

ABSTRACT

Les parties prenantes sont des gestionnaires de l'environnement essentiels dans les paysages dominés par l'homme. Dans certains contextes, les parties prenantes peuvent être forcés à agir personnellement en fonction de leurs propres observations et de leur perception des risques plutôt que de la science recommandation. En particulier, les invasions biologiques nécessitent des actions de contrôle rapides pour réduire les risques socio-écologiques potentiels alors que les évaluations des risques fondées sur la science sont plutôt complexes et différées. Bien qu'elles puissent avoir des effets néfastes importants sur la biodiversité, des déconnexions potentielles à retardement entre l'action des parties prenantes et les recommandations scientifiques sont rarement étudiées. En utilisant l'étude de cas de l'Europe occidentale les apiculteurs luttant contre l'invasion du frelon asiatique *Vespa velutina nigrithorax* pour son impact présumé sur l'abeille domestique nous avons analysé les mécanismes qui sous-tendent les actions personnelles des acteurs et leur évolution dans la science déconnexion. Les actions personnelles des parties prenantes étaient liées à leur observation des risques, mais déconnecté des prévisions et recommandations scientifiques retardées. Malheureusement, ces prévisions et recommandations scientifiques déconnectées des actions menées ont également eu des impacts dramatiques sur de nombreuses espèces de l'entomofaune locale. Ces résultats soulignent la nécessité d'améliorer la communication mutuelle des risques entre la science et l'action dans les premières phases de plans de gestion visant à améliorer durablement les pratiques des parties prenantes.

1. Introduction

La gestion des paysages dominés par l'homme implique le rôle essentiel des gestionnaires de l'environnement, qui représentent une action forte et la force d'observation (Shackleton et al., 2019a). Les parties prenantes peuvent être définis comme étant les gestionnaires de l'environnement qui sont concernés par les décisions et les mesures qu'ils prennent, et qui ont le pouvoir de changer leurs actions (Reed et al., 2009).

Idéalement, les plans de gestion devraient être établis par les politiques environnementales, en suivant les recommandations de l'évaluation scientifique des risques, et avant les actions fondées sur l'opinion des parties prenantes (Genovesi et Shine, 2004). Cependant, le rythme actuel des changements mondiaux peut conduire à des délais entre les recommandations scientifiques fournies et l'urgence pour agir sur le terrain. Un exemple courant est celui de l'urgence biologique invasions (Courchamp et al., 2017).

Les invasions biologiques ont des effets négatifs des effets à l'échelle mondiale tels que la perte de biodiversité et l'extinction d'espèces et peut menacer l'économie et la santé publique (Bellard et al., 2017 ; Courchamp et al., 2017 ; Cole et al., 2019).

La gestion des espèces exotiques envahissantes implique trois types d'action :

- empêcher l'invasion de se produire (sensibilisation du public et contrôle des frontières du marché mondial),
- réduire l'ampleur de l'impact (par exemple, en contrôlant la plage d'expansion par des piégeage ou d'éradication de la population),

- ou la réparation des les dommages (par exemple, les programmes de restauration) (Bradshaw et al., 2016).

Le choix du plan de gestion dépend de la phase d'invasion et des résultats à partir d'études d'évaluation des risques (Campbell et al., 2015). Néanmoins, l'évaluation du risque potentiel d'une espèce exotique nouvellement introduite est extrêmement complexe et longue ; elle dépend d'une combinaison de processus co-évolutifs, dynamique de la population, complexes interspécifiques les relations, les changements abiotiques et les impacts anthropiques (Liu et al., 2007 ; Heger et al., 2013 ; Shackleton et al., 2019b). En conséquence, certaines études ont montré que les estimations de l'évaluation des risques peuvent être décalées dans le temps en ce qui concerne le besoin rapide - réel ou perçu - des parties prenantes de prendre et de contrôler les espèces exotiques (par exemple, Matzek et al., 2015).

Bien que la perception des risques et les actions des parties prenantes devraient être liées à des recommandations scientifiques (Genovesi et Shine, 2004), le temps sans évaluation scientifique des risques établie peut obliger les parties prenantes de prendre personnellement des décisions et d'agir à la suite de leurs propres observations.

2 la perception des risques.

La perception du risque consiste en l'importance que les individus accordent à une situation à risque (Lamarque et al., 2011 ; Dewitt et al., 2015 ; Shackleton et al., 2019b). On sait que la perception du risque est déterminée par différents facteurs sociaux et environnementaux qui affectent les individus, tels que le degré des connaissances qu'ils possèdent et/ou de l'environnement dans lequel ils évoluent (Martín-López et al., 2012). Dans le cas des humains, la perception d'un risque environnemental variera en fonction de leur relation à la nature (c'est-à-dire hobby et/ou activité professionnelle dépendant de la nature) et la quantité de connaissances obtenues par les réseaux de communication (Martín-López et al., 2012 ; Shackleton et al., 2019b).

