Levula, J., Lothon, M., Ludewig, E., Makkonen, U., Matejovičová, J., Mihalopoulos, N., Mináriková, V., Moche, W., Noe, S.M., Pérez, N., Petäjä, T., Pont, V., Poulain, L., Quivet, E., Ratz, G., Rehm, T., Reimann, S., Simmons, I., Sonke, J.E., Sorribas, M., Spoor, R., Swart, D.P.J., Vasilatou, V., Wortham, H., Yela, M., Zarmpas, P., Zellweger Fäsi, C., Tørseth, K., Laj, P., Klánová, J., Lammel, G., 2024. Widespread Pesticide Distribution in the European Atmosphere Questions their Degradability in Air. Environ. Sci. Technol. 58, 3342–3352. https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08488

McGraw, K.J., 2005. The antioxidant function of many animal pigments: are there consistent health benefits of sexually selected colourants? Animal Behaviour 69, 757–764. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2004.06.022

McKenzie, A., Whittingham, M., 2009. Why are birds more abundant on organic farms? Journal of Food Agriculture & Environment 7, 807–814.

McNabb, F.M.A., 2007. The Hypothalamic-Pituitary-Thyroid (HPT) Axis in Birds and Its Role in Bird Development and Reproduction. Critical Reviews in Toxicology 37, 163–193. https://doi.org/10.1080/10408440601123552

Md Meftaul, I., Venkateswarlu, K., Dharmarajan, R., Annamalai, P., Megharaj, M., 2020. Pesticides in the urban environment: A potential threat that knocks at the door. Science of The Total Environment 711, 134612. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134612

Melo, A.M., Stevens, D.A., Tell, L.A., Veríssimo, C., Sabino, R., Xavier, M.O., 2020a. Aspergillosis, Avian Species and the One Health Perspective: The Possible Importance of Birds in Azole Resistance. Microorganisms 8, 2037. https://doi.org/10.3390/microorganisms8122037

Melo, A.M., Silva-Filho, R.P.D., Poester, V.R., Von Groll, A., Fernandes, C.G., Stevens, D.A., Sabino, R., Xavier, M.O., 2020b. Aspergillosis in free-ranging aquatic birds. Medical Mycology Case Reports 28, 36–38. https://doi.org/10.1016/j.mmcr.2020.04.005

Merino, S., Potti, J., Fargallo, J.A., 1997. Blood parasites of passerine birds from Central Spain. Journal of Wildlife Diseases 33, 638–641. https://doi.org/10.7589/0090-3558-33.3.638

Meyer, W.B., Turner, B.L., 1992. Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. Annual Review of Ecology and Systematics 2, 39–61.

Millot, F., Decors, A., Mastain, O., Quintaine, T., Berny, P., Vey, D., Lasseur, R., Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. Environ Sci Pollut Res 24, 5469–5485. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Mineau, P., Boersma, D.C., Collins, B., 1994. An analysis of avian reproduction studies submitted for pesticide registration. Ecotoxicology and Environmental Safety 29, 304–329. https://doi.org/10.1016/0147-6513(94)90005-1

Mineau, P., 2005. A Review and Analysis of Study Endpoints Relevant to the Assessment of "Long Term" Pesticide Toxicity in Avian and Mammalian Wildlife. Ecotoxicology 14, 775–799. https://doi.org/10.1007/s10646-005-0028-2

Mineau, P., 2011. Barking up the wrong perch: why we should stop ignoring non dietary routes of pesticide exposure in birds. Integr Envir Assess & Manag 7, 297–299. https://doi.org/10.1002/ieam.174

Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F.B., 2011. Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. Research J. of Environmental Toxicology 5, 81–96. https://doi.org/10.3923/rjet.2011.81.96

Mo, L., Zheng, X., Sun, Y., Yu, L., Luo, X., Xu, X., Qin, X., Gao, Y., Mai, B., 2018. Selection of passerine birds as bio-sentinel of persistent organic pollutants in terrestrial environment. Science of The Total Environment 633, 1237–1244. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.311

Mohanty, B., Pandey, S.P., Tsutsui, K., 2017. Thyroid disrupting pesticides impair the hypothalamic-pituitary-testicular axis of a wildlife bird, *Amandava amandava*. Reproductive Toxicology 71, 32–41. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.04.006

Mohanty, B., 2024. Pesticides exposure and compromised fitness in wild birds: Focusing on the reproductive endocrine disruption. Pesticide Biochemistry and Physiology 199, 105800. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2024.105800

Molenaar, E., Viechtbauer, W., Van De Crommenacker, J., Kingma, S.A., 2024. Neonicotinoids Impact All Aspects of Bird Life: A Meta-Analysis. Ecology Letters 27, e14534. https://doi.org/10.1111/ele.14534

Møller, A.P., Biard, C., Houston, D.C., Ninni, P., Saino, N., Surai, P.F., 2000. Carotenoid-dependent signals: indicators of foraging efficiency, immunocompetence or detoxification ability? Avian and Poultry Biology Reviews.

Monaco, T.J., Weller, S.C., Ashton, F.M., 2002. Weed Science: Principles and Practices. John Wiley & Sons.

Moorcroft, D., Wilson, J.D., 2000. The ecology of Linnets *Carduelis cannabina* on lowland farmland. Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds 173–181.

Moore, D.R.J., Priest, C.D., Brayden, B.H., Hanzas, J.P., Arpino, M.R., Richardson, L., Stryker, J., Banman, C., Rodney, S.I., Chapple, A., Hall, T., Isemer, R., Ortego, L., Rodea-Palomares, I., Tang, J., Wang, M., Xu, T., Yang, Y., 2021. A field spray drift study to determine the downwind effects of isoxaflutole herbicide to nontarget plants. Integrated Environmental Assessment and Management 18, 757–769. https://doi.org/10.1002/ieam.4508

Moreau, J., Monceau, K., Crépin, M., Tochon, F.D., Mondet, C., Fraikin, M., Teixeira, M., Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. Environmental Pollution 278, 116851. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851

Moreau, J., Rabdeau, J., Badenhausser, I., Giraudeau, M., Sepp, T., Crépin, M., Gaffard, A., Bretagnolle, V., Monceau, K., 2022a. Pesticide impacts on avian species with special reference to farmland birds: a review. Environ Monit Assess 194, 790. https://doi.org/10.1007/s10661-022-10394-0

Moreau, J., Monceau, K., Gonnet, G., Pfister, M., Bretagnolle, V., 2022b. Organic farming positively affects the vitality of passerine birds in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 336, 108034. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108034

Morganti, M., Assandri, G., Aguirre, J.I., Ramirez, Á., Caffi, M., Pulido, F., 2017. How residents behave: home range flexibility and dominance over migrants in a Mediterranean passerine. Animal Behaviour 123, 293–304. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.021

Morinha, F., Cabral, J.A., Bastos, E., 2012. Molecular sexing of birds: A comparative review of polymerase chain reaction (PCR)-based methods. Theriogenology 78, 703–714. https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2012.04.015

Morris, A.D., Muir, D.C.G., Solomon, K.R., Letcher, R.J., McKinney, M.A., Fisk, A.T., McMeans, B.C., Tomy, G.T., Teixeira, C., Wang, X., Duric, M., 2016. Current-use pesticides in seawater and their bioaccumulation in polar bear–ringed seal food chains of the Canadian Arctic. Environmental Toxicology and Chemistry 35, 1695–1707. https://doi.org/10.1002/etc.3427

Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C., Liber, K., 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. Environment International 74, 291–303. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024

Moskát, C., Báldi, A., Waliczky, Z., 1993. Habitat selection of breeding and migrating icterine warblers Hippolais icterina: a multivariate study. Ecography 16, 137–142. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00065.x

Mullen, G.R., Durden, L.A., 2009. Medical and Veterinary Entomology. Academic Press.

Multisanti, C.R., Merola, C., Perugini, M., Aliko, V., Faggio, C., 2022. Sentinel species selection for monitoring microplastic pollution: A review on one health approach. Ecological Indicators 145, 109587. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109587

Musa, I.O., Samuel, J.O., Adams, M., Abdulsalam, M., Nathaniel, V., Maude, A.M., Adedayo, O.A., Tiamiyu, A.T., 2024. Soil Erosion, Mineral Depletion and Regeneration, in: Aransiola, S.A., Babaniyi, B.R., Aransiola, A.B., Maddela, N.R. (Eds.), Prospects for Soil Regeneration and Its Impact on Environmental Protection. Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 159–172. https://doi.org/10.1007/978-3-031-53270-2_7

Nagloo, N., Rigosi, E., Herbertsson, L., O'Carroll, D.C., 2024. Comparability of comparative toxicity: insect sensitivity to imidacloprid reveals huge variations across species but also within species. Proc Biol Sci 291, 20232811. https://doi.org/10.1098/rspb.2023.2811

Nagy, K., Duca, R.C., Lovas, S., Creta, M., Scheepers, P.T.J., Godderis, L., Ádám, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. Environmental Research 181, 108926. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Naim, M., Noor, H.M., Kasim, A., Abu, J., 2010. Growth performance of nestling barn owls, *Tyto alba javanica* in rat baiting area in Malaysia. Journal of Agricultural and Biological Science 5.

