

Fig. 1. Évolution temporelle de l'abondance des oiseaux en Europe entre 1996 et 2016 pour les pays participant au Programme paneuropéen commun de surveillance des oiseaux (PECBMS) ( $n = 28$ , pays non PECBMS en gris). Pour chaque pays, la couleur représente la pente (rouge pour le déclin, bleu pour l'augmentation) et la ligne noire correspond à la série temporelle de l'indice multispécifique (MSI) entre 1996 et 2016 (listes d'espèces par pays en Annexe SI, Annexe 5). (A) Changement dans l'abondance des espèces des terres agricoles (MSI par pays sur 19 espèces) montrant un déclin global brutal tout en ralentissant. (B) Changement d'abondance des espèces forestières (MSI par pays sur 25 espèces) montrant un déclin linéaire global. (C) Evolution de l'abondance des citadins (MSI par pays sur 22 espèces) montrant une trajectoire globalement stable. (D) Changement d'abondance des habitants du froid (gris clair, MSI par pays sur 35 espèces) montrant un déclin linéaire global. Changement d'abondance des habitants chauds (gris foncé, MSI par pays sur 35 espèces) montrant une trajectoire globalement stable. Couleur pour les tendances des habitants chauds dans la partie sud des pays et couleur pour les habitants froids dans la partie nord des pays.

intrants et une réduction de l'hétérogénéité de l'habitat (23)] pour expliquer le déclin des oiseaux des terres agricoles (24, 25), tandis que la modification de l'utilisation des terres, comme le changement du couvert forestier ou l'étalement urbain et le changement climatique, constituent d'importantes pressions pour d'autres groupes d'oiseaux, espèces (21). Pourtant, les effets relatifs des pressions multiples sur la dynamique des populations n'ont guère été testés à grande échelle spatiale, car les réponses des populations d'oiseaux à ces pressions restent principalement évaluées à l'aide d'un ensemble limité de pressions à l'échelle continentale (26). De plus, les connaissances actuelles sur les réponses des populations d'oiseaux à ces pressions reposent majoritairement sur des approches corrélatives indirectes, limitant ainsi le champ d'interprétation (27, 28). Dans ce contexte, nous ne comprenons toujours pas comment ces pressions anthropiques majeures affectent la dynamique spatio-temporelle à grande échelle des populations d'oiseaux européens.

Pour étendre et compléter les résultats des études précédentes à grande échelle (26, 29), nous proposons une approche qui vise à 1) classer les pressions selon leur effet global sur la dynamique des populations d'oiseaux et 2) renforcer les résultats corrélacionnels existants sur la relation entre les pressions, les espèces d'oiseaux et leurs caractéristiques écologiques. Nous menons donc une analyse combinée originale basée sur les tendances [en utilisant une régression partielle des moindres carrés (PLS) (30, 31) pour estimer l'effet global de chaque pression sur les oiseaux communs européens ainsi que la force relative de ces effets] et les séries temporelles (à la limite des liens de causalité entre les pressions et les réponses) des populations d'oiseaux et des pressions. Plusieurs méthodes peuvent aider à rechercher des liens de causalité entre les moteurs et les réponses des espèces, notamment en utilisant l'accumulation de preuves ou la suppression des facteurs de confusion (27).

Une autre option consiste à utiliser l'analyse de séries chronologiques. Des méthodes récentes telles

car la cartographie croisée convergente (CCM) et la S-map (32–34) ont permis de détecter et de quantifier les relations «causales» entre les séries chronologiques pour les espèces et les facteurs et pressions anthropiques. Ainsi, une causalité a été définie dans le contexte des systèmes dynamiques (35) et n'émerge pas du plan expérimental (28) ; nous l'appellerons quasicausalité pour éviter des interprétations erronées du concept. CCM et S-map sont basés sur la reconstruction de l'espace d'état à partir de séries temporelles et peuvent être utilisés : i) pour déterminer les liens entre les séries temporelles de facteurs abiotiques et les séries temporelles d'espèces (36, 37) et ii) pour quantifier la force de ces influences (38). Cette approche fournit donc un moyen d'évaluer les influences de facteurs spécifiques qui est complémentaire à l'analyse des tendances, car les influences sont estimées pour chaque espèce et peuvent ensuite être liées aux traits de l'espèce.

Dans la présente étude, nous évaluons les effets de quatre pressions anthropiques majeures, y compris l'intensification agricole mesurée comme la couverture des fermes avec un apport élevé de pesticides et d'engrais, l'utilisation des terres avec changement de couverture forestière, l'urbanisation et le changement climatique mesuré comme le changement de température, à grande échelle.

dynamique spatio-temporelle des populations d'oiseaux européens. Nous utilisons le plus grand ensemble de données disponible (39) résultant de la combinaison d'enquêtes standardisées sur les oiseaux nicheurs menées dans 28 pays de 1980 à 2016 (représentant 170 espèces d'oiseaux communes surveillées sur plus de 20 000 sites avec des protocoles standardisés) pour : 1) la dynamique spatio-temporelle à l'échelle des populations d'oiseaux européennes sur 37 ans ; 2) les relier à la dynamique spatio-temporelle globale des quatre pressions au cours des dernières décennies, sur la base des analyses de tendances et de séries temporelles ; et 3) étudier si et quelles combinaisons de traits d'espèces étaient plus susceptibles d'être affectées positivement ou négativement.

## Résultats

1) Population d'oiseaux et dynamique de la pression. Les séries chronologiques d'oiseaux communs en Europe ont montré une baisse générale de l'abondance entre 1980 et 2016 ( $-25,4\% \pm 2,8$ ) (Fig. 1 et voir les tendances pour chaque pays dans l'annexe SI, l'annexe 1). Cette baisse n'est pas également répartie

