



Caractéristiques des arbres, peuplements et paysages abritant des colonies d'abeilles mellifères sauvages en Suisse

Travail de Bachelor réalisé par François Houriet
Sous la responsabilité de Thibault Lachat
Zollikofen, le 9 août 2024

Déclaration sur la propriété intellectuelle et l'octroi des droits d'utilisation

Par ma signature, je déclare :

- connaître le Règlement de la Haute école spécialisée bernoise sur l'intégrité scientifique ainsi que les conséquences de son non-respect ;
- m'y être conformé-e lors de la réalisation de ce travail ;
- avoir réalisé ce travail personnellement et de manière autonome, et avoir signalé comme tels tous les contenus dont je ne suis pas l'auteur-e, avec mention précise de leur origine ;
- avoir piloté moi-même l'élaboration de l'entier du travail et le cas échéant, ne pas avoir repris sans réfléchir de contenus générés par une intelligence artificielle,
- accepter que mon travail soit testé à l'aide d'un logiciel de détection des plagiat et enregistré dans la base de données de la BFH,
- accorder à la HAFL, un droit d'utilisation gratuit, non exclusif et de durée illimitée de mon travail.

Bienne, le 09.08.2024

Signature : 

Avis concernant l'utilisation des travaux étudiants de la Haute école des sciences agronomiques, forestières et alimentaires BFH-HAFL

Tous les droits relatifs aux travaux de semestre et de minor ainsi qu'aux mémoires de bachelor et de master sont propriété de leur auteur-e. Cependant, la HAFL en détient un droit d'utilisation gratuit, non exclusif et de durée illimitée.

Les travaux de semestre et de minor ainsi que les mémoires de bachelor et de master font partie des programmes de formation de la HAFL et sont rédigés par les étudiant-e-s de manière autonome. L'école décline toute responsabilité pour les erreurs qu'ils pourraient contenir et ne répond pas des dommages qui en découleraient le cas échéant.

Zollikofen, décembre 2023
La direction BFH-HAFL

Table des matières

Liste des tableaux	2
Liste des figures	2
Résumé	1
1 Introduction	2
2 État des connaissances	3
2.1 Biologie de l'abeille et essaimage	3
2.2 Caractérisation des arbres abritant des colonies d'abeilles mellifères sauvages	4
2.3 Apiculture traditionnelle et choix du site de nidification	4
2.4 Monitoring des populations d'abeilles mellifères	5
2.5 Comportement des abeilles mellifères, défis et risques rencontrés	7
3 Matériel et méthodes	8
3.1 Données Free The Bees	8
3.1.1 Données du projet « Distribution des cavités d'arbres »	8
3.1.2 Données du projet Swiss BeeMapping	8
3.2 Sélection et situation des arbres.	9
3.3 Extraction des données par télédétection	10
3.4 Méthode de terrain	11
3.4.1 Données relevées pour l'arbre individuel	12
3.4.2 Données relevées au niveau du peuplement	13
3.5 Analyse statistique	13
3.5.1 Sélection des variables explicatives	13
3.5.2 Implémentation des modèles	18
4 Résultats	19
4.1 Résultats des relevés de terrain	19
4.2 Résultats des analyses statistiques	20
4.3 Comparaison entre les cavités naturelles et cavités artificielles	25
4.4 Comparaison cavités naturelles, cavités artificielles occupées et cavités artificielles jamais occupées	26
4.5 Comparaison cavités artificielles occupées et cavités artificielles jamais occupées	27
4.6 Cavités artificielles occupées en 2023 et 2024 comparées aux cavités inoccupées en 2023 et/ou 2024	28
5 Discussion	28
5.1 Caractérisation des éléments du paysage	28
5.2 Caractérisation des éléments du peuplement forestier	30
5.3 Synthèse des effets des facteurs environnementaux	31
5.4 Limites, biais et autres facteurs	31
5.5 Bilan des projets et recommandations pour la promotion et la conservation des abeilles mellifères en forêt	33
6 Conclusion	34
7 Bibliographie	35
Remerciements	39
Annexes	40

Liste des tableaux

Tableau 1. Arbres sélectionnés pour l'étude.	10
Tableau 2. Données extraites par télédétection	10
Tableau 3. Données relevées de l'arbre individuel et méthode.	12
Tableau 4. Paramètres d'entrée des différents modèles de régression logistique.	14
Tableau 5. Arbres relevés sur le terrain en juin 2024.	19
Tableau 6. Fréquences des plantes relevées.....	20
Tableau 7. Explication des termes et des entrées du tableau de présentation des résultats	20
Tableau 8. Résultats des modèles binomiaux utilisés pour analyser les données..	22
Tableau 9. Moyenne, écart-type, minimum et maximum pour les variables explicatives en fonction des variables réponses des différents modèles	24

Liste des figures

Figure 1. Cavité aménagée dans un sapin blanc.....	4
Figure 2. Densité de colonies par km ² par canton.	6
Figure 3. Distribution spatiale des ruchers dans le canton de Berne.....	7
Figure 4. Exemple de cluster d'arbres porteur de cavités artificielles.	9
Figure 5. Carte d'ensemble des arbres sélectionnés.....	9
Figure 6. Placettes d'inventaire avec ou sans lisière à l'intérieur.....	11
Figure 7. Cavité anthropique creusée dans un érable (<i>Acer pseudoplatanus</i>) occupée par une colonie d'abeilles, le trafic d'ouvrières autour de l'ouverture est très important.	12
Figure 8. <i>Box plots</i> des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour l'ensemble des arbres.	15
Figure 9. <i>Box plots</i> des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour les cavités artificielles.	16
Figure 10. <i>Box plots</i> des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour les cavités artificielles..	17
Figure 11. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle A	25
Figure 12. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle B	26
Figure 13. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle D	27
Figure 14. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle E	28
Figure 15. Carte de la densité des ruchers dans un rayon de 3 km..	29
Figure 16. Quantité de gros bois morts et très gros bois vivants des peuplements.	30
Figure 17. Cavités naturelles détectées en relation avec la fréquentation des forêts.....	32

Illustration de la page de titre © F. Houriet

Résumé

HOURIET F - Caractéristiques des arbres, peuplements et paysages abritant des colonies d'abeilles mellifères sauvages en Suisse

Les abeilles mellifères, en particulier l'abeille noire (*Apis mellifera mellifera*) est une espèce forestière autochtone en Suisse. Les abeilles mellifères utilisent notamment les cavités d'arbres comme site de nidification pour établir leurs colonies. Sa domestication et l'intensification de l'apiculture ont conduit à une grande densité de population d'abeilles exploitées pour leurs services écosystémiques comme la pollinisation ou la production de miel et autres produits. Cette domestication et la forte densité qu'elle implique a pour conséquence que les abeilles mellifères vivant en liberté sont très rarement considérées dans le monitoring de la biodiversité, car elles ne sont pas considérées comme une espèce sauvage. Pourtant, ces abeilles qui vivent sans intervention anthropique existent bel et bien, des populations ayant été enregistrées dans plusieurs pays européens et maintenant également en Suisse. Cette étude a pour objectif principal d'identifier des facteurs environnementaux qui favorisent ou défavorisent l'installation de colonies d'abeilles mellifères sauvages dans des arbres à cavités.

Les études existantes sur le sujet se sont principalement concentrées sur les caractéristiques des cavités elles-mêmes ainsi que le processus collectif de décision lors de la recherche de nouveau site des abeilles mellifères. Le présent travail est élaboré à partir des données d'un projet de monitoring des cavités naturelles abritant des colonies d'abeilles mellifères sauvages en Suisse et d'un second projet de création de cavités pour offrir un habitat aux abeilles mellifères, tous deux initiés par Free the Bees. Pour déterminer les facteurs environnementaux, un relevé de terrain des caractéristiques du peuplement autour des arbres porteurs de cavités artificielles se basant sur la méthode de l'indice de biodiversité potentielle est mené. Douze arbres dont la cavité était occupée l'année précédente et douze arbres dont la cavité était inoccupée sont investigués sur le terrain. Des caractéristiques paysagères sont également extraites par télédétection pour ces 24 arbres ainsi que 16 arbres du projet de monitoring des cavités naturelles.