Naylor, R.E.L., 2008. Weed Management Handbook. John Wiley & Sons.

Newton, I., 1995. The Contribution of Some Recent Research on Birds to Ecological Understanding. The Journal of Animal Ecology 64, 675. https://doi.org/10.2307/5848

Newton, I., 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions: recent declines of farmland bird populations in Britain. Ibis 146, 579–600. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x

Nicholson, C.C., Knapp, J., Kiljanek, T., Albrecht, M., Chauzat, M.-P., Costa, C., De La Rúa, P., Klein, A.-M., Mänd, M., Potts, S.G., Schweiger, O., Bottero, I., Cini, E., De Miranda, J.R., Di Prisco, G., Dominik, C., Hodge, S., Kaunath, V., Knauer, A., Laurent, M., Martínez-López, V., Medrzycki, P., Pereira-Peixoto, M.H., Raimets, R., Schwarz, J.M., Senapathi, D., Tamburini, G., Brown, M.J.F., Stout, J.C., Rundlöf, M., 2024. Pesticide use negatively affects bumble bees across European landscapes. Nature 628, 355–358. https://doi.org/10.1038/s41586-023-06773-3

Nickell, W.P., 1951. Studies of Habitats, Territory, and Nests of the Eastern Goldfinch. The Auk 68, 447–470. https://doi.org/10.2307/4080842

Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., Mathews, F., Macdonald, D., Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. Agriculture, Ecosystems & Environment 129, 221–227. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.002

Oliveira, A.G., Telles, L.F., Hess, R.A., Mahecha, G.A.B., Oliveira, C.A., 2007. Effects of the herbicide Roundup on the epididymal region of drakes Anas platyrhynchos. Reproductive Toxicology 23, 182–191. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2006.11.004

Oraon, S., Padamini, R., Shahni, Y.S., Das, N., Sinha, D., G S, S., Singh, O.B., Karanwal, R., 2024. Impact of Emerging Pathogens in Crop Production. Microbiol. Res. J. Int. 34, 80–92. https://doi.org/10.9734/mrji/2024/v34i71460

Ormerod, S.J., 1989. The influence of weather on the body mass of migrating swallows *Hirundo rustics* in South Wales. Ringing & Migration 10, 65–74. https://doi.org/10.1080/03078698.1989.9673942

Ortiz-Santaliestra, M.E., Alcaide, V., Camarero, P.R., Mateo, R., Mougeot, F., 2020. Egg overspray with herbicides and fungicides reduces survival of Red-Legged Partridge chicks. Environ. Sci. Technol. 54, 12402–12411. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04203

Ots, I., MurumÄgi, A., HÕrak, P., 1998. Haematological health state indices of reproducing Great Tits: methodology and sources of natural variation. Functional Ecology 12, 700–707. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00219.x

Otto, S., Lazzaro, L., Finizio, A., Zanin, G., 2009. Estimating ecotoxicological effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. Environmental Toxicology and Chemistry 28, 853–863. https://doi.org/10.1897/08-260R.1

Pablos, M.I., Agapito, M.T., Gutierrez, R., Recio, J.M., Reiter, R.J., Barlow-Walden, L., Acuña-Castroviejo, D., Menendez-Pelaez, A., 1995. Melatonin stimulates the activity of the detoxifying enzyme glutathione peroxidase in several tissues of chicks. Journal of Pineal Research 19, 111–115. https://doi.org/10.1111/j.1600-079X.1995.tb00178.x

Pacyna-Kuchta, A.D., 2023. What should we know when choosing feather, blood, egg or preen oil as biological samples for contaminants detection? A non-lethal approach to bird sampling for PCBs, OCPs, PBDEs and PFASs. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 53, 625–649. https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2077077

Pais, I.P., Moreira, R., Semedo, J.N., Ramalho, J.C., Lidon, F.C., Coutinho, J., Maçãs, B., Scotti-Campos, P., 2022. Wheat Crop under Waterlogging: Potential Soil and Plant Effects. Plants 12, 149. https://doi.org/10.3390/plants12010149

Pan, S., Li, Z., Rubbo, B., Quon-Chow, V., Chen, J.C., Baumert, B.O., Garcia, E., Aung, M.T., Conti, D.V., Chatzi, L., 2025. Applications of mixture methods in epidemiological studies investigating the health impact of persistent organic pollutants exposures: a scoping review. J Expo Sci Environ Epidemiol 35, 522–534. https://doi.org/10.1038/s41370-024-00717-3

Pandey, S.P., Mohanty, B., 2015. The neonicotinoid pesticide imidacloprid and the dithiocarbamate fungicide mancozeb disrupt the pituitary–thyroid axis of a wildlife bird. Chemosphere 122, 227–234. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.061

Parmar, T.K., Rawtani, D., Agrawal, Y.K., 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. Frontiers in Life Science 9, 110–118. https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753

Paul, K.C., Ling, C., Lee, A., To, T.M., Cockburn, M., Haan, M., Ritz, B., 2018. Cognitive decline, mortality, and organophosphorus exposure in aging Mexican Americans. Environmental Research 160, 132–139. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.09.017

Peakall, D.B., 1993. DDE-induced eggshell thinning: an environmental detective story. Environ. Rev. 1, 13–20. https://doi.org/10.1139/a93-002

Peakall, D.B., Lincer, J.L., 1996. Do PCBs cause eggshell thinning? Environmental Pollution 91, 127–129. https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00012-G

Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Nélieu, S., Lafay, F., Bretagnolle, V., Gaba, S., Vulliet, E., Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: a silent threat? Agriculture, Ecosystems & Environment 305, 107167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pelosi, C., Bertrand, C., Bretagnolle, V., Coeurdassier, M., Delhomme, O., Deschamps, M., Gaba, S., Millet, M., Nélieu, S., Fritsch, C., 2022. Glyphosate, AMPA and glufosinate in soils and earthworms in a French arable landscape. Chemosphere 301, 134672. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134672

Perrot, T., Princé, K., Porcher, E., Wolfram, J., Schulz, R., Fontaine, C., 2025. Weak recovery of insectivorous bird populations after ban of neonicotinoids in France, hinting at lasting impacts. Environmental Pollution 385, 127132. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127132

Pfiffner, L., Häring, A.M., Dabbert, S., Stolze, M., Piorr, A., 2001. Contributions of organic farming to a sustainable environment, in: Organic Food and Farming. Towards Partnership and Action in Europe. 10-11 May 2001, Copenhagen, Denmark. Dänish Ministry for Food, Agriculture and Fisheries, pp. 115–123.

Pison, G., 2023. Atlas de la population mondiale. Autrement.

Pistorius, J., Bischoff, G., Heimbach, U., 2009. Bee poisoning incidents in Germany in spring 2008 caused by abrasion of active substance from treated seeds during sowing of maize. Julius-Kühn-Archiv 118.

Plant, J.W., Lewis, C.J., 2011. Treatment and Control of Ectoparasites in Sheep. Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice 27, 203–212. https://doi.org/10.1016/j.cvfa.2010.10.012

Pointereau, P., 2002. Les haies: évolution du linéaire en France depuis quarante ans. Le courrier de l'environnement de l'Inra 46, 69–73.

Poliserpi, M.B., Cristos, D.S., Brodeur, J.C., 2021. Imidacloprid seed coating poses a risk of acute toxicity to small farmland birds: a weight-of-evidence analysis using data from the grayish baywing *Agelaioides badius*. Science of The Total Environment 763, 142957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142957

Poliserpi, M.B., Brodeur, J.C., 2023. Behavioral and physiological changes in the passerine *Agelaioides badius* following the ingestion of coated seeds with imidacloprid in a 30-day experiment. Science of The Total Environment 905, 167078. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167078

Polo, V., Bautista, L.M., 2006. Daily routines of body mass gain in birds: 2. An experiment with reduced food availability. Animal Behaviour 72, 517–522. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.09.025

Potts, G.R., 1986. The partridge: pesticides, predation and conservation. Collins, London.