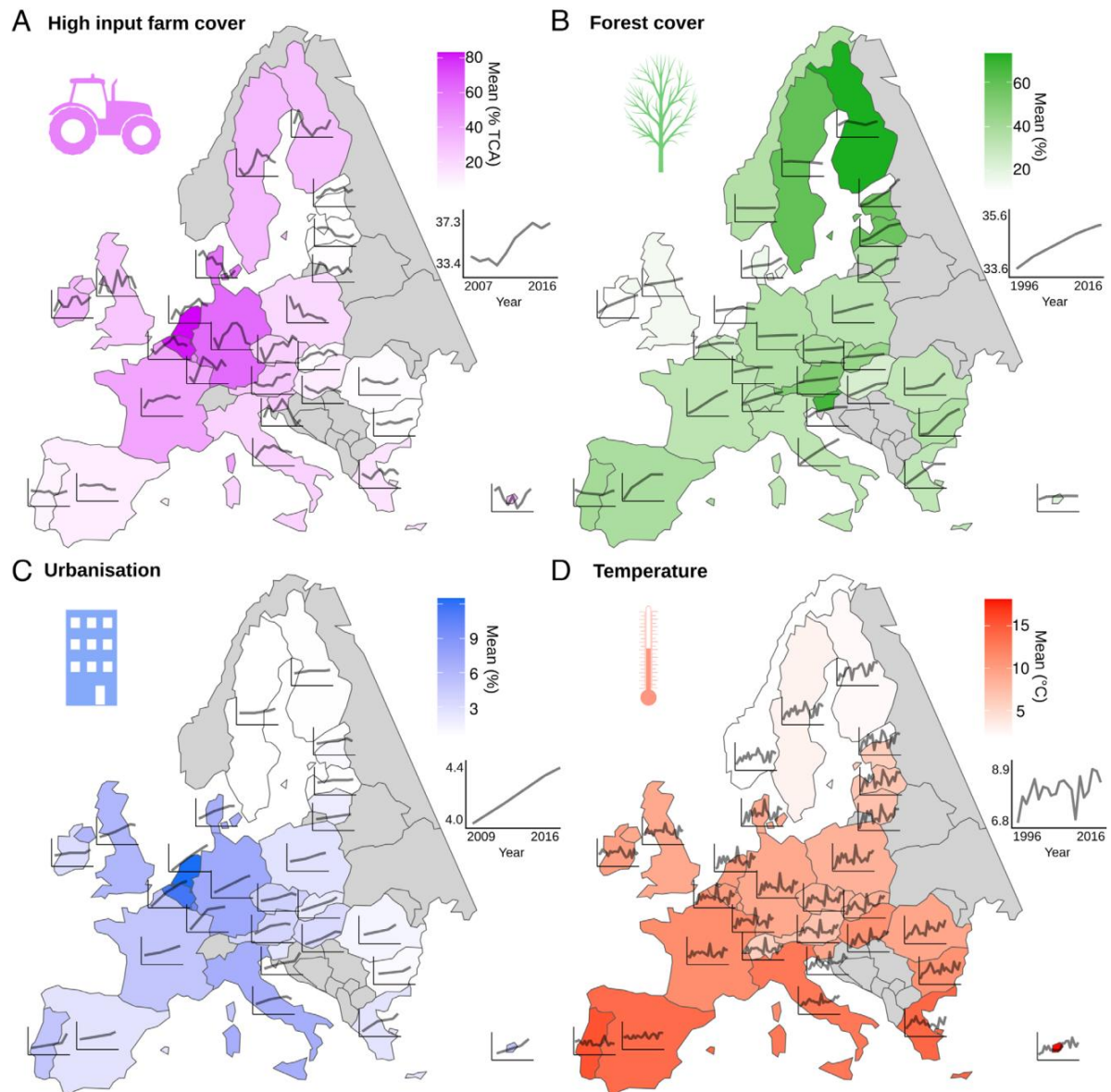


Fig. 2. Pressions anthropiques pour les pays participant au Programme paneuropéen commun de surveillance des oiseaux (PECBMS) ( $n = 28$ , pays non-PECBMS et pays sans données disponibles en gris). Pour chaque pays et chaque pression, la couleur représente la moyenne et la ligne noire correspond à la série temporelle. (A) Couvert agricole à fort intrant (% de la superficie totale cultivée couverte par des exploitations à fort intrant), période couverte par les données 2007 à 2016. (B) Couvert forestier (% de la surface du pays), 1996 à 2016. (C) Urbanisation (% de la surface du pays), 2009 à 2016. (D) Température (°C), 1996 à 2016.

entre les différents groupes d'espèces. Plus précisément, les populations d'espèces des terres agricoles ont été plus touchées ( $-56,8\% \pm 4,9$ , Fig. 1A) que d'autres groupes d'oiseaux communs tels que les oiseaux des bois ( $-17,7\% \pm 9,0$ , Fig. 1B), les citadins ( $-27,8\% \pm 3,6$ , Fig. 1C), les habitants du froid ( $-39,7\% \pm 3,1$ , Fig. 1D) et les habitants du chaud ( $-17,1\% \pm 8,1$ , Fig. 1D). De plus, les espèces des terres agricoles et des habitants du froid sont universellement en déclin dans presque tous les pays européens (Fig. 1 A et D), à l'exception de certains pays de l'Est pour lesquels les données de surveillance sont disponibles sur une période plus courte, alors que les tendances sont plus diversifiées entre les pays pour les citadins et les boisés (Fig. 1 B et C).

Une hétérogénéité significative des facteurs potentiels de changement des populations d'oiseaux existe entre les pays, notamment en ce qui concerne le type et l'intensité des changements d'utilisation des terres (Fig. 2). Par exemple, l'intensification agricole ( $+2,1\% \pm 0,9$  entre 2007 et 2016, Fig. 2A) et l'urbanisation ( $+0,4\% \pm 0,0$  entre 2009 et 2016, Fig. 2C) sont plus sévères dans les pays d'Europe occidentale que dans les pays d'Europe orientale. Le changement de température est plus rapide aux latitudes élevées ( $+13,2\% \pm 10,5$  entre 1996 et 2016, Fig. 2D), tandis que la progression des forêts naturelles ou des plantations forestières est dépendante des pays ( $+2,1\% \pm 0,1$  entre 1996 et 2016, Fig. 2B).

2) Effets des pressions sur les populations d'oiseaux. L'analyse des tendances (PLS) révèle que l'intensification agricole est la principale pression négativement liée à la tendance des espèces (coefficient PLS pour la couverture agricole à intrants élevés =  $-0,037 \pm 0,015$ , coefficient PLS pour la tendance de la couverture agricole à intrants élevés =  $-0,037 \pm 0,022$ , Fig. 3A et résultats supplémentaires dans l'annexe SI, annexe 2). La couverture d'urbanisation croissante est également négativement liée à la tendance des espèces (coefficient PLS pour la tendance d'urbanisation =  $-0,036 \pm 0,015$ , Fig. 3A). Le changement du couvert forestier n'est pas lié à un changement global positif ou négatif chez les oiseaux communs (PLS

coefficient pour le couvert forestier =  $0,000 \pm 0,003$ , Fig. 3A). Le changement de température est négativement lié aux tendances des espèces (coefficient PLS pour la tendance de la température =  $-0,015 \pm 0,013$ , Fig. 3A).

À l'aide de CCM et de S-map, nous avons constaté que la plupart des espèces sont négativement affectées par une couverture agricole à intrants élevés (31 des 50 espèces pour lesquelles un impact a été identifié, Fig. 3B). Cette analyse confirme également l'influence négative de l'urbanisation, liée à 21 séries temporelles d'espèces (12 négativement et neuf positivement, Fig. 3B). En revanche, les séries chronologiques forestières ont été plus positivement liées aux séries chronologiques des espèces (neuf négativement et 16 positivement sur les 25 pour lesquelles un impact a été identifié, Fig. 3B). Enfin, les effets des séries temporelles de température ont été équilibrés entre les 55 séries temporelles d'espèces significativement impactées (27 négativement et 28 positivement, Fig. 3B).

3) Syndrome des traits. Il convient de noter que pour chaque pression, certaines espèces peuvent encore en bénéficier, tandis que de nombreuses autres en sont affectées négativement. Nous analysons donc les traits écologiques spécifiques (8) communs aux espèces impactées par les pressions (Fig. 4). Nous constatons une influence principalement négative du couvert agricole à fort apport non seulement pour les espèces des terres agricoles, mais également pour les espèces dont le régime alimentaire est au moins en partie à base d'invertébrés pendant la saison de reproduction, les migrateurs au long cours et les oiseaux des bois, c'est-à-dire une grande majorité des oiseaux communs (8). Le couvert forestier a principalement influencé positivement les migrants à longue distance. Les espèces des terres agricoles, les espèces granivores et les espèces dont le régime alimentaire est à base d'invertébrés ont été principalement affectées négativement par l'urbanisation. Enfin, l'influence de la température a été principalement positive pour les habitants chauds, les citadins, les espèces forestières et les spécialistes, mais principalement négative pour les habitants froids, les migrateurs longue distance, les espèces des terres agricoles, les généralistes et les espèces à base d'invertébrés ou granivores.

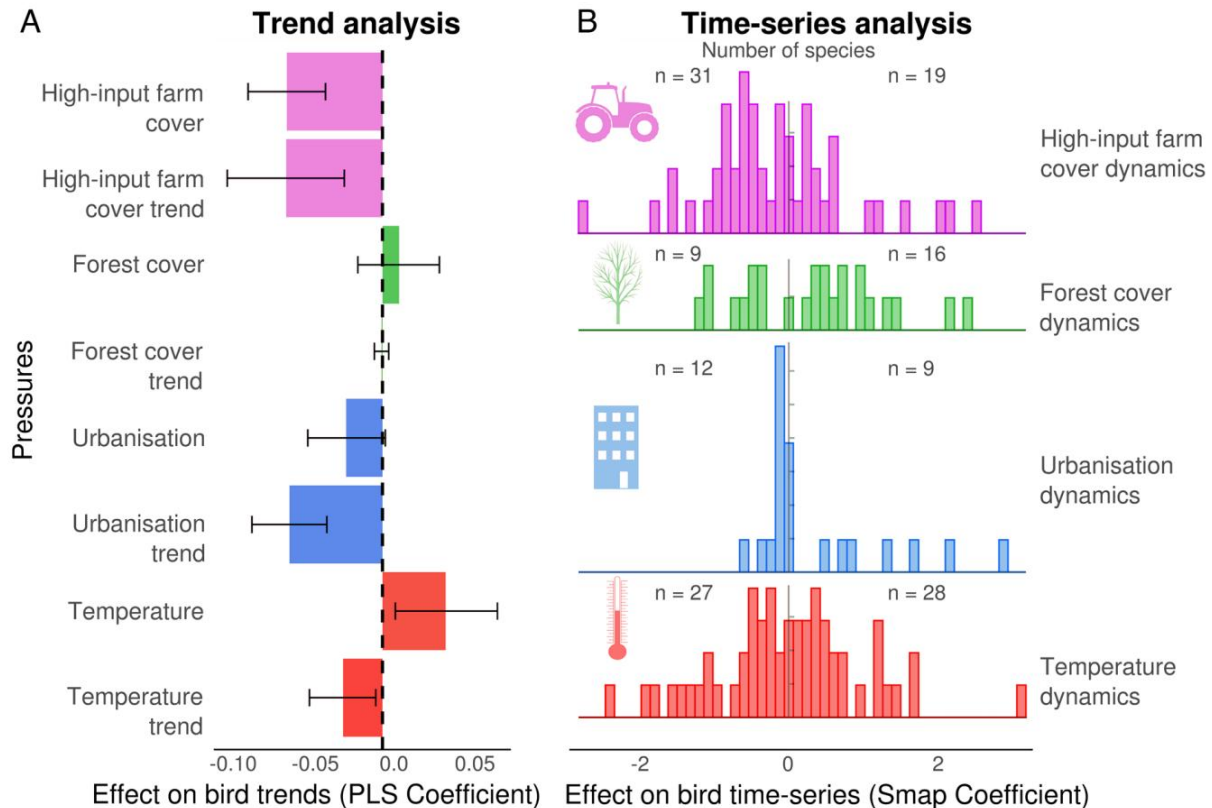


Fig. 3. Relation entre les pressions anthropiques et les tendances aviaires et les séries chronologiques. (A) Effets relatifs de la couverture agricole à intrants élevés, de la couverture forestière, de l'urbanisation et de la température et de leurs tendances sur les tendances des oiseaux (1996 à 2016, 141 espèces) obtenus par régression partielle des moindres carrés (PLS). Les CI corrigés du biais et accélérés sont affichés. (B) Distribution de la force de l'influence des pressions (coefficients S-map à l'échelle) sur les séries chronologiques d'oiseaux. Le nombre d'espèces avec des coefficients S-map moyens négatifs et positifs est indiqué.