Les résultats du relevé de terrain montrent qu'un nombre important de cavités artificielles créées pour accueillir les colonies d'abeilles mellifères sauvages sont ou ont été utilisées par les abeilles pour s'établir. L'analyse des données paysagères indique une forte corrélation entre l'occupation des cavités par des colonies d'abeilles mellifères sauvages et la densité de ruchers exploités dans les environs. Une importante couverture forestière au niveau du paysage et des peuplements caractérisés par une importante strate de ligneux bas sont favorables pour la détection des cavités par les abeilles lors de l'essaimage et favorisent leur installation. Ces facteurs peuvent en partie être influencés par des mesures sylvicoles ciblées. De plus, la création de cavités artificielles répond effectivement à un manque d'habitats de qualité pour les abeilles mellifères en forêt. Elle accompagne ainsi d'autres efforts de conservation et de promotion des espèces vivant dans les cavités, notamment la protection des arbres à cavités existants.

Mots-clés : *Apis mellifera*, Tree cavities, Honey bee, Habitat characteristics

1 Introduction

L'abeille mellifère (*Apis mellifera*) et en particulier l'abeille mellifère indigène du nord des Alpes, l'abeille noire (*Apis mellifera mellifera*) est à l'origine une espèce forestière (Kohl et Rutschmann 2018; Albouy 2019; Seeley 2019; Arndt et Tautz 2021) qui a coévolué avec son milieu. En effet, la distribution naturelle de l'espèce qui s'est répandue à partir d'un refuge méditerranéen à la fin de la dernière glaciation se limite à la limite nord des forêts de feuillus (Ruttner F et al. 1990; Albouy 2016; Kohl et Rutschmann 2018; Albouy 2019). Le milieu forestier, en particulier les forêts de feuillus sont ainsi l'habitat naturel de l'espèce à l'état sauvage, les forêts primaires offrent notamment de nombreuses opportunités que ce soit en termes de sites de nidification avec une densité de cavités plus importantes (Requier et al. 2020; Courbaud et al. 2022) ainsi qu'une structure permettant la mise en place de plusieurs strates de végétations (Willim et al. 2020).

Les populations sauvages d'abeilles mellifères ont pu évoluer jusqu'au milieu du XXème siècle sans une trop grande influence anthropique, l'apiculture traditionnelle n'ayant qu'une influence limitée sur ces populations (Crane 1999). Ce n'est que depuis la forte intensification de l'apiculture au milieu du XXème siècle que ces populations sauvages, particulièrement en Suisse où la densité de ruchers est très importante, sont sous pression avec l'introduction d'autres sous-espèces, d'hybrides et de parasites liés aux colonies exploitées (Charrière et al. 2018; OFEV et Infofauna 2024). En Suisse, selon la dernière « Liste rouge des abeilles » (OFEV et Infofauna 2024) l'abeille mellifère n'est pas considérée comme une espèce sauvage et ses populations n'ont ainsi pas été évaluées pour l'élaboration de cette liste rouge. Le document reconnaît à l'abeille noire son caractère indigène au nord des Alpes, mais considère que l'évolution de ses populations est trop fortement liée aux populations domestiques et rend son monitoring trop complexe. En effet, la très haute densité de colonies domestiques implique une grande interdépendance des populations sauvages et exploitées qui sont ainsi difficilement différenciables.

La présence de ces colonies sauvages ou férales, là où elles sont présentes en nombre important, permet néanmoins une sélection naturelle de l'espèce et une évolution génétique permettant par exemple une rapide adaptation aux nouveaux parasites, à l'exemple de *Varroa destructor* (Mikheyev et al. 2015). Seeley (2019) rapporte par ailleurs une stabilité du nombre de colonies d'abeilles mellifères sauvages dans les forêts d'Arnot aux États-Unis malgré l'apparition du varroa dans les colonies sauvages. De plus, parmi les sous-espèces, différentes sous-populations ou écotypes existent avec leurs propres traits génétiques et habitus (Albouy 2016; Alaux et al. 2019; Albouy 2019). Ainsi, la conservation de population locale d'abeilles noires est aussi une conservation de ces divers écotypes et de leur diversité génétique, conservation qui passe également par une adaptation de l'apiculture. L'origine locale des reines joue notamment un rôle significatif dans la survie de colonies sans traitement (Büchler et al. 2014). Alaux et al. (2019) soulignent aussi la convergence des facteurs affectant les abeilles mellifères et les autres pollinisateurs. Cette convergence permet la mise en place de mesures bénéfiques aux abeilles et aux différentes espèces de pollinisateurs. La conservation de l'espèce à l'état sauvage est ainsi nécessaire aux côtés de l'apiculture afin de permettre la conservation de cette espèce endémique et de ses écotypes régionaux (Bertrand et al. 2015; Requier et al. 2019). La conservation de ces populations sauvages en garantissant une bonne adaptation au milieu et une sélection naturelle doit permettre aux abeilles mellifères de maintenir les importants services écosystémiques qui servent des intérêts publics, en premier lieu son rôle essentiel de pollinisateur, utile tant pour les milieux naturels que pour l'agriculture ou la sylviculture (Fluri et al. 2001; Guntern et al. 2014; Garibaldi et al. 2017).

Dans ce contexte, l'association Free The Bees (FTB) mène plusieurs projets (FTB 2024a) pour promouvoir et conserver les populations d'abeilles mellifères sauvages en Suisse. Le présent travail s'inscrit dans deux projets distincts de FTB, le monitoring des colonies sauvages établies dans des cavités naturelles d'arbres en Suisse « Swiss BeeMapping » (SBM) et un projet de création et répartition à grande échelle de cavités d'arbres appelé « Distribution de cavité » (DCA). Afin de déterminer la capacité de survie des colonies d'abeilles mellifères sauvages en Suisse, le SBM a développé un réseau de sciences participatives permettant la mise en place d'un monitoring de dizaines de cavités occupées par des abeilles en Suisse pour évaluer notamment la continuité de leur occupation sur plusieurs années. Le projet DCA cherche à combler le manque d'habitats disponibles pour les abeilles mellifères à l'état sauvage, manque qui se fait particulièrement sentir dans les forêts exploitées pour la production (Remm et Löhmus 2011; Requier et al. 2020; Kohl et al. 2022). Un réseau de cavités artificielles est ainsi créé permettant l'établissement d'abeilles mellifères, mais pouvant aussi profiter aux nombreuses espèces associées aux arbres à cavités.

À partir des données fournies par FTB pour ces deux projets, ce travail propose de caractériser à l'échelle du peuplement et du paysage les sites qui abritent des colonies d'abeilles mellifères en adoptant un point de vue forestier. Pour effectuer cette caractérisation, plusieurs questions sont posées : (i) des structures paysagères ou forestières favorisent-elles l'établissement des abeilles dans les cavités ? (ii) des facteurs environnementaux au niveau du paysage et du peuplement favorisent-ils l'occupation continue des cavités ? (iii) les emplacements des cavités artificielles sont-ils judicieux, apportent-ils une plus-value à la conservation des abeilles mellifères en forêt ? Afin de répondre aux questions de recherches, des données paysagères pouvant avoir un impact sur les abeilles mellifères sont extraites par télédétection pour toutes les cavités, naturelles ou artificielles. De plus, un relevé de terrain de caractéristiques potentiellement impactantes pour les abeilles des peuplements et des arbres porteurs de cavités artificielles est effectué.