En conséquence, la perception du risque d'invasion biologique peut être radicalement différente entre les citoyens ou même provoquer des conflits entre eux (Estévez et al., 2015 ; Tassin et Kull, 2015). C'est le cas, par exemple, de nombreux arbres les espèces introduites massivement dans le monde pour la production forestière ou des raisons esthétiques. Ces introductions, qui ont parfois conduit à des invasions, cristallisent de vifs conflits d'intérêts entre naturalistes -conscients des impacts environnementaux de ces espèces d'arbres exotiques- et les gestionnaires de forêts (Dickie et al., 2014).

Bien que les moteurs de l'action des parties prenantes à la perception des risques ont été étudiées, la manière dont elles décider d'agir personnellement dans un contexte scientifique déconnecté est encore une question.

Dans cette étude, nous avons analysé les mécanismes qui sous-tendent les actions personnelles des parties prenantes et comment elles ont évolué dans un contexte. Nous avons utilisé l'étude de cas des apiculteurs d'Europe occidentale contrôlant le frelon asiatique envahissant *Vespa velutina nigrithorax* (également appelé le frelon à pattes jaunes) pour ses impacts présumés sur leur l'activité.

Observée pour la première fois en 2004 dans le Sud-Ouest de la France, cette espèce s'est rapidement répandue sur la majeure partie du territoire français (Villemant et al., 2011 ; Robinet et

al., 2017), et il s'est ensuite établi successivement en plusieurs pays voisins, par exemple la Belgique, l'Allemagne, l'Italie, les Pays-Bas, le Portugal, l'Espagne et le Royaume-Uni (Robinet et al., 2018 ; Rome et Villemant, 2019). Le frelon d'Asie capture des animaux à la recherche de nourriture les abeilles mellifères occidentales (*Apis mellifera*) à l'entrée des ruchers pendant la période critique de pré-hivernage pour les colonies d'abeilles, et peut donc représenter un facteur de risque supplémentaire impliqué dans la mortalité hivernale des colonies d'abeilles actuellement affaiblies (Leza et al., 2019 ; Requier et al., 2019a).

Les abeilles domestiques occidentales souffrent actuellement de troubles d'effondrement (Potts et al., 2010 ; Goulson et al., 2015 ; Requier et al., 2018), un phénomène se manifestant par un taux de mortalité élevé des colonies d'abeilles pendant l'hiver (Neumann et Carreck, 2010), et probablement en raison d'une combinaison de multiples stress, notamment les parasites, les pesticides et le manque de fleurs (Potts et al., 2010 ; Goulson et al., 2015 ; Henry et al., 2017).

Le frelon d'Asie, un facteur de risque supplémentaire pour les abeilles domestiques, a alarmé les apiculteurs d'Europe occidentale et a motivé le développement des méthodes de contrôle au cours des dernières années (Turchi et Derijard, 2018). L'utilisation de pièges passifs avec du sirop fait maison ou empoisonné (avec des insecticides) était la méthode la plus courante utilisée pour la lutte contre le frelon asiatique (Rome et al., 2011 ; Rojas-Nossa et al., 2018). Cependant, le risque de prédation du frelon asiatique sur les abeilles domestiques n'a été récemment évalué (Requier et al., 2019a). Cette estimation tardive a reporté la diffusion des recommandations scientifiques pour contrôler ce risque (Requier et al., 2019a ; mais voir aussi quelques recommandations générales de la gestion assurée auparavant : Ministère français de l'agriculture, 2013).

Ainsi, les apiculteurs d'Europe occidentale ont principalement suivi leurs propres observations et perceptions du risque lié à la corneille asiatique pour évaluer la nécessité de mettre en place des mesures de gestion pour les 15 dernières années. Ce délai entre l'action des apiculteurs et les recommandations scientifiques représente une grande opportunité d'analyser comment la perception du risque et l'action personnelle des apiculteurs (appelés par la suite "parties prenantes") a évolué dans un contexte scientifique déconnecté.

Nous avons réalisé une enquête nationale auprès des parties prenantes afin d'enregistrer les apiculteurs risquant l'observation, la perception et les actions personnelles contre le frelon asiatique sur le territoire français et avant la première publication scientifique sur l'évaluation des risques liés au frelon asiatique (Requier et al., 2019a).

Nous avons ensuite estimé le risque de mortalité des colonies d'abeilles domestiques et les recommandations d'actions de gestion associées, basées sur une combinaison de programmes de science citoyenne basés sur la science et enregistrant la présence du facteur de risque (sur la base de Rome et Villemant, 2019) et la prévision de la mortalité des colonies (d'après Requier et al., 2019a). Ces informations ont ensuite été compilées pour :

- évaluer les liens de causalité qui sous-tendent les moteurs de la perception des risques et de l'action des parties prenantes dans un contexte scientifique déconnecté,

- et analyser si l'observation des risques, la perception et l'action personnelle des acteurs sont liées à des prévisions et des recommandations scientifiques post-évaluées. En outre, étant donné que les preuves accumulées ont montré que le piégeage du frelon asiatique ne représente pas une méthode de contrôle respectueuse de la biodiversité et mène à la capture d'espèces d'insectes non ciblées (Rome et al., 2011 ; Rojas-Nossa et al., 2018 ; Turchi et Derijard, 2018 ; Requier et al., 2019b), nous avons enfin discuté de la manière dont la biodiversité (c'est-à-dire l'entomofaune locale) peut être affectée par les actions personnelles potentielles déconnectées de la science.