Poulin, R., Morand, S., 2000. The diversity of parasites. The Quarterly Review of Biology 75, 277–293. https://doi.org/10.1086/393500

Prăvălie, R., Borrelli, P., Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Chappell, A., Miguez-Macho, G., Maggi, F., Peng, J., Niculiță, M., Roșca, B., Patriche, C., Dumitrașcu, M., Bandoc, G., Nita, I.-A., Birsan, M.-V., 2024. A unifying modelling of multiple land degradation pathways in Europe. Nat Commun 15, 3862. https://doi.org/10.1038/s41467-024-48252-x

Price, E.R., Brun, A., Caviedes-Vidal, E., Karasov, W.H., 2015. Digestive Adaptations of Aerial Lifestyles. Physiology 30, 69–78. https://doi.org/10.1152/physiol.00020.2014

Price, R.D., Hellenthal, R.A., Johnson, K.P., Palma, R.L., Clayton, D.H., 2003. The Chewing Lice : World Checklist and Biological Overview. Illinois Natural History Survey,. https://doi.org/10.5962/bhl.title.154191

Prouteau, L., Dévier, M.-H., Angelier, F., Chastel, O., Brischoux, F., Pardon, P., Menach, K.L., Budzinski, H., 2025. Biomonitoring of azole fungicides in free-living blackbird plasma using on-line solid-phase extraction coupled to liquid chromatography-tandem mass spectrometry (SPE HPLC-MS/MS). Journal of Chromatography A 1748, 465725. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2025.465725

Raanan, R., Gunier, R.B., Balmes, J.R., Beltran, A.J., Harley, K.G., Bradman, A., Eskenazi, B., 2017. Elemental Sulfur Use and Associations with Pediatric Lung Function and Respiratory Symptoms in an Agricultural Community (California, USA). Environ Health Perspect 125, 087007. https://doi.org/10.1289/EHP528

Rainio, M.J., Kanerva, M., Wahlberg, N., Nikinmaa, M., Eeva, T., 2012. Variation of Basal EROD Activities in Ten Passerine Bird Species – Relationships with Diet and Migration Status. PLoS ONE 7, e33926. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033926

Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A.S., Srivastav, A.L., Kaushal, J., 2021. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. Journal of Cleaner Production 283, 124657. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657

Rappazzo, K.M., Warren, J.L., Meyer, R.E., Herring, A.H., Sanders, A.P., Brownstein, N.C., Luben, T.J., 2016. Maternal residential exposure to agricultural pesticides and birth defects in a 2003 to 2005 North Carolina birth cohort. Birth Defects Research 106, 240–249. https://doi.org/10.1002/bdra.23479

Räsänen, K., Kaseva, J., Aaltonen, M., Vänninen, I., 2023. Temporal dynamics of pesticide use in three field vegetable crops with respect to sowing date and degree days. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science 73, 213–225. https://doi.org/10.1080/09064710.2023.2275793

Rataud, A., Galon, C., Bournez, L., Henry, P.-Y., Marsot, M., Moutailler, S., 2022. Diversity of tick-borne pathogens in tick larvae feeding on breeding birds in France. Pathogens 11, 946. https://doi.org/10.3390/pathogens11080946

Ratcliffe, D.A., 1967. Decrease in Eggshell Weight in Certain Birds of Prey. Nature 215, 208–210. https://doi.org/10.1038/215208a0

Rattner, B.A., 2009. History of wildlife toxicology. Ecotoxicology 18, 773–783. https://doi.org/10.1007/s10646-009-0354-x

Raven, P.H., Wagner, D.L., 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 118, e2002548117. https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117

Rawi, S.M., Al-Logmani, A.S., Hamza, R.Z., 2019. Neurological alterations induced by formulated imidacloprid toxicity in Japanese quails. Metab Brain Dis 34, 443–450. https://doi.org/10.1007/s11011-018-0377-1

Reese, T.A., Bi, K., Kambal, A., Filali-Mouhim, A., Beura, L.K., Bürger, M.C., Pulendran, B., Sekaly, R.-P., Jameson, S.C., Masopust, D., Haining, W.N., Virgin, H.W., 2016. Sequential Infection with Common Pathogens Promotes Human-like Immune Gene Expression and Altered Vaccine Response. Cell Host & Microbe 19, 713–719. https://doi.org/10.1016/j.chom.2016.04.003

Reganold, J.P., Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. Nature Plants 2, 15221. https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221

Riedo, J., Wettstein, F.E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., Charles, R., Wächter, D., Martin-Laurent, F., Bucheli, T.D., Walder, F., Van Der Heijden, M.G.A., 2021. Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils—the Ghost of a Conventional Agricultural Past? Environ. Sci. Technol. 55, 2919–2928. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405

Riedo, J., Wächter, D., Gubler, A., Wettstein, F.E., Meuli, R.G., Bucheli, T.D., 2023. Pesticide residues in agricultural soils in light of their on-farm application history. Environmental Pollution 331, 121892. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121892

Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniņš, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P., Paquet, J.-Y., Pélissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 120, e2216573120. https://doi.org/10.1073/pnas.2216573120

Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Betts, M.G., Ceballos, G., Courchamp, F., Hayward, M.W., Van Valkenburgh, B., Wallach, A.D., Worm, B., 2019. Are we eating the world's megafauna to extinction? Conservation Letters 12, e12627. https://doi.org/10.1111/conl.12627

Robart, A.R., Morado, M.I., Watts, H.E., 2019. Declining food availability, corticosterone, and migratory response in a nomadic, irruptive migrant. Hormones and Behavior 110, 56–67. https://doi.org/10.1016/j.yhbeh.2019.02.007

Roberts, E.M., English, P.B., Grether, J.K., Windham, G.C., Somberg, L., Wolff, C., 2007. Maternal Residence Near Agricultural Pesticide Applications and Autism Spectrum Disorders among Children in the California Central Valley. Environ Health Perspect 115, 1482–1489. https://doi.org/10.1289/ehp.10168

Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. J Appl Ecology 39, 157–176. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x

Rodrigues, A., Gaffard, A., Moreau, J., Monceau, K., Delhomme, O., Millet, M., 2023. Analytical development for the assessment of pesticide contaminations in blood and plasma of wild birds: The case of grey partridges (*Perdix perdix*). Journal of Chromatography A 1687, 463681. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2022.463681

Rohr, J.R., Raffel, T.R., Sessions, S.K., Hudson, P.J., 2008. Understanding the net effects of pesticides on amphibian trematode infections. Ecological Applications 18, 1743–1753. https://doi.org/10.1890/07-1429.1

Romanek, C.S., Gaines, K.F., Bryan, A.L., Brisbin, I.L., 2000. Foraging ecology of the endangered wood stork recorded in the stable isotope signature of feathers. Oecologia 125, 584–594. https://doi.org/10.1007/s004420000471

Romanov, M.N., Betuel, A.M., Chemnick, L.G., Ryder, O.A., Kulibaba, R.O., Tereshchenko, O.V., Payne, W.S., Delekta, Ph.C., Dodgson, J.B., Tuttle, E.M., Gonser, R.A., 2019. Widely Applicable PCR Markers for Sex Identification in Birds. Russ J Genet 55, 220–231. https://doi.org/10.1134/S1022795419020121

Romeo, C., Wauters, L.A., Santicchia, F., Dantzer, B., Palme, R., Martinoli, A., Ferrari, N., 2020. Complex relationships between physiological stress and endoparasite infections in natural populations. Current Zoology 66, 449–457. https://doi.org/10.1093/cz/zoaa029

Rosegrant, M.W., Cai, X., Cline, S.A., 2002. World Water and Food to 2025: Dealing with Scarcity. Intl Food Policy Res Inst.

Rott, K.H., Caviedes-Vidal, E., Karasov, W.H., 2017. Intestinal digestive enzyme modulation in house sparrow nestlings occurs within 24 h of a change in diet composition. J Exp Biol 220, 2733–2742. https://doi.org/10.1242/jeb.157511

Rowe, C., Gunier, R., Bradman, A., Harley, K.G., Kogut, K., Parra, K., Eskenazi, B., 2016. Residential proximity to organophosphate and carbamate pesticide use during pregnancy, poverty during childhood, and cognitive functioning in 10-year-old children. Environmental Research 150, 128–137. https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.05.048

Rózsa, L., Garay, J., 2023. Definitions of parasitism, considering its potentially opposing effects at different levels of hierarchical organization. Parasitology 150, 761–768. https://doi.org/10.1017/S0031182023000598

Rühmann, J., Soler, M., Pérez-Contreras, T., Ibáñez-Álamo, J.D., 2019. Territoriality and variation in home range size through the entire annual range of migratory great spotted cuckoos (Clamator glandarius). Sci Rep 9, 6238. https://doi.org/10.1038/s41598-019-41943-2

Rull, R.P., Gunier, R., Von Behren, J., Hertz, A., Crouse, V., Buffler, P.A., Reynolds, P., 2009. Residential proximity to agricultural pesticide applications and childhood acute lymphoblastic leukemia. Environmental Research 109, 891–899. https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.07.014

Rundlöf, M., Edlund, M., Smith, H.G., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. Ecography 33, 514–522. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05938.x