## Discussion

A notre connaissance, notre étude fournit l'une des analyses les plus complètes, à l'échelle de l'Europe continentale, de l'effet des pressions anthropiques sur la dynamique des populations d'oiseaux nicheurs communs.

Alors que les études précédentes ont représenté une avancée essentielle pour la compréhension du déclin des populations d'oiseaux à grande échelle (20, 26, 29), notre étude fournit deux développements critiques en mesurant l'importance relative de quatre pressions principales à grande échelle et avec des estimations quasi causales.

À l'échelle de l'Europe continentale, la relation négative entre l'utilisation de pesticides et d'engrais correspond au principal moteur du déclin des populations d'oiseaux. Jusqu'à présent, la préférence d'habitat d'une espèce a été un facteur clé dans l'évaluation de l'impact des pressions anthropiques (29). En particulier, la forte diminution des oiseaux des terres d'élevage est de plus en plus liée à l'intensification de l'agriculture, et notamment à l'utilisation des pesticides, en Europe et en Amérique du Nord (27, 40). Ici, tant l'analyse PLS de l'effet relatif des principales pressions anthropiques que l'approche quasi causale du CCM soulignent que l'agriculture à haut niveau d'intrants est la pression la plus influente expliquant les changements de population d'oiseaux, et pas seulement pour les espèces des terres agricoles. Cet effet négatif est également visible dans les pays où l'intensité agricole moyenne est plus faible, car l'effet d'une intensification est encore plus important dans ces pays (voir les effets interactifs dans l'annexe S1, annexe 2). De plus, les populations d'oiseaux dans les pays ayant des unités de production agricole plus petites sont en meilleur état (annexe S1, annexe 2), ce qui indique que l'augmentation de la taille des unités de production, autre aspect clé de l'intensification agricole, contribue également au déclin des populations d'oiseaux, probablement par la réduction de l'hétérogénéité de l'habitat (41). Nous admettons que les données sur l'utilisation des intrants chimiques

(pesticides et engrais) sont encore très grossiers et cela ne nous permet pas, par exemple, de comprendre les mécanismes complexes derrière la relation que nous découvrons. Compte tenu de l'importance cruciale de cette pression, la législation sur la disponibilité de telles données sur l'utilisation des intrants à une échelle spatiale et temporelle précise pour tous les pays européens devrait être renforcée. Cependant, bon nombre des impacts délétères de l'intensification agricole sont connus, en particulier ceux des pesticides et des engrais sur les insectes et autres invertébrés qui peuvent impliquer des effets de cascade trophique sur les oiseaux (42).

Les invertébrés représentent une partie importante du régime alimentaire de nombreux oiseaux à au moins certains stades de développement. Ils sont particulièrement cruciaux en période de reproduction pour 143 espèces parmi les 170 espèces étudiées pour lesquelles, par exemple, une réduction de la disponibilité alimentaire est susceptible d'impacter le succès reproducteur en modifiant le comportement parental et la survie des oisillons en plus de la contamination directe par la consommation de graines, et accumulation trophique avec effet subléthal (43).

Au-delà des pratiques agricoles, d'autres moteurs sont en jeu. L'urbanisation, qui a augmenté dans tous les pays européens, peut aussi être liée au déclin global de l'avifaune. Bien qu'une analyse détaillée du lien spécifique entre l'urbanisation et chaque espèce puisse nécessiter des séries chronologiques plus précises pour l'urbanisation, les données disponibles suggèrent un impact négatif pour la plupart des espèces. La dynamique du couvert forestier a tendance à être principalement liée à une augmentation des populations d'oiseaux, mais l'augmentation globale du couvert forestier n'est pas reflétée par la dynamique des populations d'espèces boisées, ni visible dans les tendances de l'ensemble des espèces. L'augmentation du couvert forestier en Europe au cours des dernières décennies peut masquer d'autres changements, notamment dans la qualité des forêts, comme le déclin des forêts anciennes qui sont essentielles à de nombreuses espèces résidentes des terres boisées (44). Plus largement, des impacts différents sont attendus sur les oiseaux entre le reboisement par les

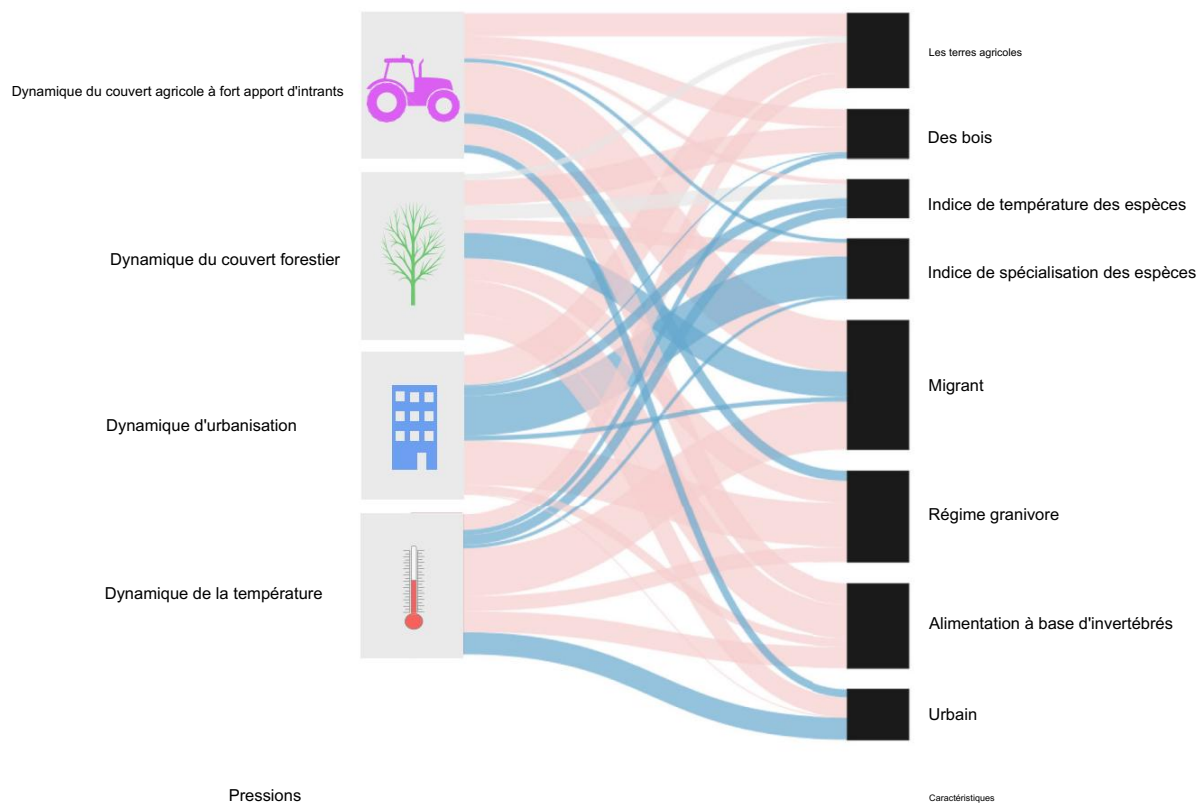


Fig. 4. Les résultats de la régression des moindres carrés partiels entre chaque influence de la pression sur les séries chronologiques des espèces et les traits des espèces. Les effets non significatifs sont représentés en gris, les effets négatifs en rouge clair et les effets positifs en bleu. L'ampleur de l'effet est affichée par la largeur de la ligne, mise à l'échelle pour chaque pression.

la repousse après l'abandon de l'agriculture, et la fermeture subséquente des habitats ne devrait pas profiter aux espèces des habitats ouverts.