2 État des connaissances

2.1 Biologie de l'abeille et essaimage

Les abeilles mellifères sont des insectes sociaux qui forment des colonies de plusieurs dizaines de milliers d'individus considérées comme un superorganisme (Canciani et al. 2019). L'organisation sociale est composée de trois castes, les ouvrières, la reine ainsi que les faux bourdons. Les ouvrières occupent des rôles successifs au cours de leur existence, soins au couvain, construction des alvéoles, stockages des nutriments puis approvisionnement en nutriments et autres éléments utiles pour la colonie par le butinage, et finalement éclairceuse en cas d'essaimage (Albouy 2016; ITSAP 2017). La reine est la reproductrice de la colonie, son rôle étant uniquement de pondre des œufs. Les faux bourdons, issus d'une parthénogenèse de la reine, sont également uniquement des individus reproducteurs, mais leur rôle se déroule à l'extérieur de la colonie (ibid.). Les abeilles mellifères utilisent principalement cinq ressources : nectar, miellat, pollen, propolis et eau (ibid.). Le nectar et le miellat sont les sources principales de glucides de la colonie, ils permettent aux abeilles mellifères de produire du miel, qui est la réserve calorifique permettant la survie de la colonie durant l'hiver (ibid.). Le pollen est la source principale de protéines des abeilles, qui sert à l'élevage du couvain ainsi que pour la santé des adultes pour lesquels il est aussi source de sels minéraux et de vitamines (ibid.). La propolis est une matière que les abeilles récoltent principalement sur les bourgeons et l'écorce d'arbres (*Populus spp.*, *Alnus spp.*, *Betulus spp.*, *Fraxinus spp.*, *Aesculus spp.*, *Ulmus spp.*, *Quercus spp.*, *Abies alba*, *Picea abies*, *Pinus spp.*, ...) elle a d'importantes propriétés antiseptiques bactéricides et fongicides, ainsi les abeilles en recouvrent l'entrée de la cavité, les parois des alvéoles pour les désinfecter, elle leur permet aussi de boucher les trous du nid (Albouy 2016). L'eau est utilisée pour l'hydratation du couvain, mais aussi pour réguler l'hygrothermie de la cavité (ibid.). Ainsi différentes plantes sont utiles à différents moments de l'année pour la survie et le développement de la colonie. Certaines permettent uniquement la récolte de pollen (*Corylus avellana*), ou uniquement de nectar (*Lonicera peryclimenum*) ou les deux éléments à la fois (*Tilia spp.*), le facteur saisonnier est également très important pour la récolte de pollen (Coffey et Breen 1997). Alaux et al. (2017) ont démontré que la diversité des pollens est plus importante que leurs qualités nutritionnelles pour la santé des abeilles et améliore le taux de survie hivernal des colonies. Le rôle de pollinisateurs est également essentiel pour la santé et la diversité des forêts. En effet de nombreuses essences d'arbres (*Tilia spp.*, *Acer spp.*, *Prunus spp.*, *Sorbus spp.*, ...) sont dépendantes des insectes pour leur pollinisation (Marty 2019). Le maintien d'une population suffisante de pollinisateurs est ainsi essentiel à la bonne santé des écosystèmes forestiers actuels et futurs.

L'essaimage est l'acte reproducteur de la colonie par sa division en deux. Après la reconstitution printanière des effectifs de la colonie, les abondantes ressources printanières permettent l'élevage d'un couvain très important et bientôt le nid devient trop petit, en particulier la régulation du climat interne devient impossible à gérer pour les abeilles (Albouy 2019). Le timing de l'essaimage est très important et son apparition tôt dans la saison influence la survie hivernale de la colonie (Seeley et Visscher 1985). La vieille reine sort du nid accompagné d'environ trois quarts de la colonie (Rangel et Seeley 2012) et l'essaim ainsi formé se met à la recherche d'un nouveau lieu. Une jeune reine sort alors de son cocon royal dans la ruche ou la cavité originelle et va supprimer

ses possibles concurrentes encore dans leur cocon. La jeune reine prend ensuite son envol à la recherche de congrégations de faux bourdons (Gerald M. Loper et al. 1987) afin de se reproduire et perpétuer la colonie abandonnée par la reine précédente.

2.2 Caractérisation des arbres abritant des colonies d'abeilles mellifères sauvages

Les plus anciennes études se rapportant aux choix des cavités par les abeilles sauvages sont celles menées par Thomas D. Seeley aux États-Unis à partir des années 1970. Ses études de mesure des nids trouvés dans la forêt et de tests proposant différents nids à des essaims lui ont permis de déterminer quelques caractéristiques des cavités pour lesquelles les abeilles montrent une préférence : un volume compris entre 10 et 100 litres avec un pic de la distribution autour de 40 litres, une entrée dans la cavité orientée tendanciellement vers le sud, une hauteur d'entrée de la cavité en hauteur (1 m < 5 m) et une préférence pour les cavités ayant déjà été occupées (Seeley et Morse 1976; Seeley 1977, 2019). Pour déterminer les préférences de hauteur d'entrée dans la cavité, des tests avec deux nids identiques à des hauteurs différentes ont été proposés à des essaims, ceux-ci ont systématiquement choisi le nid le plus élevé des deux. Les préférences de volumes sont en partie confirmées par l'étude de Schmidt et Hurley (1995) sur des essaims d'abeilles européennes en Arizona. Les essaims devaient choisir entre des cavités de 13.5 litres et 31 litres, ils ont très majoritairement choisi les plus grandes cavités. Oleksa et al. (2013) ont recensé les colonies s'étant établies dans les allées d'arbres bordant les routes en Pologne à partir d'une évaluation sur le terrain. Ce recensement a permis de trouver 45 colonies parmi les 3571 arbres porteurs de cavités inspectés (15'115 arbres inspectés au total), les colonies se sont ainsi installées dans 1.3 % des arbres ayant des cavités. Le facteur ayant la plus grande importance favorisant l'installation d'une colonie dans un arbre porteur de cavités est son diamètre, les abeilles ne s'établissant pas dans les arbres avec un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) plus petit que 50 cm. Ce diamètre semble cohérent avec les conclusions de l'étude de Seeley et Morse (1976) sur le volume idéal des cavités, en effet un DHP plus petit permet difficilement une cavité d'un tel volume. Également en cohérence avec Seeley et Morse (1976), il ne ressort de l'étude aucune préférence pour une essence en particulier. Visick et Ratnieks (2024) ont établi un relevé des colonies vivant dans des arbres dans le sud-est de l'Angleterre à partir de l'inventaire des arbres anciens. Cet inventaire d'arbres anciens leur a permis de sélectionner des sites avec une densité importante d'arbres potentiellement adaptés pour abriter une colonie d'abeilles vivant en liberté. Leurs résultats montrent une corrélation positive entre le DHP et l'occupation des cavités, bien que le DHP moyen (130 cm) des arbres étudiés soit déjà très élevé. La seule essence ayant un taux d'occupation plus élevé que le taux attendu aléatoirement est le châtaignier (*Castanea sativa*), principalement grâce à son DHP moyen (160 cm) élevé et sa forte propension à avoir des cavités (73 % des individus étudiés contre moins de 50 % au total).

2.3 Apiculture traditionnelle et choix du site de nidification

L'aménagement de cavités (fig. 1) pour accueillir les abeilles est une technique qui est utilisée dans l'est de l'Europe depuis plusieurs siècles afin de récolter le miel (Crane 1999). Elle semble ne jamais avoir été introduite en Suisse où l'apiculture s'est toujours déroulée dans des structures anthropiques comme des paniers en osier ou des ruchers-troncs (Crane 1999). La technique inspirée de l'habitat naturel des abeilles mellifères dans des cavités d'arbres est encore utilisée aux côtés de l'apiculture moderne de nos jours, dans l'Oural où une très grande population d'abeilles noires génétiquement pure est encore présente.



Figure 1. Cavité aménagée dans un sapin blanc (*Abies alba*). © F. Houriet

L'apiculture dans ces cavités d'arbres d'origine anthropique représente encore environ 1 % des 300'000 colonies enregistrées (Ilyasov et al. 2015). Actuellement, la technique gagne en popularité chez des apiculteur·ices cherchant une approche plus en accord avec la biologie de l'abeille et son habitat naturel (Powell 2016). FTB mène ainsi un projet spécifique aux côtés du projet DCA pour promouvoir cette apiculture traditionnelle (FTB 2024b). Les cavités ainsi créées correspondent le plus possible aux cavités naturelles dans lesquelles les abeilles s'installent librement (Seeley 2019).