Rust, M.K., Blagburn, B.L., Denholm, I., Dryden, M.W., Payne, P., Hinkle, N.C., Kopp, S., Williamson, M., 2018. International Program to Monitor Cat Flea Populations for Susceptibility to Imidacloprid. Journal of Medical Entomology. https://doi.org/10.1093/jme/tjy092

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Kuosmanen, V., Laihonen, M., Saikkonen, K., Saloniemi, I., Helander, M., 2020. Female Preference and Adverse Developmental Effects of Glyphosate-Based Herbicides on Ecologically Relevant Traits in Japanese Quails. Environ. Sci. Technol. 54, 1128–1135. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07331

Sabatier, P., Poulenard, J., Fanget, B., Reyss, J.-L., Develle, A.-L., Wilhelm, B., Ployon, E., Pignol, C., Naffrechoux, E., Dorioz, J.-M., Montuelle, B., Arnaud, F., 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 111, 15647–15652. https://doi.org/10.1073/pnas.1411512111

Saidon, N.B., Major, L., Szabó, R., Lehel, J., 2025. Utilizing birds as a bioindicator species to monitor potentially toxic elements (PTEs) contamination in an ecosystem. Georgikon for Agriculture 29, 33–40. https://doi.org/10.70809/6566

Salyani, M., Cromwell, R.P., 1992. Spray Drift From Ground and Aerial Applications. Transactions of the ASAE 35, 1113–1120. https://doi.org/10.13031/2013.28708

Samson-Robert, O., Labrie, G., Chagnon, M., Fournier, V., 2014. Neonicotinoid-Contaminated Puddles of Water Represent a Risk of Intoxication for Honey Bees. PLoS ONE 9, e108443. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108443

Sánchez-Bayo, F., 2011. Impacts of agricultural pesticides on terrestrial ecosystems. Ecological Impacts of Toxic Chemicals 63.

Sánchez-Bayo, F., 2021. Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. Toxics 9, 177. https://doi.org/10.3390/toxics9080177

Sánchez-Bayo, F., Goka, K., Hayasaka, D., 2016. Contamination of the Aquatic Environment with Neonicotinoids and its Implication for Ecosystems. Front. Environ. Sci. 4, 71. https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00071

Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232, 8–27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Santiago-Alarcon, D., Palinauskas, V., Schaefer, H.M., 2012. Diptera vectors of avian *Haemosporidian* parasites: untangling parasite life cycles and their taxonomy. Biological Reviews 87, 928–964. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00234.x

Sarker, A., Kim, D., Jeong, W.-T., Sarker, A., Kim, D., Jeong, W.-T., 2024. Environmental Fate and Sustainable Management of Pesticides in Soils: A Critical Review Focusing on Sustainable Agriculture. Sustainability 16. https://doi.org/10.3390/su162310741

Schaafsma, A., Limay-Rios, V., Baute, T., Smith, J., Xue, Y., 2015. Neonicotinoid Insecticide Residues in Surface Water and Soil Associated with Commercial Maize (Corn) Fields in Southwestern Ontario. PLoS ONE 10, e0118139. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118139

SCHER, SCCS, SCENIHR, 2012. Opinion on the Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. Consulté en novembre 2025.

Schiedt, K., 1989. New Aspects of Carotenoid Metabolism in Animals, in: Krinsky, N.I., Mathews-Roth, M.M., Taylor, R.F. (Eds.), Carotenoids. Springer US, Boston, MA, pp. 247–268. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0849-2_17

Schmitt, C.J., Edwards, S.V., 2022. Passerine birds. Current Biology 32, R1149–R1154. https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.08.061

Schrenzel, M.D., Maalouf, G.A., Gaffney, P.M., Tokarz, D., Keener, L.L., McClure, D., Griffey, S., McAloose, D., Rideout, B.A., 2005. Molecular characterization of isosporoid coccidia (*Isospora* and *Atoxoplasma* spp) in passerine birds. Journal of Parasitology 91, 635–647. https://doi.org/10.1645/GE-3310

Sedinger, J.S., 1997. Adaptations to and Consequences of an Herbivorous Diet in Grouse and Waterfowl. The Condor: Ornithological Applications 99, 314–326. https://doi.org/10.2307/1369937

Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G.P.S., Handa, N., Kohli, S.K., Yadav, P., Bali, A.S., Parihar, R.D., Dar, O.I., Singh, K., Jasrotia, S., Bakshi, P., Ramakrishnan, M., Kumar, S., Bhardwaj, R., Thukral, A.K., 2019. Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. SN Appl. Sci. 1, 1446. https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1

Shinya, S., Sashika, M., Minamikawa, M., Itoh, T., Tanikawa, T., Tanaka, K.D., Nakayama, S.M.M., Ishizuka, M., Ikenaka, Y., 2024. Pesticide Contamination Levels in the Stomach Contents of

Wild Raccoons (Procyon lotor) and Masked Palm Civets (Paguma larvata) in Japan. Environmental Toxicology and Chemistry 43, 943–951. https://doi.org/10.1002/etc.5828

Siddig, A.A.H., Ellison, A.M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., Lau, M.K., 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. Ecological Indicators 60, 223–230. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036

Sidemo-Holm, W., Brady, M.V., Carrié, R., Ekroos, J., Smith, H.G., 2024. Cost-effective biodiversity conservation with organic farming - spatial allocation is key. Biological Conservation 294, 110624. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110624

Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. Science of The Total Environment 653, 1532–1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Sisaye, S., Stommes, E., 1985. Green revolution as a planned intervention strategy for agricultural development: A systems perspective. Public Administration and Development 5, 39–55. https://doi.org/10.1002/pad.4230050105

Smith, H.G., Dänhardt, J., Lindström, Å., Rundlöf, M., 2010. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds. Oecologia 162, 1071–1079. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1588-2

Sonne, C., Bustnes, J.O., Herzke, D., Jaspers, V.L.B., Covaci, A., Halley, D.J., Moum, T., Eulaers, I., Eens, M., Ims, R.A., Hanssen, S.A., Einar Erikstad, K., Johnsen, T., Schnug, L., Rigét, F.F., Jensen, A.L., 2010. Relationships between organohalogen contaminants and blood plasma clinical–chemical parameters in chicks of three raptor species from Northern Norway. Ecotoxicology and Environmental Safety 73, 7–17. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.08.017

Sonne, C., Rigét, F.F., Leat, E.H.K., Bourgeon, S., Borgå, K., Strøm, H., Hanssen, S.A., Gabrielsen, G.W., Petersen, A., Olafsdottir, K., Magnusdottir, E., Bustnes, J.O., Furness, R.W., Kjelgaard-Hansen, M., 2013. Organohalogen contaminants and Blood plasma clinical–chemical parameters in three colonies of North Atlantic Great skua (*Stercorarius skua*). Ecotoxicology and Environmental Safety 92, 245–251. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.02.012

Sotherton, N.W., Self, M.J., 2000. Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. Ecology and conservation of lowlandfarmland birds 26–35.

Spellerberg, I.F., 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge University Press.

SSP, Agreste, S. publique de l'agriculture, de l'alimentation, de la forêt et de la pêche, 2024. Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2021 - IFT et nombre de traitements (No. 7).

Stanton, R.L., Morrissey, C.A., Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: a review. Agriculture, Ecosystems & Environment 254, 244–254. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028

Stein-Bachinger, K., Gottwald, F., Haub, A., Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. Org. Agr. 11, 1–12. https://doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2

Stettenheim, P.R., 2000. The integumentary morphology of modern birds - an overview. American Zoologist 40.

Steyn, L., Bouwman, H., Maina, J.N., 2018. Associations between DDT and egg parameters of the House Sparrow Passer domesticus from the Thohoyandou area of South Africa. Chemosphere 198, 249–256. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.125

Stukenbrock, E.H., McDonald, B.A., 2008. The Origins of Plant Pathogens in Agro-Ecosystems. Annu. Rev. Phytopathol. 46, 75–100. https://doi.org/10.1146/annurev.phyto.010708.154114

Sun, K.-S., Tsai, C.-F., Chen, S.C.-C., Huang, W.-C., 2017. Clinical outcome and prognostic factors associated with invasive pulmonary aspergillosis: An 11-year follow-up report from Taiwan. PLoS ONE 12, e0186422. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186422

Sun, Y., Li, M., Song, G., Lei, F., Li, D., Wu, Y., 2017. The role of climate factors in geographic variation in body mass and wing length in a passerine bird. Avian Res 8, 1. https://doi.org/10.1186/s40657-016-0059-9

Sur, R., Stork, A., 2003. Uptake, translocation and metabolism of imidacloprid in plants. Bulletin of Insectology 56, 35–40.

Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J.T., Mills, J.N., Ceballos, G., Ostfeld, R.S., Armién, B., Pascale, J.M., Yates, T.L., 2009. Experimental Evidence for Reduced Rodent Diversity Causing Increased Hantavirus Prevalence. PLoS ONE 4, e5461. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005461

Svensson, E., Merila, J., 1996. Molt and migratory condition in blue tits: a serological study. The Condor 98, 825–831. https://doi.org/10.2307/1369863

Tartu, S., Gabrielsen, G.W., Blévin, P., Ellis, H., Bustnes, J.O., Herzke, D., Chastel, O., 2014. Endocrine and Fitness Correlates of Long-Chain Perfluorinated Carboxylates Exposure in Arctic Breeding Black-Legged Kittiwakes. Environ. Sci. Technol. 48, 13504–13510. https://doi.org/10.1021/es503297n

Tassin de Montaigu, C., Goulson, D., 2023. Habitat quality, urbanisation & pesticides influence bird abundance and richness in gardens. Science of The Total Environment 870, 161916. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161916

Tassin de Montaigu, C., Glauser, G., Guinchard, S., Goulson, D., 2025. High prevalence of veterinary drugs in bird's nests. Science of the Total Environment 964, 178439.

Terwayet Bayouli, I., Terwayet Bayouli, H., Dell'Oca, A., Meers, E., Sun, J., 2021. Ecological indicators and bioindicator plant species for biomonitoring industrial pollution: Eco-based environmental assessment. Ecological Indicators 125, 107508. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107508

Tessier, N., Boissonnot, R., Desvignes, V., Fröchen, M., Merlo, M., Blanchard, O., Chevrier, C., Guldner, L., Mandin, C., Yamada, O., Volatier, J.-L., 2023. Use and storage of pesticides at home in France (the Pesti'home survey 2014). Environmental Research 216, 114452. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114452

Teysseire, R., Manangama, G., Baldi, I., Carles, C., Brochard, P., Bedos, C., Delva, F., 2021. Determinants of non-dietary exposure to agricultural pesticides in populations living close to fields: A systematic review. Science of The Total Environment 761, 143294. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143294

Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 108, 20260–20264. https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108

Tison, L., Beaumelle, L., Monceau, K., Thiéry, D., 2024. Transfer and bioaccumulation of pesticides in terrestrial arthropods and food webs: State of knowledge and perspectives for research. Chemosphere 357, 142036. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142036

Tobin, R.J., 1996. Pest management, the environment, and Japanese foreign assistance. Food Policy 21, 211–228. https://doi.org/10.1016/0306-9192(95)00086-0

Tokumoto, J., Danjo, M., Kobayashi, Y., Kinoshita, K., Omotehara, T., Tatsumi, A., Hashiguchi, M., Sekijima, T., Kamisoyama, H., Yokoyama, T., Kitagawa, H., Hoshi, N., 2013. Effects of exposure to clothianidin on the reproductive system of male quails. J. Vet. Med. Sci. 75, 755–760. https://doi.org/10.1292/jvms.12-0544

Tomizawa, M., Casida, J.E., 2003. Selective toxicity of neonicotinoids attributable to specifity of insect and mammalian nicotinic receptors. Annu. Rev. Entomol. 48, 339–364. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.48.091801.112731

Tomizawa, M., Casida, J.E., 2005. Neonicotinoid insecticide toxicology : mechanisms of selective action. Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol. 45, 247–268. https://doi.org/10.1146/annurev.pharmtox.45.120403.095930

Tschirren, B., Fitze, P.S., Richner, H., 2003. Proximate mechanisms of variation in the carotenoid-based plumage coloration of nestling great tits (*Parus major* L.). Journal of Evolutionary Biology 16, 91–100. https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2003.00483.x

Tsiodras, S., Kelesidis, T., Kelesidis, I., Bauchinger, U., Falagas, M.E., 2008. Human infections associated with wild birds. Journal of Infection 56, 83–98. https://doi.org/10.1016/j.jinf.2007.11.001

Tubiello, F.N., Salvatore, M., Ferrara, A.F., House, J., Federici, S., Rossi, S., Biancalani, R., Condor Golec, R.D., Jacobs, H., Flammini, A., Prosperi, P., Cardenas-Galindo, P., Schmidhuber, J., Sanz Sanchez, M.J., Srivastava, N., Smith, P., 2015. The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990–2012. Global Change Biology 21, 2655–2660. https://doi.org/10.1111/gcb.12865

Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. J Appl Ecol 51, 746–755. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12219

Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phung, D.T., 2021. Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. IJERPH 18, 1112. https://doi.org/10.3390/ijerph18031112

Tuomenpuro, J., 1989. Habitat preferences and territory size of the Dunnock *Prunella modularis* in southern Finland. Ornis Fennica 66, 133–141.

Tyler, S., Roberts, C., Foster, A., Barnard, N., Murray, J.K., 2019. Owner-reported flea treatment measures and skin disease in cats. Journal of Feline Medicine and Surgery 21, 282–285. https://doi.org/10.1177/1098612X18773911

Valkiunas, G., 2004. Avian Malaria Parasites and other Haemosporidia. CRC Press. https://doi.org/10.1201/9780203643792

van den Berg, F., Kubiak, R., Benjey, W.G., Majewski, M.S., Yates, S.R., Reeves, G.L., Smelt, J.H., van der Linden, A.M.A., 1999. Emission of Pesticides into the Air. Water, Air, & Soil Pollution 115, 195–218. https://doi.org/10.1023/A:1005234329622

Van Den Berge, S., Tessens, S., Baeten, L., Vanderschaeve, C., Verheyen, K., 2019. Contrasting vegetation change (1974–2015) in hedgerows and forests in an intensively used agricultural landscape. Applied Vegetation Science 22, 269–281. https://doi.org/10.1111/avsc.12424

Van Der Werf, H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. Agriculture, Ecosystems & Environment 60, 81–96. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01096-1

Van Drooge, B., Mateo, R., Vives, Í., Cardiel, I., Guitart, R., 2008. Organochlorine residue levels in livers of birds of prey from Spain: Inter-species comparison in relation with diet and migratory patterns. Environmental Pollution 153, 84–91. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.029

Van Mansvelt, J.D., Stobbelaar, D.J., Hendriks, K., 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. Landscape and Urban Planning 41, 209–227. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00060-7

Vangestel, C., Braeckman, B.P., Matheve, H., Lens, L., 2010. Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). Biological Journal of the Linnean Society 101, 41–50. https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01493.x

Veloso, A., Silva, V., Osman, R., Simões, M.P., do Carmo Horta, M., Geissen, V., 2025. Dynamics of pesticide residues in soils during the growing season: a case study in peach orchards, east-central Portugal. Environ Monit Assess 197, 285. https://doi.org/10.1007/s10661-025-13698-z

Villiot, A., Chrétien, E., Drab-Sommesous, E., Rivière, E., Chakir, A., Roth, E., 2018. Temporal and seasonal variation of atmospheric concentrations of currently used pesticides in Champagne in the centre of Reims from 2012 to 2015. Atmospheric Environment 174, 82–91. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.046

Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L.P., Hu, Y.-Q., Xin, F., Goulson, D., Woodcock, B.A., Vanbergen, A.J., Spurgeon, D.J., Shen, S., Scherber, C., 2025. Pesticides have negative effects on non-target organisms. Nat Commun 16, 1360. https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x

Wang, D., Ma, H., Chen, Z., Shi, G., 2022. Occurrences and possible sources of persistent organic pollutants (POPs) in ice-free area soils in East Antarctica. CATENA 212, 106083. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106083

Ward, M.H., Lubin, J., Giglierano, J., Colt, J.S., Wolter, C., Bekiroglu, N., Camann, D., Hartge, P., Nuckols, J.R., 2006. Proximity to Crops and Residential Exposure to Agricultural Herbicides in Iowa. Environ Health Perspect 114, 893–897. https://doi.org/10.1289/ehp.8770

Warnasuriya, S.D., Udayanga, D., Manamgoda, D.S., Biles, C., 2023. Fungi as environmental bioindicators. Science of The Total Environment 892, 164583. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164583

Weisner, O., Frische, T., Liebmann, L., Reemtsma, T., Roß-Nickoll, M., Schäfer, R.B., Schäffer, A., Scholz-Starke, B., Vormeier, P., Knillmann, S., Liess, M., 2021. Risk from pesticide mixtures – The gap between risk assessment and reality. Science of The Total Environment 796, 149017. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149017

Westlake, G.E., Martin, A.D., Stanley, P.I., Walker, C.H., 1983. Control enzyme levels in the plasma, brain and liver from wild birds and mammals in Britain. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology 76, 15–24. https://doi.org/10.1016/0742-8413(83)90038-5

White, D.H., Mitchell, C.A., Hill, E.F., 1983. Parathion alters incubation behavior of laughing gulls. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31, 93–97. https://doi.org/10.1007/BF01608772