2. Méthodes

2.1. Programme scientifique citoyen à long terme de recensement des nids de frelons asiatiques

Depuis l'introduction du frelon asiatique en France en 2004, une action citoyenne a été mise en œuvre à l'échelle nationale pour enregistrer sa gamme d'invasion. Pour cela, une plateforme web a été conçue par le Musée national d'histoire naturelle (Rome et Villemant, 2019), en invitant les gens à enregistrer leurs observations (c'est-à-dire les nids et les individus), associée à une photo pour prouver l'identité du frelon asiatique et le lieu de l'observation. Un taxonomiste a soigneusement approuvé toutes les observations valables et a exclu celles qui ne sont pas étayées par des preuves ou sur la base d'autres espèces (par exemple, le crabe *Vespa*, le frelon européen indigène) (Rome et Villemant, 2017). L'emplacement des nids de frelons asiatiques était puis enregistré dans la base de données nationale française sur la biodiversité (INPN) sur les années 2004-2019 (Rome et Villemant, 2019), cependant, nous avons limité l'ensemble de données à la période 2004 à 2013 dans le but de faire correspondre les autres ensembles de données (voir ci-dessous). Cette base de données a fourni 10 379 enregistrements de nids de frelons asiatiques. Nous avons finalement calculé la somme des nids détectés par commune pour obtenir une donnée unique à la commune, l'échelle de la zone, qui est la résolution spatiale de l'étude.

2.2. Estimation du risque lié au frelon asiatique pour les abeilles domestiques gérées

Nous avons défini le risque lié au frelon asiatique comme dépendant de la densité/l'abondance des prédateurs (c'est-à-dire le nombre de nids enregistrés) et des proies, l'abondance (c'est-à-dire le nombre de colonies d'abeilles). Alors que le prédateur/l'abondance était auparavant enregistrée dans le cadre du programme de science citoyenne (voir ci-dessus), nous avons utilisé l'ensemble des données nationales sur le cheptel d'abeilles mellifères du ministère français de l'agriculture (2017) pour calculer l'abondance des proies. Cette base de données est basée sur des déclarations des apiculteurs sur le nombre de colonies d'abeilles par commune sur l'ensemble du territoire français. Nous avons obtenu et donc utilisé les données de l'année 2013. Dans l'ensemble, l'ensemble de données allait de 0 à 2377 de colonies d'abeilles mellifères par canton. Nous avons ensuite calculé un facteur de dilution de charge de prédation du frelon asiatique en fonction du nombre de ruches par commune. Pour cela, nous avons d'abord converti le nombre de nids de frelons asiatiques par commune comme un nombre de frelons prédateurs (le facteur de risque en soi). Nous savons qu'un nid de frelons asiatiques atteint en moyenne 3000 individus pendant la saison de prédation des abeilles - de septembre à novembre - (Rome et al., 2015). Nous avons choisi une valeur de 1 % de la population de nids de frelons asiatiques (soit 30 frelons) susceptibles de précéder simultanément à partir d'un seul nid sur les ruches stock de la commune. Nous avons ensuite divisé le nombre de

frelons antérieurs dans un canton par le nombre de colonies gérées dans la même zone pour estimer la charge de frelons asiatiques par ruche. Cette estimation simple est basée sur l'hypothèse que les frelons pourraient atteindre n'importe quelle ruche située dans la même zone de leur nid. Le domaine de vol des frelons varie de 2 à 3 km (Rome et Villemant, 2017 ; Kennedy et al., 2018) et pourrait (F. Requier et al. *Journal of Environmental Management* 257 (2020) 1099833) physiologiquement atteindre jusqu'à 30 km (sur la base de tests de laboratoire, Sauvard et al., 2018), alors que la taille moyenne d'une commune française est de 3,87 km de côté longueur au carré (variant de 3 à 75 780 ha, avec une superficie moyenne de 1 500ha).

2.3. Préviation du risque de mortalité des colonies d'abeilles lié aux frelons

Nous avons utilisé le modèle mécaniste BEEHAVE (Becher et al., 2014) pour évaluer la probabilité de mortalité des colonies d'abeilles mellifères liée à la prédation par les frelons. Nous avons effectué 1000 simulations pour prédire la croissance de la population d'une colonie d'abeilles à partir de début janvier à la fin du mois de mai de l'année suivante. Cette période a été choisie pour inclure une saison d'hiver complète. Le modèle a été calibré comme suit, celui de Becher et al. (2014), pour lesquelles quatre colonies clés les paramètres ont été modifiés pour augmenter la stochasticité des prévisions et pour améliorer la représentativité de la variabilité réelle des conditions de terrain (Requier et al., 2019a). Nous avons suivi la méthode de Requier et al. (2019a) pour simuler des impacts de frelons dans BEEHAVE, consistant à modifier les deux paramètres "mortalité des chasseurs" et "distance maximale de recherche de nourriture autorisé pour la colonie" pendant la journée 240 (28 août) à la journée 310 (6 novembre). Au fil des 1000 simulations calculées, nous avons progressivement réduit la distance maximale de recherche de nourriture autorisée pour la colonie de la valeur par défaut de 7299 km par jour ramenée à 0 (pas d'activité de recherche de nourriture), et nous avons augmenté le taux de mortalité des chasseurs de la valeur par défaut de $1.00e-05$ à $2.00e-05$.