Le processus de choix du site de nidification par les abeilles est un long processus démocratique (Seeley 2017). Une fois sortie de la colonie, la vieille reine se pose non loin et les abeilles l'accompagnant forment alors une grappe autour d'elle (Albouy 2019). Une partie des ouvrières se transforme alors en éclaireuses et partent inspecter les potentiels sites de nidifications (Gilley 1998). Les éclaireuses inspectent en détail les sites potentiels, elles mesurent notamment les volumes des cavités potentielles (Seeley 1977; Franks et Dornhaus 2003) et éliminent celles dont les caractéristiques ne correspondent pas à leurs attentes. De retour auprès de l'essaim, les éclaireuses vont recruter de nouvelles abeilles en effectuant une danse à la surface de l'essaim. Si d'autres abeilles sont convaincues par la danse, elles vont à leur tour visiter le site de potentielle nidification et promeuvent à leur tour ce site de retour à l'essaim (Camazine et al. 1999). Toutes les éclaireuses rapportent les qualités des sites qu'elles ont trouvés et ainsi naît un débat. Ce débat peut durer plusieurs heures ou jours en fonction du nombre de sites potentiels et de la facilité à déterminer la meilleure alternative. La prise de la bonne décision de s'envoler collectivement vers le site le plus conforme semble être la règle. Face à un choix entre cinq nichoirs dans un paysage neutre, dont un d'excellente qualité et quatre de qualité médiocre, quatre essaims sur cinq se sont dirigés vers le nichoir optimal bien que celui-ci ait parfois été découvert plusieurs heures après les autres (Seeley et Buhrman 2001). L'essaim ne quitte le lieu de repos pour le nouveau site de nidification qu'après avoir atteint un consensus (Seeley et Visscher 2004).

2.4 Monitoring des populations d'abeilles mellifères

Moritz et al. (2007) ont comparé la densité de colonies de sous-espèces de *Apis mellifera* en Allemagne et en Afrique du Sud, la population est estimée génétiquement à partir de la capture de faux bourdons. Il en ressort une densité de population beaucoup plus importante dans le milieu naturel non influencé par l'apiculture en Afrique du Sud, comparé à la densité des colonies en Allemagne principalement issue de l'apiculture. Ces résultats peuvent être relativisés par l'étude de Jaffé et al. (2010) qui permet d'établir une relation linéaire entre la densité des colonies et la température moyenne annuelle. Cependant la densité européenne de colonies d'abeilles mellifères sauvages ou domestiques semble tout de même largement plus faible que la densité naturelle attendue pour la latitude.

Seeley et al. (2015) ont mené une recherche dans la forêt de Arnot aux États-Unis qui a permis de déterminer, au moyen de tests génétiques, que les colonies d'abeilles mellifères de cette forêt ne sont que très peu influencées génétiquement par les colonies des ruchers alentour. Ces colonies évoluent ainsi dans une quasi-autarcie dans leur milieu naturel. Cette condition de quasi-autarcie est soutenue par une densité de population de 1 colonie/km². Kohl et Rutschmann (2018) ont recensé les colonies vivant dans les arbres des forêts de deux sites en Allemagne. Dans les forêts du Parc national de Hainich, ils ont procédé à une recherche des colonies au moyen du Beelining (Seeley 2016) une méthode ancienne utilisée par les chasseurs de miel depuis des siècles (Crane 1999). Cette méthode permet de déterminer la distance et la direction du site de nidification en capturant des ouvrières et en leur offrant une source de nourriture abondante. De cette manière, une densité moyenne minimale de 0.13 colonie/km² a été déterminée pour cette forêt. Afin d'évaluer la densité de colonie dans les forêts du « Schwäbische Alb », les auteurs ont mené une inspection de terrain à partir d'un inventaire des arbres portant des cavités de pic noir (*Dryocopus martius*), dont les caractéristiques correspondent aux qualités requises pour les abeilles. Ces cavités sont des sites de nidification de choix pour les abeilles mellifères. En effet, elles ont une très bonne durabilité une étude ayant montré une valeur médiane de 18 ans de vie pour les cavités de pics noirs (Wesołowski 2011). Les arbres connus ayant des cavités vieilles d'au moins dix ans ont été inspectés afin d'évaluer la présence de colonies. Sur les 98 arbres porteurs de cavités de pics noirs inspectés sur le terrain, 7 sont occupés par des colonies d'abeilles mellifères. À partir de ces données, une densité minimale pour la région basée uniquement sur l'occurrence dans les

cavités de pics noirs est calculée, celle-ci est de 0.11 colonie/km². Ces résultats sont à nuancer, car à partir de nouvelles recherches sur l'occupation des cavités de pic noir, une forte disparité saisonnière a été relevée (Kohl et al. 2022). En effet, la densité d'occupation de ces cavités varie de 0.23 colonie/km² en été à 0.02 colonie/km² au printemps, ce qui indique un taux de survie très faible des colonies en hiver. De plus, les chercheurs ont vérifié le lignage génétique des colonies survivantes ce qui a permis de déterminer un taux de survie effectif annuel d'environ 10 % des colonies. Ce pourcentage ainsi que la capacité limitée des colonies à produire de nouveaux essaims, en règle générale maximum 2 essaims par colonie, impliquent un nécessaire apport de nouveaux essaims chaque année à partir des ruchers environnants. Ainsi, la densité de colonies nécessaire pour le renouvellement naturel d'une population sauvage n'est pas atteinte ici.

En Irlande, où une population très pure d'abeilles noires existe (Hassett et al. 2018), une tentative d'inventaire nationale des abeilles vivant sans intervention humaine a été menée (Browne et al. 2021). Un grand nombre de colonies a été relevé, la majorité s'est cependant établie dans des bâtiments puisque seulement 10 % des colonies sont établies dans des arbres. La nature peu forestière, 11 % de couverture forestière du pays, ainsi que des peuplements majoritairement composés de résineux avec une exploitation intensive offrent peu d'habitats forestiers propices aux abeilles. La grande majorité de ces colonies sont de la sous-espèce endémique *Apis mellifera mellifera*. Le taux de survie des colonies semble être favorisé par ces habitats anthropiques qui offrent une certaine stabilité climatique aux colonies. Cependant, aucune vérification de la filiation génétique des colonies n'a été effectuée ce qui ne permet pas de différencier clairement une colonie qui a survécu à l'hiver d'une colonie nouvellement arrivée après l'essaimage printanier. Rutschmann et al. (2022) ont étudié les colonies d'abeilles mellifères s'étant installées dans des poteaux électriques creux en Galice. Avec un relevé extensif de ces poteaux, une densité minimale de 0.17-0.22 colonie/km² a été trouvée. Cette densité plus importante que pour d'autres études similaires (Oleksa et al. 2013; Kohl et Rutschmann 2018) peut être expliquée par les conditions climatiques plus favorables comme explicitées chez Jaffé et al. (2010). De plus, l'étude a permis de déterminer que ces colonies vivant sans intervention humaine sont comme chez Browne et al. (2021) de la sous-espèce locale, ici *Apis mellifera iberiensis*. Par ailleurs, les auteurs ont déterminé un taux de survie hivernal plus important pour les colonies s'étant établies dans un paysage principalement composé de forêt et de maquis, comparé aux colonies s'étant établies dans un paysage majoritairement agricole. Ici, ce taux correspond plutôt à la continuité d'occupation des cavités, car aucun test génétique permettant de déterminer la filiation des colonies n'a été mené.