Wilkin, T.A., King, L.E., Sheldon, B.C., 2009. Habitat quality, nestling diet, and provisioning behaviour in great tits *Parus major*. Journal of Avian Biology 40, 135–145. https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2009.04362.x

Williamson, S., Ball, A., Pretty, J., 2008. Trends in pesticide use and drivers for safer pest management in four African countries. Crop Protection 27, 1327–1334. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2008.04.006

Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R., 1997. Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks Alauda arvensis on Organic and Intensive Farmland in Southern England. The Journal of Applied Ecology 34, 1462. https://doi.org/10.2307/2405262

Wintermantel, D., Odoux, J.-F., Decourtye, A., Henry, M., Allier, F., Bretagnolle, V., 2020. Neonicotinoid-induced mortality risk for bees foraging on oilseed rape nectar persists despite EU moratorium. Science of The Total Environment 704, 135400. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135400

Wofford, P., Segawa, R., Schreider, J., Federighi, V., Neal, R., Brattesani, M., 2014. Community air monitoring for pesticides. Part 3: using health-based screening levels to evaluate results collected for a year. Environ Monit Assess 186, 1355–1370. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3394-x

Wolfson, A., 1952. The Cloacal Protuberance: A Means for Determining Breeding Condition in Live Male Passerines. Bird Banding 23, 159. https://doi.org/10.2307/4510381

Wood, T.J., Goulson, D., 2017. The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013. Environ Sci Pollut Res 24, 17285–17325. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9240-x

Wright, S., 1934. The Method of Path Coefficients. The Annals of Mathematical Statistics 5, 161–215.

WWF, 2016. Risk and resilience in a new era (Living Planet Report). World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.

Xavier, A.A.O., Pérez-Gálvez, A., 2016. Carotenoids as a Source of Antioxidants in the Diet, in: Stange, C. (Ed.), Carotenoids in Nature: Biosynthesis, Regulation and Function. Springer International Publishing, Cham, pp. 359–375. https://doi.org/10.1007/978-3-319-39126-7_14

Xing, Y., Wang, X., 2024. Impact of Agricultural Activities on Climate Change: A Review of Greenhouse Gas Emission Patterns in Field Crop Systems. Plants 13, 2285. https://doi.org/10.3390/plants13162285

Yadav, I.C., Devi, N.L., 2017. Pesticides Classification and Its Impact on Human and Environment. Environmental Science and engineering 6, 140–158.

Yang, C., Hamel, C., Vujanovic, V., Gan, Y., 2011. Fungicide: Modes of Action and Possible Impact on Nontarget Microorganisms. International Scholarly Research Notices 2011, 130289. https://doi.org/10.5402/2011/130289

Yu, L.-H., Luo, X.-J., Liu, H.-Y., Zeng, Y.-H., Zheng, X.-B., Wu, J.-P., Yu, Y.-J., Mai, B.-X., 2014. Organohalogen contamination in passerine birds from three metropolises in China: Geographical variation and its implication for anthropogenic effects on urban environments. Environmental Pollution 188, 118–123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.023

Zaller, J.G., Kruse-Plaß, M., Schlechtriemen, U., Gruber, E., Peer, M., Nadeem, I., Formayer, H., Hutter, H.-P., Landler, L., 2022. Pesticides in ambient air, influenced by surrounding land use and weather, pose a potential threat to biodiversity and humans. Science of The Total Environment 838, 156012. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156012

Zhang, Y., Li, Z., Reichenberger, S., Gentil-Sergent, C., Fantke, P., 2024. Quantifying pesticide emissions for drift deposition in comparative risk and impact assessment. Environmental Pollution 342, 123135. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123135

Zurell, D., von Wehrden, H., Rotics, S., Kaatz, M., Groß, H., Schlag, L., Schäfer, M., Sapir, N., Turjeman, S., Wikelski, M., Nathan, R., Jeltsch, F., 2018. Home Range Size and Resource Use of Breeding and Non-breeding White Storks Along a Land Use Gradient. Front. Ecol. Evol. 6. https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00079

ANNEXE



© Audrey Bailly

ANNEXE A. Principales propriétés des 111 composés de pesticides analysés inclus dans l'analyse multirésidus. Les composés sont classés par classe de pesticide, puis par ordre alphabétique. L'autorisation en Europe a été obtenue auprès de la base de données européenne sur les pesticides (https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances, consultée en décembre 2025). Les familles chimiques et modes d'action sont présentés pour chaque composé. La DL_{50} aiguë chez les oiseaux (Bird LD_{50}, en $mg.kg^{-1}$) correspond à la quantité induisant la mort de 50 % des animaux testés. La NOEL correspond à la dose sans effet observé (no observed effect level, en $mg.kg^{-1}.bw.d^{-1}$) chronique de 21 jours chez les oiseaux, c'est-à-dire la dose la plus élevée qui n'a aucun effet observable sur les animaux testés pendant 21 jours. Les espèces testées en laboratoire sont pour l'estimation de ces valeurs sont : *Colinus virginianus*, *Coturnix japonica*, *Coturnix coturnix japonica*, *Anas platyrhynchos* et *Serinus canaria*. La DT_{50} correspond à la durée de demi-vie (en jours), c'est-à-dire le temps nécessaire pour détecter une diminution de 50 % de la concentration en pesticide dans le sol, obtenue à partir d'études sur le terrain ou typique (moyenne de toutes les études issues de la littérature générale) si celui-ci n'est pas disponible. Toutes les données écotoxicologiques ont été compilées à partir de la base de données sur les propriétés des pesticides (Pesticide Properties Data-Base, PPDB) de l'université du Hertfordshire (Lewis et al., 2016, http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm, consultée en décembre 2025). Les valeurs NA indiquent que les informations étaient manquantes dans la PPDB. La méthode analytique correspond soit à l'ATD-GC/MSMS (GC), soit à la LC/MSMS (LC), avec la limite de détection (LOD) et la limite de quantification (LOQ) de chaque substance analysée (en $pg.mg^{-1}$). * correspond aux substances qui n'ont pas été évaluées au niveau européen car elles ne sont pas considérées comme des substances actives de pesticides (synergistes, phytoprotecteurs ou substances vétérinaires).

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
FUNGICIDES									
Azoxystrobin	Strobilurin	Inhibition de la respiration (fongicide QoI)	Yes	>2000	1200	180,7	GC	0,000750	0,002500
Boscalid	Pyridinecarboxamide	Inhibition de la succinate déshydrogénase (SDHI)	Yes	>2000	25,4	254	GC	0,000484	0,001613
Bupirimate	Pyrimidine	Métabolisme des acides nucléiques (adénosine désaminase)	Yes	>10000	≥98	34	GC	0,022556	0,075188
Carbendazim	Benzimidazole-Carbamate	Cytosquelette et protéines motrices (inhibition de l'assemblage de la β-tubuline lors de la mitose)	No	>2250	26,4	22	LC	0,004200	0,014000

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Chlorothalonil	Chloronitrile	Activité multisite	No	>2000	58,2	17,9	GC	0,045000	0,135000
Cyazofamid	Imidazole	Action préventive foliaire et du sol avec une certaine persistance. Inhibition de la respiration, inhibition du complexe III	Yes	>2000	150,7	4,5	LC	0,101000	0,231000
Cyproconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	94	1,4	129	GC	0,019182	0,063939
Cyprodinil	Anilinopyrimidine	Synthèse des acides aminés et des protéines (inhibition de la synthèse protéique)	Yes	>500	64	45	GC	0,001089	0,003628
Difenoconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	>2150	9,71	91,8	GC	0,035885	0,119617
Dimethomorph	Morpholine	Inhibition de la synthèse de la cellulose	Yes	>2000	60,4	44	GC	0,007246	0,024155
Dimoxystrobine	Oximino-acetamide	Inhibition du site externe des quinones (QoI)	Yes	>2000	36	22,9	GC	0,003846	0,012821
Diphenylamine	Amide	Inhibition de la biosynthèse des polyènes et des isoprènes	No	>2250	NA	-	GC	0,001293	0,004310
Epoxiconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	No	>2000	0,91	97,7	LC	0,002727	0,009091
Etridiazole	Thiadiazole	Inhibition de la peroxydation lipidique	Yes	560	NA	20	GC	0,187500	0,625000