Ainsi, chaque simulation impliquait un niveau de frelon l'impact varie de faible (0 frelons avant) à fort (plusque 20 frelons antérieurs à l'entrée de la ruche). Les simulations étaient classés en fonction de leur capacité à prédire l'effondrement des colonies pendant l'hiver.

Les événements d'effondrement ont été définis en fonction des deux seuils de Becher et al. (2014) :

- des simulations qui prédisent une taille de population moins de 4 000 abeilles adultes en hiver,
- et des simulations qui prévoient un épuisement total du stock de miel pendant l'hiver. Nous avons alors estimé

la probabilité de mortalité des colonies liée à la prédation du frelon asiatique dans chaque canton.

Cette dernière étape a consisté à déduire les risque de mortalité modélisé pour le nombre estimé de frelons asiatiques avant sur les ruches pour chaque commune du territoire français.

2.4. Recommandation de gestion prévisionnelle

Nous avons suivi les recommandations de Requier et al. (2019a) qui suggèrent l'application de méthodes de contrôle uniquement en cas de forte charge de frelons (c'est-à-dire

plus de 13,3 frelons avant l'entrée de la ruche). Faible charge de frelons n'entraînent pas de paralysie de la recherche de nourriture (c'est-à-dire que le facteur le plus important de mortalité des colonies est le nb de frelon), alors que le risque lié aux frelons ne concerne que des colonies précédemment affaiblies. En cas de forte charge de frelons, le risque d'effondrement d'une colonie d'abeilles dû à la présence de frelon entraîne une paralysie de la recherche de nourriture de la colonie d'abeilles et, par la suite, une surconsommation des stocks de miel réservé à l'hivernage (Requier et al., 2019a). Les données de Requier et al.(2019a) ont suggéré que dans de telles conditions, le contrôle des charges de frelons autour des ruches pourrait diminuer le nombre de frelons qui survolent et aider les colonies d'abeilles à conserver leur activité de recherche de nourriture. Ainsi, des recommandations de contrôle fondées sur la science ont été fournies dans les communes où les charges estimées de frelons dépassaient 13,3. Dans le cas contraire, les recommandations dissuader les parties prenantes de prendre des mesures de contrôle.

2.5. Enquête auprès des parties prenantes sur l'observation, la perception et la action personnelle

Nous avons réalisé une enquête auprès des parties prenantes en 2013 (c'est-à-dire six ans avant la publication de l'évaluation des risques liés au frelon asiatique, notamment recommandation de gestion, Requier et al., 2019a) pour enregistrer le risque l'observation, la perception et l'action personnelle des apiculteurs contre Le frelon d'Asie sur le territoire français. Nous avons d'abord conçu un questionnaire pour inviter les apiculteurs à notifier leurs activités, dont 11 des questions destinées à enregistrer :

(1) le lieu de l'opération - les noms et le code postal de la commune

où plus de 50% des colonies sont placées.

(2) Taille de l'exploitation - le nombre total de colonies d'abeilles gérées

à la date de l'enquête.

(3) Formation - L'année de début de l'activité apicole a été demandée.

L'éducation a ensuite été estimée comme le nombre d'années de l'apiculture pratiquée, qui correspond à la durée s'est écoulé entre la date de l'enquête et le début de cette l'activité.

(4) Observation des facteurs de risque - Observation des nids de frelons asiatiques dans les

le paysage entourant l'opération (c'est-à-dire dans un rayon de 500 m autour du rucher ; deux catégories : oui ou non)

(5) Observation des risques - Observation du frelon asiatique avant le miel les abeilles à l'entrée de la ruche (deux catégories : oui ou non)

(6) Mortalité hivernale totale - le nombre total de colonies mortes pendant la saison d'hiver 2009-2010, 2010-2011 et 2011-2012

(7) Mortalité hivernale présumée liée aux frelons - Le nombre de colonies mortes, vraisemblablement en raison du comportement prédateur des frelon pendant les hivers de la saison 2009-2010, 2010-2011

et 2011-2012.

La perception du risque a ensuite été estimée comme la proportion de colonies perdues à cause du frelon asiatique par rapport le nombre total de colonies perdues, puis la moyenne annuelle

(Fig. 1).

(8) Action personnelle - La mise en place d'une méthode de contrôle des frelons utilisant des pièges (deux catégories : oui ou non).

(9) Numéro du piège - Si (8) est oui, le nombre de pièges établis dans toute l'opération.

(10) Conception du piège - Si (8) est oui, le type de piège utilisé. Puis, en résumé dans deux catégories : piège commercial ou piège artisanal.

(11) Composition de l'appât - Si (8) est oui, le type d'appât utilisé. Ensuite, on résume dans deux catégories : les appâts commerciaux ou les appâts faits maison.