Enfin, le changement de température a non seulement eu un impact négatif global sur l'avifaune commune dans son ensemble, mais a également clairement séparé les espèces positivement affectées, principalement les habitants chauds, des espèces affectées négativement, principalement les habitants froids. L'effet du changement de température doit donc être considéré en parallèle avec la capacité des espèces à suivre le changement de température à la fois dans l'espace et dans le temps. La dette climatique de la réponse des oiseaux au changement climatique, causée par le décalage dans le temps de leur déplacement géographique, est amplifiée par l'écart entre ce groupe et la réponse des autres espèces avec lesquelles ils interagissent directement (45). Cela est particulièrement difficile pour les espèces migratrices, les migrants à longue distance étant plus fortement et négativement affectés par la température que les migrants à courte distance et les résidents (20). La modification de la disponibilité des ressources et des conditions environnementales optimales causée par le changement climatique a déjà été documentée pour des sous-ensembles spécifiques d'espèces, de périodes et de pays considérés dans notre étude. Par exemple, il a été démontré que les espèces forestières migratrices sont en retard par rapport au pic de ressources pendant la saison de reproduction, probablement en raison du changement de la phénologie des ressources (46). D'autres études ont mis l'accent sur le changement graduel de la composition de la communauté locale lié au succès relatif des espèces à habitat chaud (47, 48). Nos résultats suggèrent que le changement climatique (température) a été un facteur dominant dans la dynamique des populations d'oiseaux à l'échelle continentale au cours des dernières décennies. Nous confirmons également que cet effet est encore plus prononcé dans les pays de haute latitude (plus froids) (voir les effets d'interaction dans l'annexe SI, annexe 2) (49, 50). Globalement, si le changement de température peut entraîner une augmentation de la répartition et de l'abondance de certaines espèces, pour celles (notamment les habitants du froid) déjà affectées par d'autres pressions anthropiques, le changement de température constitue un double fardeau agissant directement sur leur cycle annuel (51).

L'énorme impact négatif de l'intensification agricole sur les oiseaux est signalé depuis longtemps, en particulier pour les terres agricoles et les oiseaux insectivores, mais notre étude fournit des preuves solides d'un effet direct et prédominant des pratiques agricoles à grande échelle continentale. Compte tenu à la fois de l'impact négatif écrasant de l'intensification agricole et de l'homogénéisation introduite par les changements de température et d'utilisation des terres, nos résultats suggèrent que le sort des populations d'oiseaux européens communs dépend de la mise en œuvre rapide de changements transformateurs dans les sociétés européennes, et en particulier de la réforme agricole. (52).

## Matériels et méthodes

Pressions de base et tendances. Les données sur l'intensification agricole et le couvert forestier ont été obtenues auprès de l'office statistique de l'Union européenne (Eurostat) (53). La surface couverte par les exploitations à forte consommation d'intrants (en pourcentage de la superficie du pays) pour chaque année entre 2007 et 2016 a été prise comme approximation de l'utilisation d'intrants. Les valeurs des intrants correspondent aux dépenses par hectare en intrants (pesticides et engrais). Ce proxy est utilisé par l'Agence européenne pour l'environnement pour estimer la couverture des exploitations à forte consommation d'intrants, définies comme les exploitations dont la valeur des intrants était supérieure au 66<sup>e</sup> quantile de la distribution [560€·ha<sup>-1</sup> en 2020 (53)]. Notez que la couverture agricole à intrants élevés n'est pas corrélée à la taille de l'exploitation, mais est fortement corrélée aux ventes de pesticides et à la consommation d'engrais (Annexe SI, Annexe 3). Nous avons choisi cette mesure car elle peut tenir compte des différences de prix entre les produits et les pays et peut discriminer entre les types d'exploitations (53). Le pourcentage de couvert forestier a été calculé comme le nombre d'hectares couverts de forêts et d'autres terres boisées [d'après la FAO (54)], divisé par la superficie du pays, entre 1996 et 2016. Nous avons utilisé les données d'Eurostat (55) pour évaluer valeurs d'urbanisation pour chaque pays en 2009, 2012, 2015 et 2018. Ces valeurs sont obtenues à partir d'une enquête par sondage sur l'utilisation et la couverture des terres et correspondent à des zones scellées, c'est-à-dire des zones bâties couvertes, des zones non bâties artificielles et d'autres zones artificielles. Pour obtenir des valeurs annuelles entre 2009 et 2016, les données ont été interpolées linéairement selon le protocole utilisé par la FAO pour les données d'occupation des sols (54). Les données de température ont été extraites

de la base de données E-OBS v2.0e (56) qui contient la température moyenne quotidienne entre 1950 et 2018 sur une grille régulière de l'Europe à une échelle de 0,1 degré (environ 111 × 70 km<sup>2</sup> aux latitudes européennes). Pour chaque cellule de la grille, les températures quotidiennes ont été moyennées entre le mois d'août de l'année précédant la surveillance et le mois de juin de l'année de surveillance, car les températures des saisons de reproduction et de non-reproduction peuvent avoir un effet sur les oiseaux (57). La moyenne des cellules d'un pays a donné une température moyenne annuelle pour chaque pays, pour chaque année de 1996 à 2016.

Nous avons choisi d'utiliser un ensemble de données homogénéisé pour chaque pression (c'est-à-dire de ne pas fusionner les données de différentes sources pour une pression donnée). Cela impliquait qu'aucune donnée sur la couverture agricole et l'urbanisation à fort niveau d'intrants n'était disponible pour la Norvège et la Suisse. À l'échelle du pays, les tendances du couvert agricole à fort apport d'intrants, du couvert forestier, de l'urbanisation et de la température correspondaient au changement relatif calculé comme la pente d'une régression linéaire entre les valeurs de pression annuelles (la variable de réponse) et les années (la variable explicative) mises à l'échelle par la première valeur de pression.

Données sur les oiseaux.

Série chronologique des espèces et abondance de la population. Les indices annuels d'abondance des espèces (SAI) pour les oiseaux proviennent d'enquêtes nationales sur les oiseaux nicheurs coordonnées par le programme paneuropéen commun de surveillance des oiseaux (PECBMS) (39) (voir les exemples dans l'annexe SI, annexe 4). Des volontaires qualifiés dans chaque pays utilisent des protocoles standardisés comparables (point d'écoute, transects linéaires et cartographie du territoire) et effectuent des comptages annuels sur des sites donnés. Dans l'ensemble, les données rassemblées dans cet article représentent la surveillance de plus de 20 000 sites, ce qui constitue l'une des plus grandes bases de données de ce type jamais analysées (voir également les réf. 6 et 58).

Le logiciel TRends and Indices for Monitoring (TRIM) a été utilisé pour produire des indices de population nationaux à partir des dénombrements de sites, en tenant compte des erreurs estimées et des observations manquantes (59, 60). L'ensemble de données contenait initialement des indices nationaux pour 170 espèces d'oiseaux dans 28 pays : 25 de l'Union européenne (à l'exclusion de la Croatie et de Malte), du Royaume-Uni, de la Norvège et de la Suisse (voir l'annexe SI, l'annexe 5 pour une liste d'espèces et le nombre d'espèces par pays).

Outre le SAI, qui correspond à une valeur relative de la taille annuelle de la population, les estimations nationales du nombre de couples reproducteurs ont été extraites manuellement de Birdlife Data Zone, qui rassemble les données de la directive européenne sur les oiseaux, afin d'évaluer l'abondance annuelle absolue (nationale) . estimation de la population) (13) (voir les méthodes pour l'abondance des espèces dans l'annexe SI, annexe 1).

Les analyses supranationales (c'est-à-dire les analyses de tendance à l'échelle européenne) de l'évolution de l'abondance étaient basées sur les données de surveillance des espèces disponibles à partir de 1980. Nous nous sommes concentrés sur la période de 1980 à 2016 pour maximiser la couverture spatiale et temporelle, avec une incertitude limitée. La série chronologique la plus longue couvrait la période de 1966 à 2016, mais la plupart des programmes n'ont commencé que dans les années 1990 et avant 1980, les données n'étaient disponibles que pour six pays d'Europe du Nord. Ces critères ont abouti à un ensemble de données de 1 983 séries chronologiques, pour 115 espèces d'oiseaux (parmi les 170), dans les 28 pays sur 37 ans. Les indices supranationaux (c'est-à-dire les indices d'espèces au niveau européen) ont été obtenus à l'aide du package rtrim R (59, 61) avec la taille de la population nationale utilisée pour la pondération. Les indices d'abondance pour l'ensemble du pool d'espèces, ou des sous-groupes spécifiques (par exemple, l'habitat principal), ont été obtenus à partir d'indices supranationaux à l'aide d'une reconstruction d'indice multispécifique (MSI) (62), adaptée aux données d'abondance (voir l'annexe SI, l'annexe 1 pour l'abondance relative). MSI et MSI de la biomasse).