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Fenarimol	Pyrimidine	Perturbation de la fonction membranaire (inhibition de la déméthylation, DMI)	No	>2000	NA	74	GC	0,000517	0,001724
Fenpropidin	Piperidine	Inhibition de la biosynthèse des stérols dans les membranes	Yes	1899	14,6	49,2	GC	0,007500	0,025000
Fenpropimorph	Morpholine	Inhibition de la biosynthèse des stérols dans les membranes	No	>2000	>30,3	25,5	GC	0,002778	0,009259
Fludioxonil	Phenylpyrrole	Transduction du signal osmotique	Yes	>2000	11,1	16	GC	0,037000	0,379000
Flusilazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	No	>1590	NA	94	GC	0,014423	0,048077
Folpet	Phthalimide	Activité multisite	Yes	>2510	>78,3	3	GC	0,050000	0,166667
Isopyrazam	Carboxamide	Inhibition de la succinate déshydrogénase (SDHI)	Yes	>2000	32,5	72	LC	0,011297	0,037656
Kresoxim-methyl	Oximinoacetate	Inhibition du site externe des quinones (QoI)	Yes	>2150	51,7	1,0	GC	0,018750	0,062500
Metalaxyl-M	Acylalanine	Perturbation de la synthèse des acides nucléiques fongiques (ARN polymérase I)	Yes	981	84	14,1	LC	0,000252	0,000840
Metconazole	Triazole	Inhibition systémique de la biosynthèse de l'ergostérol	Yes	787	6,19	134,7	LC	0,098000	0,256000
Myclobutanil	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	510	24,2	35	GC	0,021429	0,071429

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Penconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	>1590	28,6	89,7	GC	0,011592	0,038640
Prochloraz	Imidazole	Inhibition de la biosynthèse des stérols (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	662	33,1	68,8	GC	0,017045	0,056818
Procymidone	Dicarboximide	Transduction du signal osmotique	No	>4092	NA	208,3	GC	0,016393	0,054645
Propiconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	No	>2510	25,5	35,2	GC	0,001000	0,003333
Pyraclostrobin	Methoxy-carbamate	Inhibition du site externe des quinones (QoI)	Yes	>2000	105	33,3	LC	0,011297	0,037656
Pyrimethanil	Anilinopyrimidine	Synthèse des acides aminés et des protéines (inhibition de la synthèse protéique)	Yes	>2000	95,96	31,4	GC	0,150000	0,500000
Quinoxyfen	Aryloxyquinoline	Transduction du signal (mécanisme inconnu)	No	>2250	NA	169,3	GC	0,004839	0,016129
Spiroxamine	Spiroketal-amine	Inhibition de la biosynthèse des stérols dans les membranes	Yes	565	5,4	52,4	GC	0,028000	0,093500
Tebuconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	1988	5,8	47,1	GC	0,006757	0,022523
Tetraconazole	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	Yes	132	NA	430	GC	0,027273	0,090909
Tolylfluanid	Sulphamide	Activité multisite	No	>2000	NA	6	GC	0,007500	0,025000

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Triadimenol	Triazole	Inhibition de la biosynthèse de l'ergostérol (inhibition de la déméthylation, DMI)	No	>2000	7,5	36,5	GC	0,052632	0,175439
Trifloxystrobine	Oximino-acetate	Inhibition du site externe des quinones (QoI)	Yes	>2000	31	1,69	GC	0,039474	0,131579
Zoxamide	Toluamide	Cytosquelette et protéines motrices (polymérisation de la tubuline)	Yes	>2000	122,8	6	GC	0,024351	0,081169
HERBICIDES									
2,4-D	Phenoxycarboxylate	Mimétiques de l'auxine	Yes	>500	>100	28,8	GC	0,011538	0,038462
Acetochlor	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	No	928	NA	12,1	GC	0,028000	0,093500
Aclonifen	Diphenylether	Inhibition de la solanésyl-diphosphate synthase (SDPS)	Yes	>2000	>141	80,4	GC	0,044118	0,147059
Alachlor	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	No	1536	NA	14	GC	0,027778	0,092593
Bifenox	Diphenylether	Inhibition de la protoporphyrinogène oxydase (PPO)	Yes	>2000	290	17,3	GC	0,001154	0,003846
Carbetamide	Carbamate	Inhibition de l'organisation des microtubules	No	>2000	169	8	LC	0,005282	0,017606
Chloridazon	Pyridazinone	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	No	>2000	21,8	18,6	GC	0,021277	0,070922

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Chlorotoluron	Phenylurea	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	Yes	272	9,6	12,5	LC	0,007853	0,026178
Chlorpropham	Carbamate	Inhibition de l'organisation des microtubules	No	>2000	94,7	13,1	GC	0,056000	0,158000
Clomazone	Isoxazolidinone	Inhibition de la désoxy-D-xylulose-phosphate synthase (DXPS)	Yes	>2224	76,5	27,3	GC	0,012097	0,040323
Dicamba	Benzoate	Mimétiques de l'auxine	Yes	188	77	3,9	GC	0,124000	0,436000
Dichlobenil	Nitrile	Inhibition de la synthèse de la cellulose	No	698	NA	5,4	GC	0,015306	0,051020
Diclofop-methyl	Aryloxyphenoxy-propionate	Inhibition de l'acétyl-CoA carboxylase (ACCase)	Yes	> 2250	20	19	GC	0,018293	0,060976
Diflufenican	Phenylether	Inhibition de la phytoène désaturase (PDS)	Yes	>2150	91,84	64,6	GC	0,013043	0,043478
Dimethachlore	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	524	102	3,2	GC	0,028000	0,093500
Dimethenamid-P	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	>1068	114	15,8	GC	0,028000	0,093500
Diuron	Phenylurea	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	No	1104	NA	229	LC	0,004190	0,013966
Ethofumesate	Benzofurane	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	>2000	265	37,8	GC	0,007184	0,023946

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Flumioxazin	N-Phenylimide	Inhibition de la protoporphyrinogène oxydase (PPO)	Yes	>2250	34,3	17,6	GC	0,042000	0,112000
Flurochloridone	Organochlorine	Inhibition de la phytoène désaturase (PDS)	Yes	>2150	NA	40,6	GC	0,120968	0,403226
Foramsulfuron	Sulfonylurea	Inhibition de l'acétolactate synthase (ALS)	Yes	>2000	104	25,4	LC	0,004115	0,013717
Isoproturon	Phenylurea	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	No	1401	NA	23	LC	0,001807	0,006024
Isoxaflutole	Oxazole	Inhibition de l'hydroxyphényl-pyruvate dioxygénase (HPPD)	Yes	>2150	25	1,3	GC	0,038462	0,128205
Lenacil	Uracil	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	Yes	>2000	100,4	39,8	GC	0,100000	0,333333
MCPA	Phenoxycarboxylate	Mimétiques de l'auxine	Yes	377	93,2	25	GC	0,157895	0,526316
Mecoprop-P	Phenoxycarboxylate	Mimétiques de l'auxine	Yes	500	70,9	21	GC	0,050000	0,166667
Metamitron	Triazinone	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	Yes	1302	81,5	11,1	GC	0,057692	0,192308
Metazachlor	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	>2000	76,5	6,8	GC	0,040939	0,136463
Nicosulfuron	Sulfonylurea	Inhibition de l'acétolactate synthase (ALS)	Yes	>2000	171	19,3	LC	0,007296	0,024319
Oxadiazon	N-phenyl-oxadiazolone	Inhibition de la protoporphyrinogène oxydase (PPO)	No	>2150	NA	165	GC	0,008571	0,028571

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Pendimethalin	Dinitroaniline	Inhibition de l'assemblage des microtubules	Yes	1421	17,5	100,6	GC	0,026577	0,088590
Picloram	6-Chloropicolinates	Mimétiques de l'auxine	Yes	> 1944	65	33,7	GC	0,027076	0,090253
Propyzamide	Amide	Inhibition de l'assemblage des microtubules	Yes	6578	30,9	50,5	GC	0,002143	0,007143
Prosulfocarb	Thiocarbamate	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	>2250	131	9,8	GC	0,098000	0,358000
S-Metolachlor	Chloroacetamide	Inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne (VLCFA)	Yes	≥2510	NA	23,17	GC	0,009615	0,032051
Sulcotrione	Triketone	Inhibition de l'hydroxyphényl-pyruvate dioxygénase (HPPD)	Yes	>1350	NA	3,6	LC	0,002143	0,007143
Tebutam	Amide	Inhibition de l'assemblage des microtubules	No	>5000	NA	60	GC	0,052632	0,175439
Terbutryn	Triazine	Inhibition de la photosynthèse au niveau du photosystème II	No	>4640	NA	52	LC	0,012000	0,038000
Trifluralin	Dinitroaniline	Inhibition de l'assemblage des microtubules	No	>2250	102,85	170	GC	0,008427	0,028090
Triflusulfuron-methyl	Sulfonylurea	Inhibition de l'acétolactate synthase (ALS)	Yes	>2250	27,6	4,5	LC	0,001071	0,003571
INSECTICIDES									
Acetamiprid	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	No	98	9,5	3	LC	0,010000	0,034000