Le questionnaire a ensuite été distribué en juin 2013 sur le territoire français par le biais des réseaux sociaux apicoles et des journaux d'apiculture. Il a notamment été publié dans quatre revues nationales des revues d'apiculture et d'entomologie et était également disponible en ligne sur diverses plates-formes web (par exemple, le site web consacré au frelon asiatique de visite des sites web des universités et des apiculteurs des provinces de la Gironde, Dordogne et Indre et Loire). Les apiculteurs avaient jusqu'en décembre 2013 pour envoyer leurs réponses, date de fin de l'enquête.

Après une post-validation a été fixée (pour exclure les réponses incomplètes : 18 répondants),

les réponses des 401 autres répondants ont été utilisées pour analyser les moteurs de l'action des apiculteurs contre le frelon asiatique, et la relation avec les prévisions de la science. Les réponses sont venues des apiculteurs qui ont été répartis dans tout le pays (Fig. 1).

2.6. Tester le rôle des contextes sociaux, environnementaux et économiques

Les contextes sociaux, environnementaux et économiques peuvent affecter la perception et les actions des parties prenantes (Martín-López et al., 2012). Ces facteurs peuvent affectent également les prévisions scientifiques, étant donné leur rôle dans l'invasion biologique, en particulier dans le cas du frelon asiatique (par exemple, Robinet et al., 2017).

Nous avons utilisé le CORINE (Coordination de l'information sur l'environnement) L'ensemble de données Land Cover 2012 pour enregistrer le contexte environnemental de chaque canton (Agence européenne pour l'environnement, 2010). Cet ensemble de données est caractérisé par une haute résolution spatiale (c'est-à-dire 100 m²) et est composé de 44 différentes classes de couverture terrestre (ci-après "habitat"), chacune appartenant à l'une des quatre grandes catégories suivantes : surfaces artificielles (urbaines, routes, unités industrielles, etc.), les zones agricoles (terres arables non irriguées,), les espaces naturels (forêt de conifères, rochers nus, etc.) et les zones humides et marines (estuaires, salines, etc.).

Sur la base de Fournier et al. (2017), nous n'avons retenu que les catégories identifiées comme

l'habitat approprié pour le frelon asiatique, et a calculé la proportion de ces habitats par canton. Nous avons utilisé l'ensemble des données nationales de population humaine du ministère français de l'agriculture (français ministère de l'Agriculture, 2017) pour enregistrer le nombre de personnes vivant dans (F. Requier et al. *Journal of Environmental Management* 257 (2020) 109983) chaque commune comme un indicateur du contexte social. En effet, le nombre de personnes vivant dans une région pourrait avoir un effet positif sur la probabilité de détecter un nid, mais pourrait également influencer les actions personnelles des parties prenantes par l'interaction sociale et la prise de décision en groupe (Traves et al, 2004 ; Behdarvand et al., 2014). Enfin, nous avons utilisé le nombre de colonies d'abeilles mellifères par commune (voir ci-dessus, ministère français de l'agriculture, 2017) comme une estimation du niveau de l'apiculture économique.

2.7. Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées dans le cadre du projet R pour les statistiques

Calcul de la version 3.3.3 (R Development Core Team, 2018).

Identification des liens de causalité sous-jacents aux facteurs de perception des risques par les parties prenantes et l'action personnelle.

Nous avons utilisé des analyses de chemin (Shiple, 2009) pour démêler les effets directs et indirects tout au long des chaînes de l'observation des risques pour contrôler l'action. L'analyse de la courbe permet de démêler les éléments les plus plausibles, liens directs et indirects dans les ensembles de données multivariées en évaluant l'indépendance entre les variables indirectement liées. Nous avons appliqué le chemin en utilisant le paquet R de PiecewiseSEM (Lefcheck, 2016). Nous avons d'abord des prévisions scientifiques sélectionnées pour toutes les communes où nous avons recueilli des réponses des apiculteurs à l'enquête (n = 401, Fig. 1). Nous avons ensuite construit un schéma qui reproduit la structure mécaniste sous-jacente à l'action des parties prenantes, en liant l'observation des facteurs de risque (par exemple, le frelon asiatique nid), l'observation des risques (c'est-à-dire le frelon asiatique qui précède la ruche), la perception du risque (c'est-à-dire la proportion de colonies perdues en raison de l'entrée du frelon d'Asie) et l'action personnelle des parties prenantes (application du contrôle méthodes).

L'analyse du lien entre l'observation des risques, la perception et les actions des parties prenantes et les prévisions et recommandations scientifiques post-évaluées.

Nous avons construit un modèle de base similaire qui reproduit la structure mécaniste qui sous-tend les recommandations d'actions prévues par la science, liant le facteur de risque (inventaire des nids de frelons asiatiques), le risque d'identification (nombre prévu de frelons à la ruche entrée), estimation du risque (mortalité prévue des colonies de frelons) et les recommandations de la direction fondées sur la science (recommandation de contrôle). Nous avons ensuite analysé la relation entre les parties prenantes les données et les prévisions scientifiques (par exemple, l'observation des facteurs de risque et respectivement) pour tester les corrélations potentielles. Chaque lien de causalité dans le modèle de cheminement a été décrit comme un modèle linéaire (LM) ou un modèle linéaire généralisé (GLM), utilisant les fonctions `lm` et `glm` dans le paquet de base `R` respectivement, en fonction de la nature des variables concernées.