Les analyses nationales ont été basées sur le meilleur compromis entre les données de couverture spatiale et temporelle. Nous avons donc sélectionné des séries chronologiques commençant en 1996 (±1 an) et se terminant en 2016. Cela a abouti à un ensemble de données de 1 041 séries chronologiques, pour 141 espèces (83 % des 170 espèces), dans 14 pays, couvrant 60 % de la zone. des 28 pays (voir Annexe SI, Annexe 6 pour l'influence du choix de la période sur la distribution des données).

Les trajectoires supranationales et nationales ont été évaluées à l'aide d'une méthode intégrant l'incertitude des données et testant les tendances non linéaires (63). Habitat des oiseaux et caractéristiques écologiques. Nous avons suivi la dernière classification PECBMS (<https://pecbms.info/>) classer les espèces agricoles et forestières en fonction de leur habitat prédominant. L'affinité des espèces pour les zones urbaines a été obtenue à partir de la base de données du système européen d'information sur la nature (EUNIS) (<https://eunis.eea.europa.eu/>) (64).

La base de données Bird EUNIS fournit des informations sur les associations entre les espèces d'oiseaux et les types d'habitats regroupés par cartographie et évaluation des écosystèmes et de leurs écosystèmes de services (12 types : côtières, terres cultivées, prairies, landes/ arbustes, marins/anses, océan, rivières/lacs, plate-forme, végétation clairsemée, zones urbaines, terres humides et terres boisées/forêts). Toutes les espèces qui ont été signalées comme se reproduisant, même partiellement, dans les zones urbaines sont considérées comme des espèces urbaines. Cette étude couvre une échelle continentale allant de la Méditerranée aux parties arctiques de l'Europe. Dans

des zones aussi vastes, les espèces d'oiseaux peuvent varier dans l'affiliation à l'habitat. Ainsi, les statistiques nationales relatives aux oiseaux et à la biodiversité peuvent inclure des ensembles d'espèces différents de ceux utilisés ici, ce qui signifie que les statistiques présentées ici pour chaque pays peuvent différer des statistiques nationales des pays. La spécialisation de l'habitat a été évaluée à l'aide de l'indice de spécialisation des espèces (SSI) calculé pour l'avifaune européenne (64). Pour chaque espèce, l'indice de température de l'espèce (STI) représente le centroïde thermique de son aire de répartition européenne (45). Les valeurs STI se sont avérées utiles pour prédire la sensibilité des habitats chauds et froids au changement climatique (65) (pour la liste détaillée des espèces et de leurs habitats, voir l'annexe [SI, annexe 5](#)).

Données sur les stratégies migratoires (migrant de longue distance : au-delà du Paléarctique occidental en dehors de la saison de reproduction ; autres : migrateur sédentaire, facultatif ou de courte distance) et le régime alimentaire de la saison de reproduction (deux classes principales, granivore : plus de 10 % de graines et aucune autre types d'alimentation supérieurs à 10 % ; à base d'invertébrés : plus de 10 % des arthropodes et plus de 10 % des autres invertébrés (par exemple, mollusques et annélides) et aucun autre type d'alimentation supérieur à 10 %) ont été extraits d'un ensemble de données complet de traits pour tous les oiseaux nicheurs européens (8).

## Analyses statistiques.

Analyse de tendance. À l'échelle européenne, les effets globaux des pressions et facteurs anthropiques ont été identifiés à l'aide d'une régression PLS (Fig. 1A). Cette approche est un modèle analytique multivarié qui peut gérer de nombreuses variables explicatives et la multicollinéarité (30, 31). La méthode PLS est une combinaison de régression multiple et d'analyse en composantes principales, dans laquelle plusieurs variables explicatives (potentiellement liées) sont utilisées pour construire des facteurs latents (c'est-à-dire des combinaisons linéaires de variables qui maximisent la variance expliquée d'une variable de réponse). Les effets des variables explicatives sur la variable réponse sont estimés comme la relation entre ces variables explicatives et les facteurs latents. La validation croisée est utilisée pour sélectionner le nombre de composants, ce qui conduit à une distribution de composants à partir de laquelle une mesure empirique de la signification de l'effet de chaque variable explicative peut être obtenue (66). Le coefficient PLS de chaque variable explicative correspond à la moyenne de l'effet sur chacune des composantes sélectionnées.

Dans cette étude, la variable de réponse était la tendance nationale des espèces entre 1996 et 2016, et les variables explicatives englobaient quatre pressions anthropiques, à la fois en termes de conditions de base et de changements temporels : le couvert agricole à intrants élevés et sa tendance temporelle, le couvert forestier et son évolution, l'évolution temporelle, l'urbanisation et son évolution temporelle, et enfin la température et son évolution temporelle. L'analyse PLS a été réalisée à l'aide du package `plsRglm` R (67), qui peut gérer des données incomplètes. Il fournit également des niveaux de signification pour les variables explicatives par bootstrap et peut calculer des IC corrigés du biais et accélérés (BCa) (68) qui corrigent l'asymétrie et le biais de la distribution bootstrap.

Analyse des séries chronologiques. Les résultats de l'analyse des tendances aident à évaluer l'importance relative de chaque pression, mais sont basés sur des corrélations et à l'échelle de l'ensemble du pool d'espèces. Nous avons donc tenté d'identifier des liens directs entre la dynamique des populations de chaque espèce d'oiseau, en complément de l'analyse de l'effet global des pressions sur l'évolution des espèces, en estimant l'influence de chaque série temporelle de pression (couvert agricole à fort apport d'intrants, couvert forestier, urbanisation, température) sur chaque série temporelle d'espèces (Fig. 1B) à l'aide de deux outils de modélisation dynamique empirique basés sur la reconstruction de l'espace d'état : la cartographie convergente croisée (CCM) et la S-map (32, 69). En bref, les relations significatives entre la pression et les séries chronologiques des espèces sont identifiées par CCM, une méthode conçue pour identifier la «causalité» [telle que définie dans les systèmes dynamiques (35)] parmi les séries chronologiques, puis quantifiées à l'aide des cartes linéaires mondiales séquentiellement pondérées localement. [Carte en S (69)]. L'analyse des séries chronologiques est donc complémentaire de l'analyse des tendances et utilise toutes les informations temporelles disponibles et teste l'effet de chaque pression sur chaque espèce. Des tests détaillés de la méthode pour la robustesse à l'élimination des données et la sensibilité à la force d'interaction entre les pressions et les espèces sont disponibles dans l'[annexe 7](#) du SI.

CCM. Dans cette étude, nous avons utilisé le CCM multispatial (33) qui est une extension du CCM qui peut gérer des séries temporelles courtes (le CCM classique nécessite des séries de plus de 30 pas de temps) et a été utilisé à l'échelle continentale (37). Pour chacune des 170 espèces, et chacun des 28 pays, nous avons combiné des séries temporelles d'espèces (indices nationaux) et des séries temporelles de pression sur la même période (2007 à 2016). Nous avons ensuite reconstruit des pseudo-séries temporelles en alignant les séries temporelles des différents pays pour une espèce donnée.

Plus précisément, CCM détecte si la série temporelle de pression X peut être prédite à partir de la série temporelle d'espèces Y en explorant si MX, la variété attractive de X (définie comme l'ensemble des états reconstruits à partir de l'original et

série temporelle décalée de X), peut être estimée à partir de MY, l'attracteur de Y. Dans ce cas, la pression X a une signature dans la série temporelle de l'espèce Y, c'est-à-dire que la pression X affecte l'espèce Y. La mise en œuvre du CCM s'effectue en trois étapes : – Estimation de la dimension

d'encastrement appropriée E pour reconstruire les variétés attractives de X et Y. D'après le théorème de Taken (70), cœur de la méthode CCM, il est possible de reconstruire MX en utilisant plusieurs décalages temporels série de X. Par conséquent, la première des trois étapes consiste à trouver la meilleure dimension d'intégration E pour cartographier précisément la variété d'origine M. Dans le CCM multispatial, les séries temporelles sont reconstruites à partir de plusieurs sites, et E ne peut donc pas être supérieur à m, le nombre minimum de pas de temps par site (E ≤ m-1 car un pas de temps doit être conservé pour la prédiction).

– Tester la non-linéarité dans les séries temporelles pour éliminer les processus stochastiques. Une fois le meilleur E déterminé, il faut vérifier si la dynamique est fortement influencée par le bruit, conduisant à un système purement aléatoire, ou non. Pour ce faire, une partie des observations est utilisée pour faire des prédictions pour des observations futures et de plus en plus lointaines, et leur pouvoir prédictif est estimé. Si le système est non linéaire et non piloté par un bruit stochastique important, le pouvoir prédictif devrait décroître avec la distance temporelle.

– Appliquer l'algorithme CCM une fois E déterminé et la non-linéarité vérifiée.