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Bifenthrin	Pyrethroid	Modulation des canaux sodiques	No	1800	6,63	86,8	GC	0,003488	0,011628
Carbaryl	Carbamate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	>2000	NA	16	GC	0,028000	0,102000
Chlorantraniliprole	Diamide	Modulateurs du récepteur à la ryanodine	Yes	>2250	>10,1	204	LC	0,000781	0,002604
Chlorfenvinphos	Organophosphate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	80	NA	30	LC	0,050000	0,166667
Chlorpyrifos	Organophosphate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	39,2	2,885	27,6	GC	0,016667	0,055556
Chlorpyrifos-methyl	Organophosphate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	923	NA	1,24	GC	0,028000	0,093500
Clothianidin	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	No	430	56,8	121,2	LC	0,010326	0,034419
Cyantraniliprole	Diamide	Modulation du récepteur à la ryanodine	Yes	>2250	93,2	32,4	LC	0,111111	0,370370
Cypermethrin	Pyrethroid	Modulation des canaux sodiques	Yes	>9520	4,29	21,9	GC	0,001250	0,004167
Deltamethrin	Pyrethroid	Modulation des canaux sodiques	Yes	>2250	>55	21	GC	0,000882	0,002941
Diflubenzuron	Benzoylphenylurea	Inhibition de la biosynthèse de la chitine affectant la CHS1	No	>5000	42,7	3	LC	0,010000	0,003000
Fenoxycarb	Carbamate	Modulation du récepteur de l'hormone juvénile	No	>3000	17,7	5,94	GC	0,001154	0,003846
Flufenoxuron	Benzoylureas	Inhibition de la biosynthèse de la chitine affectant la CHS1	No	>2000	NA	42,9	LC	0,011297	0,037656

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Imidacloprid	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	No	31	9,3	174	LC	0,015000	0,043000
Indoxacarb	Oxadiazine	Blocage des canaux sodiques voltage-dépendants	Yes	73,5	NA	5,97	GC	0,006944	0,023148
lambda-Cyhalothrin	Pyrethroid	Modulation des canaux sodiques	Yes	>3950	3,3	26,9	GC	0,024194	0,080645
Lindane	Organochlorine	Antagoniste des canaux chlorure activés par le GABA	No	122	NA	148	GC	0,035294	0,117647
Lufenuron	Benzoylurea	Inhibition de la biosynthèse de la chitine affectant la CHS1	No	2000	NA	256	LC	0,010490	0,034965
Malathion	Organophosphate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	359	NA	1	GC	0,058140	0,193798
Nitenpyram	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	*	1124	NA	8	LC	0,009000	0,030000
Pirimicarb	Carbamate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	Yes	20,9	12,1	9	GC	0,011719	0,039063
Propoxur	Carbamate	Inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE)	No	>25,9	NA	28	GC	0,098000	0,352000
Pymetrozine	Pyridine	Modulation des canaux TRPV des organes chordotonaux	No	>2000	21,8	22,6	LC	0,021750	0,072500
Spinosyn-A	Spinosyn	Modulateurs allostériques du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR), site I	Yes	>1333	NA	27,4	LC	0,000206	0,000687

Nom du composé	Famille chimique	Mode d'action	Approbation en Europe	Bird LD_{50}	NOEL	DT_{50}	Méthode analytique	LOD	LOQ
Spinosyn-D	Spinosyn	Modulateurs allostériques du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR), site I	Yes	>1333	NA	25,3	LC	0,000888	0,002960
Tebufenpyrad	Pyrazole	Inhibition du transport d'électrons du complexe I mitochondrial	Yes	>2000	6,6	4,5	GC	0,016667	0,055556
Thiacloprid	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	No	35	3,73	8,1	LC	0,001429	0,004762
Thiamethoxam	Neonicotinoid	Modulateurs compétitifs du récepteur nicotinique de l'acétylcholine (nAChR)	No	576	29,4	39	LC	0,012379	0,041262
SAFENER									
Benoxacor	Benzoxazine	Accélère la détoxification du métolachlore. Ne présente aucune activité biocide propre.	*	NA	NA	NA	GC	0,021000	0,067000
Isoxadifen	Unclassified	Augmente la sélectivité du foramsulfuron chez le maïs en réduisant sa translocation.	*	NA	NA	NA	LC	0,011000	0,067000
SYNERGIST									
Piperonyl butoxide	Benzodoxiole	Bloque le système naturel de détoxification des ravageurs. Inhibiteur des monooxygénases dépendantes du cytochrome P450.	*	>2250	NA	13	GC	0,000441	0,001471

Influence de l'agriculture biologique sur la contamination aux pesticides et les effets sublétaux chez les passereaux des agroécosystèmes

Résumé : L'intensification agricole et l'usage de pesticides de synthèse constituent l'une des principales causes du déclin mondial de la biodiversité, notamment des populations aviaires des milieux agricoles. Néanmoins, leurs effets ont été principalement étudiés en conditions expérimentales et des lacunes importantes subsistent concernant la contamination *in natura* des oiseaux sauvages par des mélanges de pesticides et les effets cocktails associés. Mes travaux de thèse visent, d'une part, à caractériser la contamination aux pesticides et leurs effets sublétaux chez différentes espèces de passereaux, et d'autre part à évaluer le rôle potentiel de l'agriculture biologique dans leur réduction. L'effet de l'éloignement des jardins d'habitation aux parcelles traitées sur les niveaux de contamination aux pesticides est également exploré. À cet égard, 13 espèces de passereaux ont été capturées dans des milieux agricoles et des villages de la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, et plus d'une centaine de composés de pesticides a été recherchée dans le sang. Tout d'abord, mes résultats montrent que la contamination des passereaux est généralisée, mais que les niveaux de contamination aux pesticides peuvent être réduits par l'augmentation de la proportion d'agriculture biologique dans le domaine vital des passereaux et par l'éloignement du site de capture à la parcelle traitée. De plus, la contamination par des mélanges de pesticides induit de nombreux effets sur la morphologie, la physiologie et le comportement des oiseaux sauvages. Pour finir, mes travaux indiquent que l'agriculture biologique pourrait constituer un levier potentiel d'atténuation des risques pour la santé et la reproduction des passereaux. Les patrons de contamination aux pesticides et leurs effets associés varient toutefois entre les espèces, suggérant des mécanismes de détoxication spécifiques et/ou des voies d'exposition différentes, potentiellement liées à l'écologie des espèces. Finalement, bien que les passereaux puissent être utilisés comme bioindicateurs de la contamination aux pesticides, certaines espèces apparaissent plus pertinentes que d'autres à l'échelle locale. Ces travaux apportent ainsi de nouveaux éléments sur la contamination *in natura* des passereaux et les effets sublétaux des pesticides. Cet enjeu apparaît crucial pour mieux comprendre les risques pour la santé des êtres humains, dans le cadre de l'approche « Une Seule Santé ».

Mots clés : agriculture biologique, écotoxicologie, effets sublétaux, mélanges de pesticides, modèles agricoles, oiseaux des milieux agricoles

Influence of organic farming on pesticide contamination and sublethal effects in passerine birds in agroecosystems

Summary: Agricultural intensification and the use of synthetic pesticides are among the main causes of global biodiversity decline, particularly among farmland bird populations. However, their effects have mainly been studied under experimental conditions, and significant gaps remain regarding the contamination of wild birds by pesticide mixtures *in natura* and their associated cocktail effects. My thesis work aims to characterise pesticide contamination and sublethal effects in different passerine species, and to assess the potential role of organic farming in reducing pesticide levels and their effects. The effect of the distance between residential gardens and treated plots on pesticide contamination levels was also explored. Thirteen passerine species were captured in agricultural areas and villages in the Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, and more than a hundred pesticide compounds were screened in their blood. Firstly, my results show that contamination of passerines is widespread, but that pesticide contamination levels can be reduced by increasing the proportion of organic farming in passerines' home ranges and increasing the distance between the capture site and the nearest treated plots. In addition, pesticide mixtures induce numerous effects on morphology, physiology and behaviour of wild birds. Finally, my work indicates that organic farming could be a potential lever for mitigating risks to the health and reproduction of passerines. Nonetheless, pesticide contamination patterns and their associated effects vary between species, suggesting different detoxification processes or exposure pathways, potentially linked to species ecology. Finally, although passerines can be used as bioindicators of pesticide contamination, some species appear to be more relevant than others at the local level. This work thus provides new insights into the *in natura* contamination of passerines and the sublethal effects of pesticides. This issue appears crucial to better understanding the risks to human health within the "One Health" framework.

Keywords: agricultural systems, farmland birds, ecotoxicology, organic farming, pesticide mixtures, sublethal effects

Centre d'Études Biologiques de Chizé
USC 1339 INRAE – CNRS - La Rochelle Université
405 route de Prissé-la-Charrière
79360 Villiers-en-Bois, France