Nous avons utilisé des MLG avec une structure d'erreur binomiale pour l'observation des facteurs de risque, l'observation des risques, l'action personnelle des parties prenantes et la recommandation fondée sur la science. Nous avons utilisé des LM avec une erreur gaussienne pour les autres variables. Toutes les variables ont été normalisées en utilisant Z et la distribution normale des résidus de chaque modèle était vérifiée. Nous avons ensuite identifié la structure de modèle de cheminement la plus simple qui ne pas s'écarter des attentes conditionnelles d'indépendance tout en n'incluant que les liens significatifs. L'analyse de la trajectoire a montré une cohérence les liens de causalité le long des deux chaînes et entre celles-ci, de l'observation des risques de contrôle, avec des liens indirects qui ne s'écartent pas de manière significative des exigences d'indépendance conditionnelles (C $\frac{1}{4}$ 35.27, P $\frac{1}{4}$ 0.823 ;Fig. 2). Coefficients et valeurs P détaillées sous-jacents à l'analyse de la trajectoire sont présentés dans les documents complémentaires en ligne (annexe A).

Effet des actions des parties prenantes sur la biodiversité. Nous avons d'abord évalué l'efficacité de piégeage (c'est-à-dire l'action de contrôle des parties prenantes) sur le piégeage ciblé du frelon asiatique. Pour cela, nous utilisons un GLM avec un binôme structure d'erreur pour tester le lien logistique entre le nombre de pièges établi (log-transformé) et la collection de frelons asiatiques comme variable binaire (oui $\frac{1}{4}$ 1 ou non $\frac{1}{4}$ 0). Nous avons ensuite évalué l'effet

Fig. 1. Répartition spatiale de deux évaluations des risques liés au frelon :

(1) Risque prédit scientifiquement, obtenu à l'échelle de la ville, correspondant au nombre de frelons pouvant précéder les ruches (dégradé de couleurs). Cette estimation a été obtenue sur la base de déclarations de citoyens en ligne vérifiées par un spécialiste.

(2) Risque perçu par les parties prenantes (cercles noirs ouverts). Cette estimation a été obtenue en invitant les apiculteurs (c'est-à-dire les parties prenantes) à déclarer sur un questionnaire standardisé leur observation, leur perception et leur gestion du frelon asiatique

3. Résultats

3.1. Facteurs de perception des risques et d'action personnelle des parties prenantes

Parmi la chaîne allant de l'observation des risques à l'action de contrôle des parties prenantes, les liens les plus notables ont été établis entre l'observation des facteurs de risque, l'observation des risques et l'action personnelle (Fig. 2). Suivre les liens de causalité, l'action personnelle des parties prenantes (la réalisation du piégeage) a été positivement affectés par l'observation du risque (c'est-à-dire l'observation des frelon qui précède l'entrée de la ruche), et l'observation des facteurs de risque (c'est-à-dire l'observation des nids de frelons asiatiques dans les paysage du rucher). La perception du risque (c'est-à-dire la mortalité des colonies) a été positivement affectée par l'observation du risque mais n'était pas liée à l'action personnelle. Enfin, le contexte social (le nombre de personnes dans la commune) a eu un effet négatif direct sur l'observation du facteur de risque, et un effet négatif indirect sur le risque l'observation (Fig. 2).

3.2. Les liens entre l'observation des risques, la perception et l'action personnelle des parties prenantes et les prévisions et recommandations scientifiques après évaluation

D'autre part, les liens de cause à effet ont montré que la recommandation d'une action de contrôle a été positivement affectée en cascade par l'estimation du risque (c'est-à-dire la mortalité prévue des colonies de frelons), l'identification du risque (c'est-à-dire le nombre prévu de frelons avant

à l'entrée de la ruche), et l'inventaire des facteurs de risque (c'est-à-dire l'inventaire des nids de frelons asiatiques). Le contexte environnemental (l'habitat approprié pour le frelon d'Asie) a eu un effet positif direct sur l'inventaire des facteurs de risque, et un effet positif indirect sur l'observation du risque (Fig. 2).

A son tour, le contexte économique (le nombre de ruches par commune) a eu un effet négatif indirect sur l'estimation du risque.

Ces effets, qui sous-tendent la chaîne allant de l'inventaire des facteurs de risque à de contrôle confirment l'intégration de l'approche scientifique d'estimer les processus dans l'analyse de la courbe.

Il est intéressant de noter que les deux chaînes (parties prenantes et science) ont été liées entre l'observation des facteurs de risque et l'inventaire des facteurs de risque, et entre l'observation et l'identification des risques (Fig. 2), ce qui suggère que les observations sont conformes aux inventaires scientifiques (Annexe S1).

Cependant, la perception du risque et les actions des parties prenantes était déconnectée de la science retardée (Fig. 1), ce qui suggère que les apiculteurs avaient des perceptions inexacts du risque de frelons asiatiques et a mené des actions de piégeage lorsqu'il était pas nécessaire, et vice versa (annexe S1).