CCM se traduit par un coefficient de compétence crossmap  $\rho$  qui indique si les séries chronologiques sont liées de manière quasi causale [car une telle causalité est définie dans le contexte des systèmes dynamiques (35) et n'émerge pas de la conception expérimentale (28)]. Comme l'information de l'ensemble du système dynamique est incorporée dans n'importe quelle série temporelle de ce système, l'influence des autres covariables est implicitement prise en compte. Dans le CCM multispatial, une routine de bootstrap est utilisée pour estimer  $\rho$ . Une fois que CCM a distingué des paires de séries temporelles liées causalement et la direction de la relation (X → Y, Y → X ou X <→ Y), la méthode S-map peut la quantifier (69).

S-Map. Dans la méthode S-map, une variété d'attracteurs peut être reconstruite en projetant des séries chronologiques causalement liées dans un espace d'états. C'est-à-dire qu'une variété représente l'ensemble des états du système décrits par un ensemble de séries temporelles causalement liées. À l'inverse, la variété d'attracteurs décrit comment les séries temporelles sont liées dans le temps. Par définition, une variété est un espace topologique localement euclidien à n dimensions. Autrement dit, dans le voisinage proche d'un état d'attracteur, la relation entre les variables est linéaire et est définie comme les dérivées partielles entre les variables. Les S-maps correspondent donc à une régression linéaire multivariée localement pondérée qui estime empiriquement et séquentiellement les éléments jacobiniens d'une variable  $x(t)$  dans l'espace d'état.

Soit  $x(t) = \{x_1(t), x_2(t), \dots, x_E(t)\}$  la reconstruction de l'état spatial à un instant t donné d'un système à E espèces en interaction, c'est-à-dire la position de l'attracteur à t. Soit  $t^*$  un temps cible. Ensuite, les S-maps visent à produire le meilleur modèle linéaire local C prédisant la valeur future  $x_i(t^*+p)$  à partir de  $x(t^*)$  comme suit :

$$x_i(t^* + p) = C_0 + \sum_{j=1}^E C_{ij} X_j(t^*)$$

Chaque régression locale est ajustée à tous les vecteurs de l'espace d'états mais pondérée de sorte que plus les points d'observation  $x(t_k)$  sont proches de l'état de l'attracteur cible  $x(t^*)$ , plus ils ont de poids. Pour une observation k donnée, le poids est défini comme suit : –  $x(t_k) - x(t^*)$

$$\text{semaine} = \frac{e^{\text{avec } d}}{d} = \frac{1}{\sum_{j=1}^n X_j(t_k) - X(t^*)} \text{ la distance moyenne,}$$

$\theta$  le paramètre non linéaire réglant l'amplitude des coefficients C. Nous avons testé des valeurs de  $\theta$  comprises entre 0 et 10 et la meilleure valeur de  $\theta$  résultait d'un compromis entre une contraction de la variabilité des coefficients et une suraccentuation des points les plus proches de  $x(t^*)$ .

C est donc une solution de la décomposition en valeur de singularité de  $B = AC$  où A est la matrice de dimension  $n \times E$  (avec n le nombre d'observations) et de B est la matrice de dimension n les vecteurs d'espace d'états pondérés,  $A_{kj} = W_k X_j(t_k)$ , vecteur des valeurs futures de  $x_i$ ,  $B_k = W_k X_i(t_k + p)$ . Les éléments jacobiniens sont définis comme des dérivées partielles dans l'espace d'états multivarié et, par conséquent, ils peuvent être approximés à l'aide du coefficient du modèle linéaire pondéré C. La valeur moyenne temporelle des coefficients de la carte S peut ensuite être utilisée pour quantifier l'effet entre les séries chronologiques causalement liées (34, 38).

Le nombre de séries chronologiques causales intégrées doit être le même que la meilleure dimension d'intégration E obtenue lors de la première étape de la mise en œuvre du CCM (38). En plus de la série chronologique de l'espèce Y, nous avons sélectionné la série chronologique de pression E-1 trouvée comme causalement liée à la série chronologique de l'espèce par CCM. Si le nombre de séries chronologiques de pression liées de manière causale à la série chronologique des espèces était supérieur à E-1, nous avons sélectionné la première série chronologique de pression E-1 en fonction de la signification de leur coefficient de compétence  $\rho$ . L'effet quantitatif du couvert agricole à intrants élevés, du couvert forestier, de l'urbanisation et du changement de température a donc été estimé simultanément. Nous avons calculé la carte S entre les pressions et les séries chronologiques des espèces pour chaque pays et utilisé le coefficient moyen de la carte S de chaque pression sur chaque espèce dans les pays comme estimation de l'effet de la pression donnée sur l'espèce donnée.

Analyse des traits. Enfin, nous avons étudié quels traits étaient liés à chaque pression à l'aide d'une régression PLS. Ici, la valeur d'interaction (c'est-à-dire l'effet des séries chronologiques de pression sur les séries chronologiques des espèces) était la variable de réponse et les traits étaient des variables explicatives. Les variables explicatives discrètes sont l'habitat des espèces (terres agricoles, boisées, urbaines), les stratégies migratoires [migrants longue distance, autres (migrants courte distance, migrants facultatifs et résidents)] et le régime alimentaire (granivore, à base d'invertébrés). Les variables explicatives continues sont SSI et STI. La multicollinéarité existe entre ces traits (annexe S1, annexe 8), mais PLS est spécifiquement conçu pour gérer des variables explicatives corrélées (66).

Disponibilité des données, des matériaux et des logiciels. Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 3.4.4). Les données sont déjà disponibles (39) et le script R est disponible sur Github [https://github.com/StanislasRigal/Drivers\\_European\\_bird\\_declin\\_public](https://github.com/StanislasRigal/Drivers_European_bird_declin_public) (71).

REMERCIEMENTS. Nous remercions les volontaires qui ont participé aux enquêtes nationales sur les oiseaux nicheurs en Autriche, Belgique, Bulgarie, Chypre, République tchèque, Danemark, Estonie, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Hongrie, Italie, Lettonie, Lituanie, Luxembourg, Pays-Bas, Norvège, Pologne, Portugal, Irlande, Roumanie, Slovaquie, Slovaquie, Espagne, Suède, Suisse et Royaume-Uni. Nous reconnaissons l'utilisation de l'ensemble de données E-OBS du projet EU-FP6 Uncertainties in Ensembles of Regional ReAnalyses (UERRA) (<https://www.uerra.eu>) et le Copernicus Climate Change Service, ainsi que les fournisseurs de données travaillant avec l'ECA&D projet (<https://eca.knmi.nl>).

Nous remercions également tous ceux qui financent et soutiennent autrement les enquêtes nationales sur l'élevage.

1. WJ Ripple et al., Avertissement des scientifiques du monde à l'humanité : Un deuxième avis. *BioScience* 67, 1026-1028 (2017).
2. G. Ceballos, PR Ehrlich, R. Dirzo, Anéantissement biologique via la sixième extinction de masse en cours signalée par des pertes et des déclinés de populations de vertébrés. *Proc. Natl. Acad. Sci. États-Unis* 114, E6089–E6096 (2017).
3. JA Hutchings, JD Reynolds, Effondrement des populations de poissons marins : Conséquences pour le rétablissement et risque d'extinction. *BioScience* 54, 297-309 (2004).
4. J. Loh et al., L'indice de la planète vivante : Utilisation de séries chronologiques de populations d'espèces pour suivre les tendances de la biodiversité. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 360, 289–295 (2005).
5. JC Habel, MJ Samways, T. Schmitt, Atténuer le déclin précipité des insectes terrestres européens : Exigences pour une nouvelle stratégie. *Biodivers. Conserv.* 28, 1343-1360 (2019).
6. PA Stephens et al., Réponse cohérente des populations d'oiseaux au changement climatique sur deux continents. *Sciences* 352, 84–87 (2016).
7. AC Lees et al., État des oiseaux du monde. *Annu. Rév. Environ. Resour.* 47, 231-260 (2022).
8. L. Storchová, D. Hofák, Caractéristiques du cycle vital des oiseaux européens. *Glob. Ecol. Biogéogr.* 27, 400–406 (2018).
9. JA Tobias et al., AVONET : Données morphologiques, écologiques et géographiques pour tous les oiseaux. *Écol. Lett.* 25, 581–597 (2022).
10. H. Heldbjerg, P. Sunde, AD Fox, Déclin continu de la population pour les oiseaux spécialisés des terres agricoles 1987-2014 au Danemark n'indique aucun arrêt de la perte de biodiversité dans les habitats agricoles. *Conservation des oiseaux Int.* 28, 278-292 (2018).
11. J. Kamp et al., Tendances démographiques des oiseaux nicheurs communs en Allemagne 1990–2018. *J. Ornithol.* 162, 1–15 (2021).
12. F. Burns et al., Le déclin de l'abondance de l'avifaune de l'Union européenne révèle des similitudes intercontinentales dans l'évolution de la biodiversité. *Écol. Évol.* 11, 16647–16660 (2021).
13. R. Inger et al., Les oiseaux européens communs déclinent rapidement tandis que le nombre d'espèces moins abondantes augmente. *Écol. Lett.* 18, 29–36 (2015).
14. KV Rosenberg et al., Déclin de l'avifaune nord-américaine. *Sciences* 366, 120-124 (2019).
15. LR Mason et al., Les réponses des populations d'oiseaux au changement climatique sur deux continents varient avec les caractéristiques écologiques des espèces, mais pas avec la direction du changement d'adéquation au climat. *Clim. Modifier* 157, 337–354 (2019).
16. R. Gregory et al., Moteurs de l'évolution de l'abondance des oiseaux européens à deux échelles spatiales. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* (2023)27 janvier 2023).