Dans une revue de la littérature des études sur la densité des colonies d'abeilles mellifères, Visick et Ratnieks (2023) montrent que la majorité des colonies dans le monde sont des colonies d'abeilles mellifères sauvages, l'Europe étant la seule région où les colonies d'élevages ont une densité plus élevée que les colonies sauvages. En Suisse, uniquement la densité de colonies

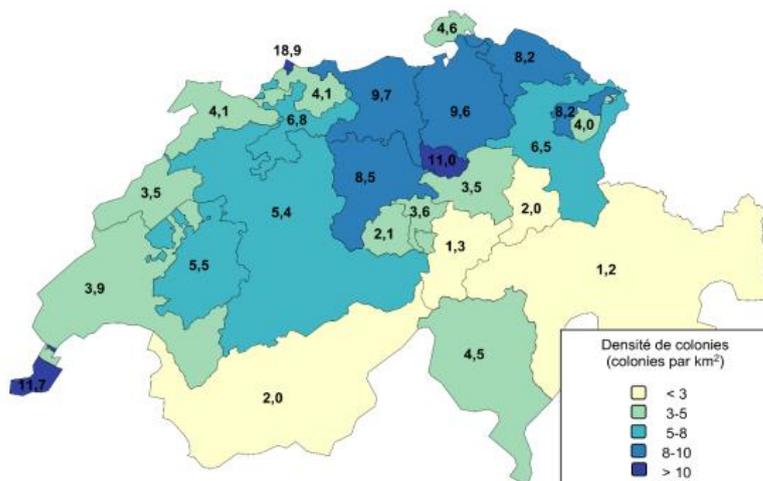


Figure 2. Densité de colonies par km² par canton. (Charrière et Würigler 2024)

domestiques est connue (Charrière et Würgler 2024), avec 4.4 colonies/km², elle se situe dans la moyenne européenne, mais est bien au-dessus des pays voisins comme l'Allemagne (2.5 colonies/km²) et la France (2.3 colonies/km²). De plus cette densité moyenne de colonies ne reflète pas une uniformité, de fortes disparités régionales existent avec une densité beaucoup plus importante sur le Plateau et dans les cantons urbains notamment et une densité faible dans les régions alpines (fig. 2) la limite d'installation d'un rucher étant située aux alentours de 1500 m (Apisavoir 2024), la topographie alpine limite les possibilités d'installation pour les apiculteur·ices. La répartition spatiale des ruchers dans le canton de Berne (fig. 3) illustre parfaitement les différentes densités entre les écorégions du canton. En analysant visuellement la répartition des ruchers, une densité beaucoup plus forte dans le Mitteland que dans l'Oberland ou le Jura se remarque aisément, la moyenne cantonale se situant à 5.5 colonies/km², la densité sur le Plateau est extrêmement forte.

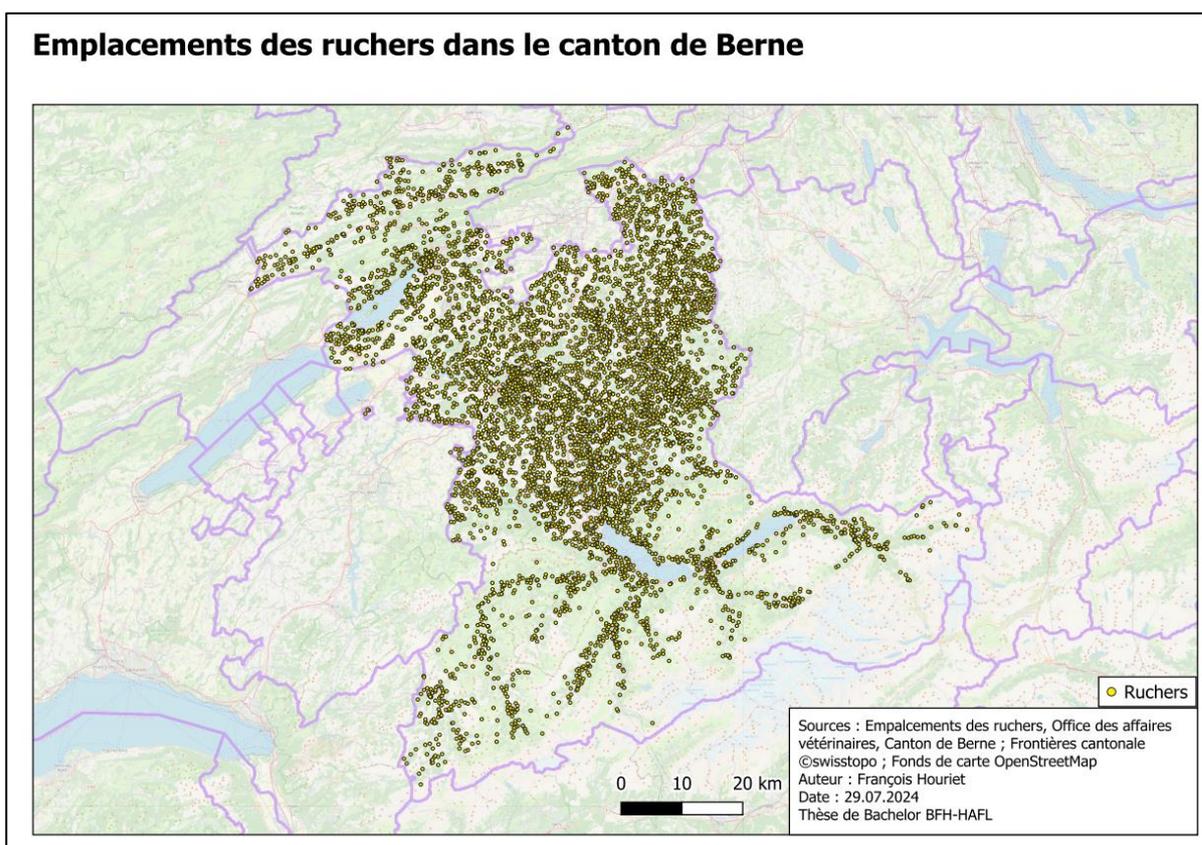


Figure 3. Distribution spatiale des ruchers dans le canton de Berne.

2.5 Comportement des abeilles mellifères, défis et risques rencontrés

Face au défi du varroa, les colonies d'abeilles mellifères sauvages sont vraisemblablement favorisées par leur habitude de nicher dans des cavités plus petites que ce que proposent les ruches traditionnellement utilisées en apiculture (Loftus et al. 2016). Le fait de vivre dans ces petites cavités force les colonies à essaimer plus régulièrement et ainsi priver les varroas de leur moyen de reproduction dans le couvain. Cet essaimage plus fréquent peut ainsi être l'un des facteurs qui permet l'évolution et l'adaptation des colonies vivant en liberté aux différents parasites (Mikheyev et al. 2015). En complément, Kohl et al. (2023) ont étudié le taux de survie de colonies vivant en liberté afin de déterminer les facteurs les plus importants affectant le taux de survie hivernale. Les différents micro parasites des abeilles ne semblent ainsi pas être le facteur prépondérant, les différents prédateurs (*Dryocopus martius*, *Picus canus*, *Picus viridis*, *Dendrocopos major*, *Martes martes*) des cavités jouent un rôle plus important pour le taux de survie des colonies. La disponibilité de cavités bien protégées est ici le principal facteur limitant la survie des colonies en hiver. Le second facteur important est la qualité nutritionnelle des environs

pour les abeilles. En effet, l'étude a recensé un taux de survie plus important pour les colonies avec un paysage (rayon de 2 km) riche en flore mellifère. Ce deuxième facteur est en accord avec l'étude de Rutschmann et al. (2023) sur les distances de butinage, leurs différences saisonnières ainsi que les préférences en termes d'habitat forestier des abeilles mellifères. En effet, les abeilles butinent sur de plus longues distances lorsqu'elles sont dans un milieu majoritairement forestier. La distance plus importante avec la lisière en est la cause, ce qui implique une nécessité de butiner à l'extérieur de la forêt dans des milieux ouverts florifères. Cependant, le milieu forestier, ici des forêts dominées par le hêtre (*Fagus sylvatica*) sont utiles nutritionnellement aux abeilles à la sortie de leur hibernation, avec des ressources disponibles tôt dans la saison. Une fois la canopée refermée, les abeilles se tournent vers des ressources plus éloignées dans les milieux ouverts. Toutefois, des variations saisonnières dépendant de la floraison de certaines essences (*Tilia spp.*, *Robinia pseudoacacia*, ...) sont encore relevées.

3 Matériel et méthodes

3.1 Données Free The Bees

L'association FTB a fourni les données concernant les deux projets distincts auxquels le présent travail est lié. Durant la préparation de ce travail, il a été décidé de prioriser le travail de terrain sur les données du projet « Distribution des cavités d'arbres » (DCA) qui contiennent des données de présence-absence des colonies dans les cavités, plus adaptées à une analyse statistique, alors que les données du projet SBM par la nature même du projet indiquent uniquement des données de présence. Les données des deux projets sont également analysées au moyen de données extraites par télédétection.