3.3. Effet des actions des parties prenantes sur la biodiversité

Au total, 63,3 % des répondants (n = 274) ont effectué le piégeage de les frelons d'Asie. D'après les réponses des parties prenantes, la fréquence de l'incidence des frelons asiatiques piégés varie de 80% à 100% en fonction de la conception du piège et de la composition de l'appât (Fig. 3). Le plus efficace était le piège fait maison (basé sur une bouteille en plastique) avec des appâts commerciaux (Vetopharma® bait). Toutefois, cette combinaison a également été très performant pour piéger le frelon européen indigène *Vespa crabro* (c'est-à-dire avec la même efficacité de capture que celle du frelon asiatique (Fig. 3)).

Malheureusement, toutes les combinaisons de modèles de pièges et d'appâts Les compositions ont eu des effets néfastes sur l'entomofaune non ciblée, y compris les abeilles domestiques dans le cas de pièges artisanaux remplis de appât fait maison (par exemple avec du vin, du sucre, de la bière) et piège commercial (appât Vetopharma®) rempli d'un appât commercial (Fig. 3). En moyenne, les apiculteurs utilisaient 7,4 pièges pour leur exploitation, allant de 1 à 180 des pièges. Bien que la mise en place d'un seul piège ait conduit à moins de 50 % de chances d'attraper le frelon asiatique ciblé, la mise en place d'un plus grand nombre de pièges a conduit à une forte augmentation de cette probabilité (n = 274, Z = 5,530, P < 0,001 ; Fig. 4a).

4. Discussion :

Les parties prenantes gèrent l'environnement dans les paysages dominés par l'homme, idéalement en suivant des plans de gestion qui étaient auparavant établis par des politiques environnementales fondées sur la science.

Ici, nous avons montré que les apiculteurs devaient agir personnellement en fonction de leurs propres observations et la perception du risque (le risque de prédation des abeilles par le frelon d'Asie) au lieu de suivre des recommandations scientifiques qui ont été différées dans le temps.

Leurs actions personnelles étaient liées à leurs observations du risque, mais non liées à leur perception du risque (c'est-à-dire la présomption de mortalité des colonies). Les résultats suggèrent qu'ils ont pratiqué une action de contrôle comme des mesures préventives, même dans des contextes où elles n'ont perçues tout risque direct pour leur production. Alors que les observations sur les risques étaient conformes aux estimations scientifiques, leur perception des risques et les actions personnelles ont été déconnectées de la science retardée.

Les pièges ont augmenté la probabilité d'attraper le frelon asiatique ciblé, mais n'ont pas affecté la forte probabilité d'attraper d'autres insectes non ciblés. La ligne pointillée montre relation non significative. La ligne épaisse montre les prévisions du modèle avec des zones ombrées (présentées si le modèle est significatif) indiquant l'intervalle de confiance à 95 %.

Ces résultats suggèrent que les apiculteurs perçoivent un risque lorsqu'il n'y en a pas et vice versa, et agir lorsqu'il n'y en a pas nécessaire dans des contextes de déconnexion de la science (par exemple, l'action de piégeage dans absence de nids de frelons dans le paysage environnant). Malheureusement, ces actions, qui ne sont pas liées à la science, ont également des répercussions importantes sur la biodiversité locale. Les actions de piégeage conduisent à la capture d'espèces non ciblées l'entomofaune locale, déjà menacée par de nombreux facteurs et en déclin (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Ce travail souligne que la perception du risque par les parties prenantes et leur action n'ont pas suivi une approche respectueuse de la biodiversité dans un contexte . Les recommandations générales formulées avant toute études formelles d'évaluation des risques n'ont pas été suffisantes pour informer et sensibiliser des parties prenantes aux effets néfastes sur la biodiversité pour piéger les frelons asiatiques. Une explication possible pourrait être que les parties prenantes ont appliqué des méthodes de contrôle aux fins de la prévention des risques.

En effet, on a rapidement prédit que le frelon asiatique allait probablement se développer sur l'ensemble du territoire français ainsi que pour s'étendre éventuellement plus loin dans Europe occidentale (Villemant et al., 2011).

Les relevés annuels de l'expansion du frelon asiatique ont confirmé la propagation rapide de cette espèce envahissante sur le territoire français (Rome et Villemant, 2019) et plus loin dans les pays européens voisins (Rome et Villemant, 2019).

Cela pourrait affecter la perception du risque par les parties prenantes à l'égard de l'obligation de prendre des mesures de contrôle même si le facteur de risque n'est pas encore présent dans un domaine, et même avec des méthodes qui peuvent être préjudiciables pour la biodiversité.

En effet, l'utilisation commune de pièges passifs simples avec le sirop fait maison ou les appâts empoisonnés sont connus pour ne pas réduire les populations de frelons asiatiques (Beggs et al., 2011 ; Turchi et Derijard, 2018) et représentent une méthode peu efficace pour contrôler les abeilles domestiques (Monceau et al., 2012 ; Requier et al., 2019a,b).