- auteurs : Montpellier, Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (ISEM), Univ. de Affiliations des CNRS, Institut de recherche pour le développement (IRD), École pratique des hautes études (EPHE), Montpellier 34095, France ; Société portugaise pour l'étude des oiseaux Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), Lisbonne 700-031, Portugal ; Ornithologique Letton <sup>c</sup> Faculté de biologie, Université de Lettonie, Riga LV-1004, Lettonie ; <sup>d</sup> Société, Riga LV-1050, Lettonie ; <sup>e</sup> Société roumaine d'ornithologie/BirdLife Romania, Cluj Napoca 030231, Roumanie ; <sup>f</sup> Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC), g Centre de Solsona 25280, Espagne ; <sup>g</sup> recherche écologique et d'applications forestières (CREAF), Cerdanyola del Vallès 08193, Espagne ; <sup>h</sup> Conseil national espagnol de la recherche, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Cerdanyola del Vallès 08193, Espagne ; <sup>i</sup> catalan Institut ornithologique, Musée d'histoire naturelle de Barcelone, Barcelone 4-5 08019, j Musée et Institut de Espagne; zoologie, Académie polonaise des sciences, Warszawa 00-679, Pologne; <sup>k</sup> Société polonaise pour la protection des oiseaux, Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (OTOP), Marki 05-270, Pologne ; <sup>l</sup> FaunaViva, MITO2000, Parme 43122, Italie ; mEspagnol Société ornithologique (Sociedad Española de Ornitología/BirdLife), Madrid 28053, Espagne ; <sup>n</sup> Patrnat & UMR7204 Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), MNHN : Muséum national d'histoire naturelle (MNHN)-CNRS-SU, Paris 75005, France ; <sup>o</sup> Sovon Dutch Centre for Field Ornithology, Nimègue 6525, Pays-Bas; p Radboud Institut des sciences biologiques et environnementales, Universiteit Radboud, Nimègue 6525, Pays-Bas ; q Centre pour la science de la conservation de la Royal Society for the Protection of Birds (RSPB), Sandy SG19 2DL, Royaume-Uni ; <sup>r</sup> Département de génétique, Évolution et environnement, Centre de recherche sur la biodiversité et l'environnement, Université College London, Londres WC1E 6BT, Royaume-Uni ; <sup>s</sup> Trust britannique pour l'ornithologie, Theford IP24 2PU, Royaume-Uni ; <sup>t</sup> Conseil européen du recensement des oiseaux, Université Radboud, Nimègue 6524, Les Pays-Bas; <sup>u</sup> Section des sciences, Université du Nord, Levanger 8049, Norvège ; <sup>v</sup> Bird Life Norvège, Trondheim 7012, Norvège ; wBirdLife Chypre, Nicosie 2340, Chypre ; <sup>x</sup> BirdWatch Irlande au nom du National Parks and Wildlife Service, Killocoole A63 RW83, République d'Irlande ; y Société tchèque d'ornithologie/BirdLife République tchèque, Prague 150 00, République tchèque République; <sup>z</sup> Društvo za opazovanje in proučevanje ptic Slovenije (DOPPS) BirdLife Slovaquie, Ljubljana SI-1000, Slovaquie ; aa Université Adam Mickiewicz, Poznań 61-712, Pologne ; bbVytutas Magnus University, Kaunas 44248, Lituanie ; ccOrnithologie lituanien Société (Lietuvos Ornitologų Draugija (LOD)), Vilnius LT-03208, Lituanie ; ddnorvégien Institut de recherche sur la nature, Trondheim 7485, Norvège ; eeMusée finlandais de la nature Histoire, Université d'Helsinki, Helsinki 00100, Finlande ; <sup>ff</sup> Département de biologie, Lund Université, Lund 223 62, Suède ; ggSociété ornithologique danoise (DOF/BirdLife Danemark, Copenhague 1620, Danemark ; hhSociété ornithologique estonienne/BirdLife Estonie, Tartu 51005, Estonie ; iiAves-Natagora, Namur 5000, Belgique ; jjRecherche+Innovation andorrane, Sant Julià de Lòria AD500, Principauté d'Andorre ; kkHellenic Ornithological Society, Athènes 10437, Grèce ; llInstitut d'études environnementales, Faculté des sciences, Université Charles, Prague 128 00, République tchèque ; mmDépartement de zoologie, Faculté des sciences, Palacký Université, Olomouc 779 00, République tchèque ; nnInstitut suisse d'ornithologie, Sempach CH-6204, Suisse ; ooBirdLife Autriche, Vienne 1070, Autriche ; ppMilvus Group Bird et Association de protection de la nature, Tirgu Mure 540445, Roumanie ; qqUniversité de Nyiregyháza, Nyiregyháza 4400, Hongrie ; rrSociété hongroise d'ornithologie et de conservation de la nature (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME))/BirdLife Hongrie, Budapest 1121, Hongrie ; ssDimensione Ricerca Ecologia Ambiente (DREAM) Italie, Pratovecchio 52015, Italie ; et tDachverband Deutscher Avifaunisten, Muenster D-48157, Allemagne

Contributions des auteurs : SR, V. Dakos et V. Devicor ont conçu la recherche ; SR et MP ont effectué une analyse empirique ; HA, AA, ZB, LB, TC, FC, EdC, JCdM, CD, VE, BF, RF, RG, S. Harris, S. Herrando, MH, CI, FJ, JK, P. Kmed, LK, P. Kurlavičius, JAK, A. Lehtikoinen, Å. Lindström, RL, CM, RN, DN, DPE, J.-Y.P, CP, DP, JR, HS, BS, ZDS, TS, GTF, NT, ST, CVT, ZV, TV, PV et AW ont fourni des données nationales et tous les co-auteurs ont contribué à la rédaction de l'article.

17. RD Gregory et al., Tendances démographiques des oiseaux forestiers répandus en Europe. *Ibis* 149, 78–97 (2007).
18. RF Johnston, « Oiseaux synanthropiques d'Amérique du Nord » dans *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (Springer, 2001), p. 49–67.
19. J. Clavel, R. Julliard, V. Devicor, Déclin mondial des espèces spécialisées : vers une homogénéisation ? *Devant. Écol. Environ.* 9, 222-228 (2011).
20. C. Howard et al., Démêler les rôles relatifs du changement climatique et de la couverture terrestre dans la conduite des tendances démographiques à long terme des oiseaux migrants européens. *Plongeurs. Distrib.* 26, 1442–1455 (2020).
21. MJ Clement et al., Partitioning global change: Assessing the relative importance of change in climate and land cover for changes in avian distribution. *Écol. Évol.* 9, 1985–2003 (2019).
22. PS Jørgensen et al., Attribution du changement global à l'échelle continentale chez les oiseaux européens combinant des échelles de temps annuelles et décennales. *Glob. Chang. Biol.* 22, 530–543 (2016).
23. RL Stanton, CA Morrissey, RG Clark, Analyse des tendances et des moteurs agricoles du déclin des oiseaux des terres agricoles en Amérique du Nord : Un examen. *Agric. Écosystème. Environ.* 254, 244–254 (2018).
24. PF Donald, RE Green, MF Heath, Intensification agricole et effondrement des populations d'oiseaux des terres agricoles en Europe. *Proc. R. Soc. Londres. B Biol. Sci.* 268, 25-29 (2001).
25. J. Reif, Z. Vermouzek, Effondrement des populations d'oiseaux agricoles dans un pays d'Europe de l'Est suite à son adhésion à l'UE. *Conserv. Lett.* 12, e12585 (2019).
26. C. Howard, PA Stephens, JW Pearce-Higgins, RD Gregory, SG Willis, Les conducteurs de l'abondance : Tendances de l'importance relative du climat et de l'utilisation des terres. *Glob. Ecol. Biogéogr.* 24, 1249-1260 (2015).
27. Y. Li, R. Miao, M. Khanna, Néonicotinoïdes et déclin de la biodiversité des oiseaux aux États-Unis. *Nat. Soutenir.* 3, 1027-1035 (2020).
28. J. Josefsson et al., Amélioration de la rigueur scientifique dans les évaluations de la conservation et plaidoyer pour la transparence sur les biais potentiels. *Conserv. Lett.* 13, e12726 (2020).
29. J. Reif, Tendances à long terme des populations d'oiseaux : un examen des modèles et des facteurs potentiels dans l'Amérique et l'Europe. *Acta Ornithol.* 48, 1–16 (2013).
30. R. Bertrand et al., Les contraintes écologiques augmentent la dette climatique des forêts. *Nat. Commun.* 7, 1–10 (2016).
31. LM Carrascal, I. Galván, O. Gordo, Régression des moindres carrés partiels comme alternative à la méthode de régression utilisées en écologie. *Oikos* 118, 681–690 (2009).
32. AA Tsonis, ER Deyle, H. Ye, G. Sugihara, « Cartographie croisée convergente : théorie et exemple » dans *Advances in Nonlinear Geosciences*, (Springer, 2018), pp. 587–600.