3.1.1 Données du projet « Distribution des cavités d'arbres »

Les données fournies par FTB (Annexe 1) concernent 51 arbres dans lesquels une cavité ayant les qualités pour accueillir une colonie d'abeilles a été créée. Tous les arbres se situent dans le milieu forestier. Parmi les 51 arbres, 12 ont été colonisés par des abeilles mellifères selon les données actuelles fournies. Les données contiennent un grand nombre d'informations sur l'arbre et la cavité en elle-même. Les données utilisées dans le présent travail sont les suivantes :

- Coordonnées (Lat ; Long)
- Hauteur de l'entrée de la cavité
- Présence d'une colonie d'abeilles mellifères

Les données de la cavité (dimension, forme, volume, ...) ne sont pas utilisées dans ce travail, les cavités ont été considérées comme conformes aux qualités requises pour accueillir une colonie d'abeilles mellifères. Les données concernant l'arbre et sa situation sont quant à elles relevées sur le terrain ou par télédétection (chap. 3.3 et 3.4).

3.1.2 Données du projet Swiss BeeMapping

Les données fournies par FTB (Annexe 2) concernent 26 arbres porteurs de cavités naturelles dans lesquelles une colonie s'est établie. Le monitoring de ces cavités est effectué au travers d'un projet de sciences participatives. Les données de suivi de l'occupation des cavités n'ont pas été mises à disposition, uniquement les arbres actuellement occupés sont inclus. Les données de tous les arbres ne sont pas uniformes, certains champs étant renseignés pour un arbre, mais pas pour un autre. Parmi ces 26 arbres, 22 ont été indiqués comme se situant dans un milieu forestier. Étant donné que seule une analyse à partir de la télédétection est effectuée sur ces arbres, les coordonnées de leur position ont été extraites des données fournies. Les autres données utilisées dans le présent travail sont la hauteur de l'entrée de la cavité, l'orientation de celle-ci et l'essence des arbres. Le DHP n'étant pas relevé pour la totalité des arbres, il n'est malheureusement pas utilisable pour ce travail. L'orientation de l'ouverture indiquée au moyen des points cardinaux été transformée en azimut.

3.2 Sélection et situation des arbres.

Exemple de cluster de cavités

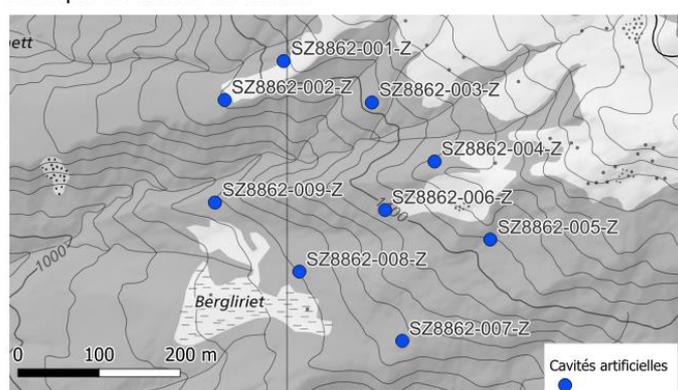


Figure 4. Exemple de cluster d'arbres porteur de cavités artificielles. Source : Fonds de carte ©swisstopo ; Données cavités FTB

La sélection des arbres à cavité pour le relevé de terrain s'effectue sur les arbres du projet DCA uniquement. Le premier critère est la présence d'abeilles mellifères, ce qui concerne 12 arbres du projet. Pour obtenir un jeu de données équilibré, 12 arbres de ce projet sans enregistrement de présence d'abeilles ont ensuite été sélectionnés. La sélection des 12 arbres avec absence de présence s'est faite de manière semi-aléatoire. Premièrement, la concentration d'arbres avec une présence de colonie dans le nord et l'est de la Suisse ont éliminé les arbres se situant en Suisse occidentale. Deuxièmement, tous les arbres isolés sans voisin direct (distance de > 1 km)

ont été sélectionnés. Troisièmement, parmi les clusters (fig. 4) existants d'arbres, un tirage au sort a été effectué. Avec ces trois étapes de sélection, 12 arbres avec une absence d'enregistrement d'occupation sont sélectionnés. Concernant les cavités naturelles du projet SBM, le premier critère de sélection est la nature forestière du milieu dans lequel l'arbre se situe, la liste est ainsi réduite à 22 arbres. Afin de permettre l'extraction de données par télédétection, deux critères supplémentaires ont éliminé 6 arbres du projet SBM, la proximité (moins de 3 km) d'une frontière nationale et la disponibilité des données cantonales de la position géographique des ruchers (chap. 3.3). La sélection finale contient donc 16 arbres porteurs de cavités naturelles occupées par des abeilles mellifères, 12 arbres porteurs de cavités artificielles occupées et 12 arbres porteurs de cavités inoccupées, soit un total de 40 arbres (fig. 5, tab. 1)

Carte des arbres à cavités sélectionnés

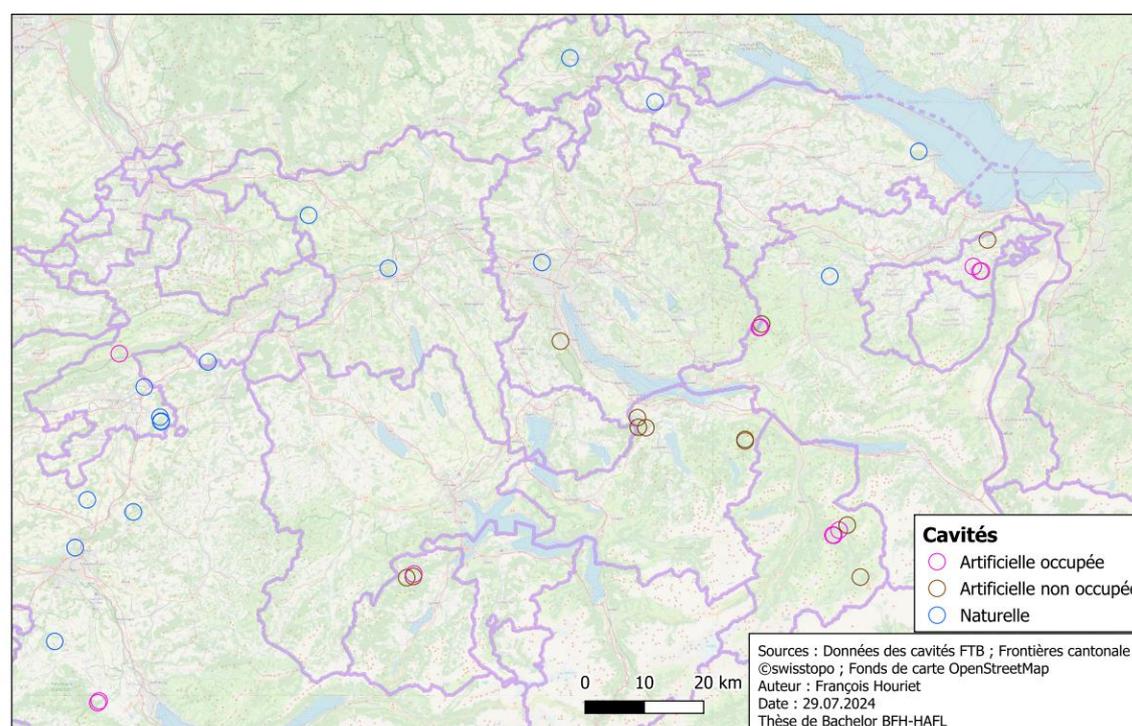


Figure 5. Carte d'ensemble des arbres sélectionnés.

Tableau 1. Arbres sélectionnés pour l'étude. Légende : Aal : *Abies alba* ; Pab : *Picea abies* ; Psy : *Pinus sylvestris* ; Que : *Quercus spp.* ; Fsy : *Fagus sylvatica* ; Fex : *Fraxinus excelsior* ; Saa : *Salix alba*

Type de cavités	Nombre	Méthode de récolte des données		Altitude en m [min ; max]	Essences						
		Téledétection	Terrain		Aal	Pab	Psy	Que	Fsy	Fex	Saa
Naturelles (NAT)	16	X		[374 ; 810]	1	1	1	5	4	3	1
Artificielles occupées 23 (Y)	12	X	X	[710 ; 1458]	7	4	1	-	-	-	-
Artificielles inoccupées 23 (N)	12	X	X	[513 ; 1359]	8	4	-	-	-	-	-

3.3 Extraction des données par télédétection

Toutes les données de télédétection ont été traitées au moyen du logiciel SIG QGIS 3.34.3 et de R (R core team 2024, version 4.4.1) avec les package {sf} (Pebesma 2018 ; Pebesma et Bivand 2023) pour les données vectorielles et {terra} (Hijmans 2024) pour les données de raster, les données suivantes (tab. 2) ont été extraites pour tous les arbres concernés par ce travail. La couche SIG contenant toutes les données de localisation des arbres est disponible en Annexe 3.