Bien que les impacts environnementaux du piégeage commun sur les nombreuses espèces de l'entomofaune locale a été établie avant l'étude d'évaluation des risques (par exemple, Dauphin et Thomas, 2009 ; Beggs et al., 2011 ; Rome et al., 2011), les méthodes plus respectueuses de la biodiversité sont maintenant testées et/ou disponibles pour les apiculteurs. Par exemple, plus les systèmes de piégeage spécifiques aux espèces, basés sur l'attraction des phéromones sexuelles, sont actuellement en cours de développement et pourraient permettre la capture spécifique de frelon d'Asie sans piéger d'autres insectes (Couto et al., 2014 ; Cheng et al. 2017 ; Guevar et al. 2017 ; Wen et al. 2017 ; Turchi et Derijard, 2018).

En outre, l'utilisation de muselières - un filet placé autour de la planche d'envol de la ruche permet aux apiculteurs de continuer même en présence de frelons en vol stationnaire - peut réduire la paralysie de la recherche de nourriture et affecte donc positivement la survie des colonies stressées par les frelons (Requier et al., 2019b).

Étant donné le multiple des preuves des effets négatifs de l'utilisation de méthodes de piégeage communes sur l'entomofaune locale (Rome et al., 2011 ; Rojas-Nossa et al., 2018 ; Turchi et Derijard, 2018 ; Requier et al., 2019b) que la présente étude confirme, nous recommandons aux apiculteurs de privilégier l'utilisation de méthodes respectueuses de la biodiversité, telles que des systèmes de piégeage spécifiques aux espèces et des muselières de ruche pour la lutte contre le frelon asiatique.

Reconnecter la science et l'action est l'une des priorités du 21^e siècle (Nisbet et Scheufele, 2009 ; Groffman et al., 2010 ; Shackleton et al., 2019a). En général, les invasions biologiques sont un sujet très complexe lorsqu'il en matière de communication des risques, car elle est marquée par une forte dualité d'opinions parmi la nécessité d'actions de contrôle - pour réduire la menace sur la biodiversité indigène due à une espèce envahissante - et la recommandation d'aucune action en raison du risque direct d'impact des méthodes de contrôle sur la biodiversité (Courchamp et al., 2017).

Les résultats de cette étude mettent en évidence la nécessité d'améliorer la qualité et la quantité des communications sur les risques entre la science et l'action dans les premières étapes des plans de gestion, d'améliorer durablement les pratiques des parties prenantes. Au cours de la dernière année, on constate une augmentation de la pratique des programmes de science citoyenne et d'autres projets communautaires dans le domaine de la biologie de la conservation (Bryce et al., 2011 ; Follett et Strezov, 2015 ; Requier et al., sous presse).

Ceux-ci permettent, dans les systèmes socio-écologiques, de mettre en relation les chercheurs, les citoyens

et les parties prenantes autour de questions environnementales communes. Par exemple, une récente étude sur la science citoyenne aux États-Unis a montré qu'un large public s'intéresse pour les questions de conservation des pollinisateurs (Wilson et al., 2017). Cette étude a montré que les efforts de conservation nécessitent un soutien public important et que tout programme visant à stopper ou à atténuer le déclin des pollinisateurs devraient prévoir des mesures de sensibilisation et d'éducation.

Les programmes scientifiques et autres projets communautaires pourraient également faciliter les interactions humaines et l'éducation concernant d'autres sujets de la conservation de la biodiversité et la gestion de l'environnement, comme le risque sur les questions relatives aux espèces envahissantes. Dans l'ensemble, les scientifiques doivent communiquer avec les parties prenantes et vice versa, en partageant des informations explicites sur le risque, l'hypothèse retenue, le cadre méthodologique utilisés, et l'incertitude qui accompagne les prévisions de risque, afin pour garantir des recommandations de gestion co-construites, cohérentes et acceptables

Nos résultats contribuent à combler un manque de connaissances sur la manière dont les actions personnelles des parties prenantes évoluent dans un contexte déconnecté de la science. En particulier, nos résultats démontrent que la communication mutuelle entre les parties prenantes et les chercheurs, avant, pendant et après le risque est un élément qui doit être renforcé pour garantir son utilité pour la gestion et les politiques en matière d'invasion biologique.

En outre, l'implication des parties prenantes dans les programmes de gestion des invasions est essentiel non seulement pour assurer leur succès, mais aussi pour améliorer leur acceptabilité

et éviter les situations où ces programmes résultent d'un seul acteur impliqué (Liu et al., 2011 ; Verbrugge et al., 2013).

Pour cela, il faut les travaux d'interaction entre les parties prenantes et les chercheurs lors de la rédaction, la réalisation et l'évaluation finale des programmes cogérés (Crowley et al. 2017 ; Novoa et al. 2018 ; Shackleton et al. 2019a). Par exemple, des forums et des tables rondes sur Internet pourraient promouvoir une telle communication mutuelle. De nouveaux moyens de communication sont également nécessaires, afin d'établir un lien bidirectionnel entre les chercheurs et toutes les parties prenantes impliquées dans le processus de gestion des invasions.