33. AT Clark et al., Cartographie croisée convergente spatiale pour détecter les relations causales à partir de séries chronologiques courtes. *Écologie* 96, 1174-1181 (2015).
34. M. Ushio et al., Réseau d'interaction fluctuant et stabilité variable dans le temps d'une communauté naturelle de poissons. *Nature* 554, 360-363 (2018).
35. G. Sugihara et al., Détecter la causalité dans les écosystèmes complexes. *Sciences* 338, 496-500 (2012).
36. AL Evans et al., Pilotes de l'hibernation chez fourms brun. *Devant. Zool.* 13, 7 (2016).
37. Y. Wang et al., Détection de l'effet causal de l'humidité du sol sur les précipitations à l'aide de croix convergentes cartographie. *Sci. Rep.* 8, 1-8 (2018).
38. J.-Y. Wang, T.-C. Kuo, C. Hsieh, Effets causaux de la dynamique des populations et des changements environnementaux sur la variabilité spatiale des poissons marins. *Nat. Commun.* 11, 1-10 (2020).
39. V. Brilk et al., Ensemble de données multispécifiques à long terme et à grande échelle sur le suivi des changements de population d'oiseaux nicheurs européens communs. *Sci. Données* 8, 21 (2021).
40. F. Chiron, R. Chargé, R. Julliard, F. Jiguet, A. Muratet, Doses de pesticides, structure du paysage et leurs effets relatifs sur les oiseaux des terres agricoles. *Agric. Écosystème. Environ.* 185, 153-160 (2014).
41. TG Benton, JA Vickery, JD Wilson, Biodiversité des terres agricoles : l'hétérogénéité de l'habitat est-elle la clé ? *Tendances Écol. Évol.* 18, 182-188 (2003).
42. AP Møller, Déclin parallèle de l'abondance des insectes et des oiseaux insectivores au Danemark sur 22 ans. *Écol. Évol.* 9, 6581-6587 (2019).
43. CA Hallmann, RP Foppen, CA van Turnhout, H. de Kroon, E. Jongejans, Les déclinés chez les oiseaux insectivores sont associés à des concentrations élevées de néonicotinoïdes. *Nature* 511, 341-343 (2014).
44. HM Henttonen, P. Nöjd, S. Suvanto, J. Heikkinen, H. Mäkinen, Les grands arbres ont considérablement augmenté en Finlande entre 1921 et 2013, mais des observations récentes sur de vieux arbres racontent une histoire différente. *Écol. indic.* 99, 118-129 (2019).
45. V. Devictor et al., Différences dans les dettes climatiques des oiseaux et des papillons à l'échelle continentale. *Nat. Clim. Modification* 2, 121-124 (2012).
46. C. Both et al., Les conséquences du changement climatique sur la population aviaire sont les plus graves pour les migrants de longue distance dans les habitats saisonniers. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 277, 1259-1266 (2010).
47. P. Gaüzère, F. Jiguet, V. Devictor, Ajustement rapide des compositions des communautés d'oiseaux aux variations climatiques locales et ses conséquences fonctionnelles. *Glob. Chang. Biol.* 21, 3367-3378 (2015).
48. JW Pearce-Higgins, SM Eglinton, B. Martay, DE Chamberlain, Moteurs du changement climatique impacts sur les communautés d'oiseaux. *J. Anim. Écol.* 84, 943-954 (2015).
49. F. Jiguet et al., Les tendances des populations d'oiseaux sont affectées de manière linéaire par le changement climatique le long des plages thermiques des espèces. *Proc. R. Soc. Londres. B Biol. Sci.* 277, 3601-3608 (2010).
50. Å. Lindström, M. Green, G. Paulson, HG Smith, V. Devictor, Changements rapides dans la composition des communautés d'oiseaux à plusieurs échelles temporelles et spatiales en réponse au changement climatique récent. *Écographie* 36, 313-322 (2013).
51. C. Carey, Les impacts du changement climatique sur les cycles annuels des oiseaux. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 3321-3330 (2009).
52. G. Pe'er, et al., Comment la politique agricole commune européenne peut-elle contribuer à enrayer la perte de biodiversité ? Recommandations de plus de 300 experts. *Conserv. Lett.* 15, e12901 (2022).
53. AEE, Données agricoles nationales (Agence européenne pour l'environnement, 2020), disponible sur <https://ec.europa.eu/eurostat/fr/data/database> et voir les métadonnées pour plus de détails sur [https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/aei\\_ps\\_inp\\_esms.htm](https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/aei_ps_inp_esms.htm).
54. FAO, Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 : Rapport principal (FAO, Rome, 2020), 10.4060/ca9825en.
55. Eurostat, Land cover and land use, landscape, LUCAS (2021), disponible sur <https://ec.europa.eu/eurostat/fr/data/database> et voir les métadonnées pour plus de détails sur [https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/lan\\_esms.htm](https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/lan_esms.htm).
56. RC Combes, G. van der Schrier, EJ van den Besselaar, PD Jones, An ensemble version of the Ensembles de données de température et de précipitations E-OBS. *J. Geophys. Rés. Atmos.* 123, 9391-9409 (2018).
57. JW Pearce-Higgins, RE Green, Birds and Climate Change: Impacts and Conservation Responses (Cambridge University Press, 2014).
58. A. Lehtikoinen et al., Les communautés d'oiseaux hivernants suivent le changement climatique plus rapidement que la reproduction communautée. *J. Anim. Écol.* 90, 1085-1095 (2021).
59. P. Bogaart, M. Van Der Loo, J. Pannekoek, rtrim : Trends and Indices for Monitoring Data (R Package Version 2, 2018).
60. J. Pannekoek, TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring Data) (Statistics Netherlands, 2001).
61. R Core Team, R: A Language and Environment for Statistical Computing (R Foundation for Statistical Informatique, Vienne, Autriche, 2018).
62. LL Soldaat, J. Pannekoek, RJ Verweij, CA van Turnhout, AJ van Strien, Une méthode de Monte Carlo pour tenir compte de l'erreur d'échantillonnage dans les indicateurs multi-espèces. *Écol. indic.* 81, 340-347 (2017).
63. S. Rigal, V. Devictor, V. Dakos, Une méthode de classification et de comparaison des trajectoires non linéaires variables écologiques. *Écol. indic.* 112, 106113 (2020).
64. I. Le Viol et al., De plus en plus de généralistes : Deux décennies d'évolution de l'avifaune européenne. *Biol. Lett.* 8, 780-782 (2012).
65. F. Jiguet et al., La plage thermique prédit la résilience des populations d'oiseaux aux températures extrêmement élevées. *Écol. Lett.* 9, 1321-1330 (2006).
66. F. Bertrand, J. Magnanensi, N. Meyer, M. Maumy-Bertrand, plsRglm : Algorithmic Insights and Applications (2014). <https://cloud.r-project.org/web/packages/plsRglm/index.html>.
67. N. Meyer, M. Maumy-Bertrand, F. Bertrand, Comparaison de variantes de régressions logistiques PLS et de régression PLS sur variables qualitatives : application aux données d'allélotypage. *J. Société Fr. Statistique* 151, 1-18 (2010).
68. B. Efron, RJ Tibshirani, Une introduction au bootstrap (CRC Press, 1994).
69. ER Deyle, RM May, SB Munch, G. Sugihara, Suivi et prévision des interactions écosystémiques temps réel. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 283, 20152258 (2016).
70. F. Takens, "Détection d'attracteurs étranges en turbulence" dans *Dynamical Systems and Turbulence*, Warwick 1980 (Springer, 1981), p. 366-381.
71. S. Rigal, R scripts et données pour l'article suivant : "Les pratiques agricoles entraînent le déclin des populations d'oiseaux à travers l'Europe." (2023). Disponible sur <https://cloud.r-project.org/web/packages/plsRglm/index.html>; [https://github.com/StanislasRigal/Drivers\\_European\\_bird\\_decline\\_public](https://github.com/StanislasRigal/Drivers_European_bird_decline_public). <https://doi.org/10.5281/zenodo.7828318>.