Tableau 2. Données extraites par télédétection

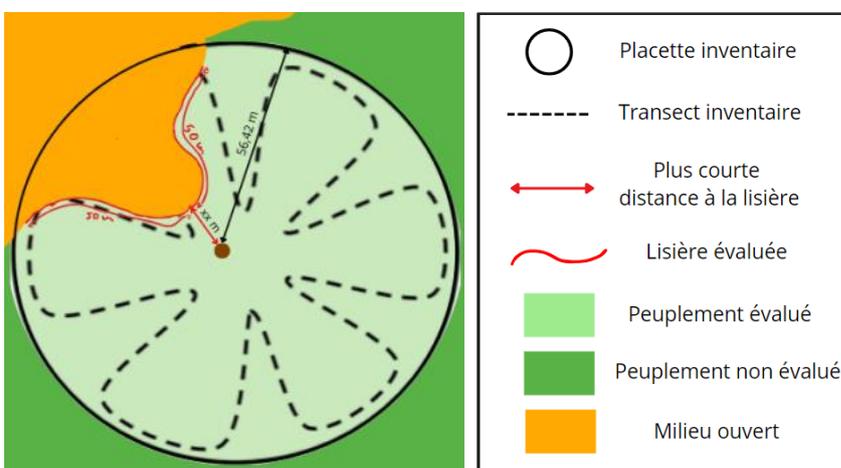
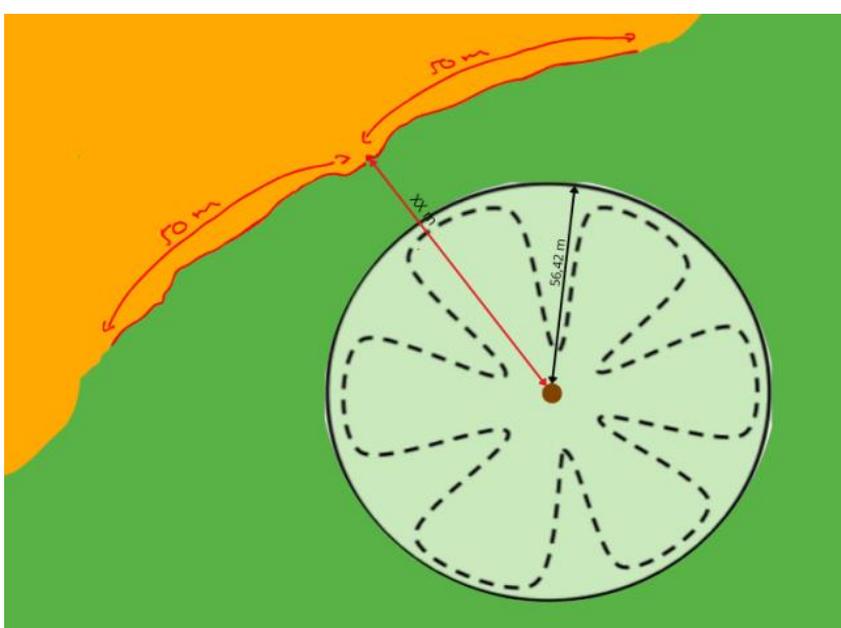
Échelle	Variabes	Unité	Source des données	Méthode
PAYSAGE (r = 3 km)	Densité de ruchers	n/km ²	Données des cantons (AG ; AI ; AR ; BE ; GL ; LU ; OW ; NW ; SG ; SH ; SZ ; SO ; TH ; UR ; ZG ; ZH) (Annexe 4)	Merged (QGIS) → <i>Ruchers.gpkg</i> → Script R (Annexe 5) extract data buffer 3 km → <i>Nombre de ruchers</i> → <i>Densité en n/km²</i>
	Proportion habitat	%	Milieus naturels de Suisse (Price et al. 2023)	Script R Extract data (Annexe 6) → <i>Proportion par typologie pour chaque zone</i>
PEUPLEMENT (1 ha)	Couverture forestière	%	swissTLM3D	QGIS : Sélection uniquement (Forêt) → Clip (buffer 1 ha) → <i>Proportion surface forêt dans chaque buffer en %</i>
	Distance à la lisière	m		Transformation des polygones (forêt) en lignes → Point le plus proche sur ligne depuis l'arbre → <i>Distance en m</i>

	Position	m	LV95	Transformation des coordonnées dans le système LV95
ARBRE	Altitude	m	SwissALTI3D	Extraction valeur raster DHM2m à chaque point → <i>Altitude pour tous les arbres</i>
	Pente	°		Script R data extract (Annexe 7) → <i>Pente et exposition moyenne dans un rayon de 10 m de l'arbre</i>
	Exposition	(degré)		

3.4 Méthode de terrain

Le relevé de terrain est effectué durant les mois de mai et de juin 2024. Dans la mesure du possible, les relevés se déroulent durant des journées avec des conditions de vol acceptables pour les abeilles (temps sec, température >15°C).

Pour relever les données, un formulaire (Annexe 8) est créé sur l'exemple des relevés de l'indice de biodiversité potentiel (IBP) (Larrieu et Gonin 2008; Gonin et Larrieu 2023) en adaptant celui-ci aux caractéristiques des habitats propices aux abeilles mellifères sauvages. Les données sont



relevées sur une placette avec une surface de 1 ha. Cette placette est définie par un cercle avec un rayon égal à 56,42 m. Ce cercle est tracé sur QGIS (*buffer*) avec pour centre la position de l'arbre issue des données fournies par FTB. Le projet SIG est ensuite porté sur un appareil mobile équipé de QField, qui permet le suivi en direct de la localisation pour visualiser les limites des placettes sur le terrain. De plus, une couche vectorielle de points est créée sur ce projet, afin de permettre l'ajout de remarques ou la correction des informations (position de l'arbre, de la lisière, ...) extraites par télédétection au préalable. Uniquement la zone forestière de chaque placette est évaluée par un parcours en plein en suivant un itinéraire en étoile (fig. 6) (Gonin et Larrieu 2023).

Figure 6. Placettes d'inventaire avec ou sans lisière à l'intérieur.

3.4.1 Données relevées pour l'arbre individuel

Les données suivantes (tab. 3) sont relevées pour les arbres ayant des cavités artificielles créées par FTB.

Tableau 3. Données relevées de l'arbre individuel et méthode.

Données	Unité	Méthode/source
ID	-	Données FreeTheBees
Coord x	LV95	Données FreeTheBees / Terrain en cas d'incohérence
Coord y	LV95	Données FreeTheBees / Terrain en cas d'incohérence
Essences	-	Détermination terrain
Dendromicrohabitats (DMH)	-	Jumelles → Guide de poche (Bütler et al. 2020)
DHP	cm	Mesure avec chevillière
Orientation ouverture	° (degré)	Boussole (smartphone)
Hauteur ouverture	cm	Données FTB / Terrain en cas d'incohérence
Occupation	Oui/non/autre (Guêpes,...)	Jumelles → trafic important d'ouvrières au niveau de l'entrée de la cavité (fig. 7)



Figure 7. Cavité anthropique creusée dans un érable (*Acer pseudoplatanus*) occupée par une colonie d'abeilles, le trafic d'ouvrières autour de l'ouverture est très important. © F. Houriet

3.4.2 Données relevées au niveau du peuplement

Les caractéristiques du milieu correspondant aux abeilles mellifères sont principalement tirées des informations de Albouy (2016). Sur cette base, une liste de plantes mellifères (arbres, buissons et herbacés et semi-ligneux) a été établie. Les néophytes envahissants aux qualités mellifères sont inclus dans une catégorie propre. Le recouvrement de chacune des plantes est relevé par seuil (formulaire annexe 8). Ces seuils sont adaptés proportionnellement à la couverture forestière de la placette, ainsi ceux-ci sont directement transformables en proportion. Sur la base de l'étude de Stamets et al. (2018) les arbres porteurs d'amadouviens (*Fomes fomentarius*) sont également relevés pour leur importance concernant la santé des abeilles. De plus, la disponibilité d'une ressource en eau régulière est importante pour les abeilles (Albouy 2016), la distance à la source d'eau la plus proche est donc relevée, soit directement sur le terrain (moins de 20 m) soit par mesure sur SIG par la suite. Les autres critères relevés concernant le peuplement sont tous issus directement de l'IBP et suivent ses définitions (Gonin P et al. 2023), il s'agit des gros bois morts sur pied et au sol, des très gros bois vivants, de la présence de milieux ouverts florifères, et de la répartition des strates verticales de végétation. Pour ces différentes catégories, un relevé déplafonné est effectué.

En plus du relevé issu de l'IBP, une version simplifiée de l'évaluation de la lisière (Krüsi et Schütz 1994; ZHAW 2017) est effectuée. Cette évaluation se fait à partir du point le plus proche déterminé au préalable par télédétection. L'évaluation de la profondeur de la lisière, du cordon de buisson et de l'ourlet herbeux se fait en trois points : un premier point à hauteur du point le plus proche de l'arbre, les deuxième et troisième points à 10 m dans chaque direction depuis le premier point. La longueur du cordon de buisson et de l'ourlet herbeux, la densité du feuillage et le degré de crénelure sont déterminés sur une bande de 100 m de long, 50 m dans chaque direction à partir du point le plus proche de l'arbre (fig. 6). L'évaluation de tous ces paramètres s'effectue conformément aux définitions de Krüsi et Schütz (1994) et ZHAW (2017).

3.5 Analyse statistique

Afin de proposer une analyse statistique plus pertinente et de limiter les variables explicatives disponibles, une partie des données a été rassemblée. Les variables de couverture des différentes strates de plantes mellifères ont été rassemblées en une seule catégorie de degré de recouvrement, de plus une catégorie pour la richesse spécifique de chaque strate a également été créée. Une variable combinant le degré de recouvrement et la richesse spécifique des trois strates différentes de plantes mellifères a également été calculée. Les données quantitatives telles que le nombre de gros bois morts sur pieds et au sol, les très gros bois vivants ainsi que les milieux ouverts florifères sont adaptées pour correspondre à une quantité par hectare, grâce à la couverture forestière calculée par télédétection. Les catégories obtenues par l'extraction de la carte des milieux naturels de Suisse ont aussi été rassemblées dans des catégories plus englobantes afin de limiter les variables avec uniquement des données pour quelques arbres. Les données brutes ainsi que les données utilisées pour l'analyse sont disponibles en Annexe 9 et 10.

3.5.1 Sélection des variables explicatives

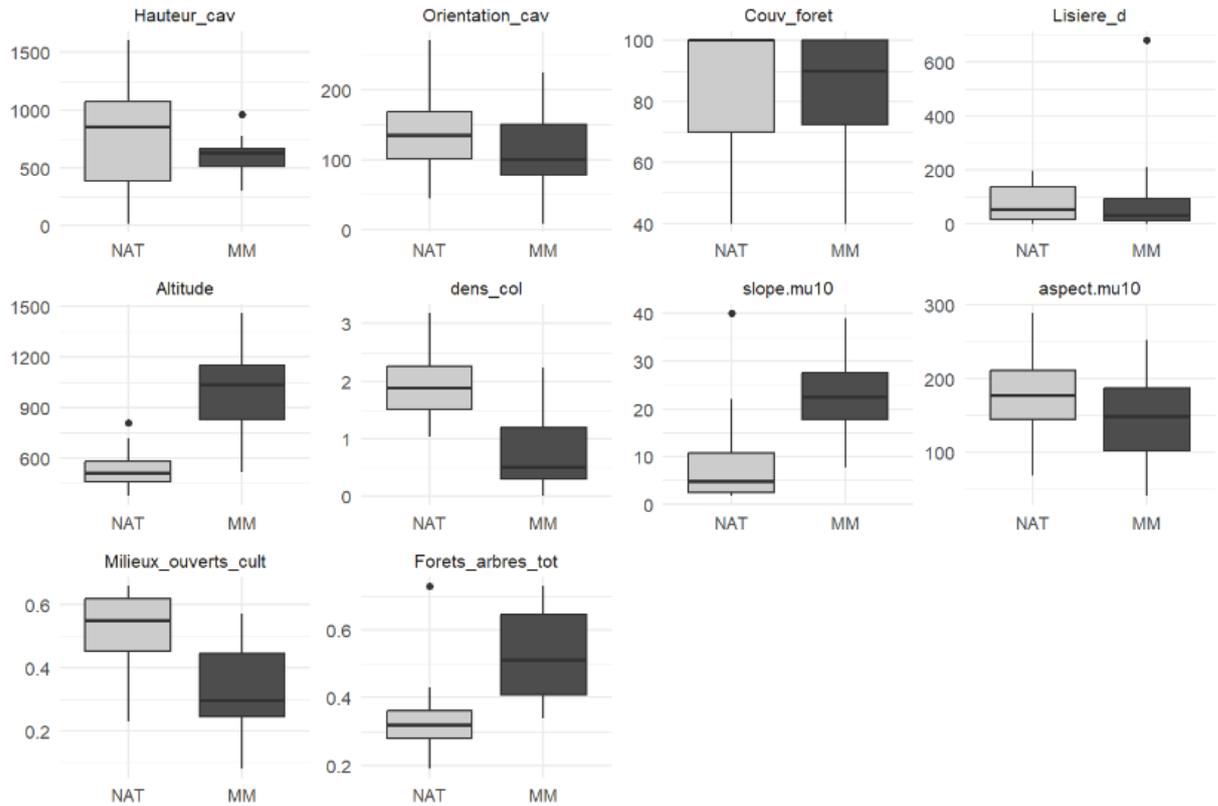
Afin de répondre aux questions de recherche, quatre modèles de régression linéaire généralisée sont implémentés (tab. 4). Deux ensembles de données sont analysés, le premier contient l'ensemble des cavités (All), le second uniquement les cavités artificielles (MM). Chaque modèle évalue les différences entre deux types de cavités pour répondre aux questions de recherche. Le modèle A compare les cavités naturelles (NAT) et les cavités artificielles (MM) afin de caractériser et d'évaluer les emplacements d'implantations des cavités artificielles. Le modèle B compare le groupe des cavités naturelles et cavités artificielles occupées (NAT&Y) aux cavités jamais occupées (NN), pour caractériser les structures et éléments paysagers favorisant l'occupation des cavités. Pour les données des cavités artificielles, le modèle C compare les cavités occupées (Y) aux cavités jamais occupées (NN) afin de caractériser les structures et éléments paysagers et forestiers favorisant la détection des cavités par les abeilles mellifères. Le modèle D compare les cavités occupées deux années de suite (YY) et les cavités jamais occupées ou seulement partiellement (N) afin de caractériser les facteurs favorisant l'occupation continue des cavités artificielles.

La quantité d'observations étant limitée, une sélection des variables explicatives est nécessaire pour implémenter des modèles de régression linéaire généralisée pertinents, qui permettent de répondre aux questions de recherche. Pour effectuer la sélection des variables explicatives à utiliser dans les modèles, outre l'état des connaissances, en particulier les études de Rutschmann et al. (2022), Rutschmann et al. (2023) et Kohl et al. (2022), des *box plots* sont créés (fig. 8-10). Les *box plots* permettent une rapide évaluation visuelle des variables et de leur potentielle significativité. L'analyse visuelle des *box plots* pour les modèles A et B indiquent plusieurs variables avec des effets similaires. Par exemple, l'altitude a un profil de distribution et des différences entre les médianes des deux groupes de variables réponses similaires à la densité de ruchers (fig. 8). La raison est une forte colinéarité avec une relation linéaire existante, en effet plus l'altitude augmente plus les ruchers se font rares (fig. 2-3, Annexe 11). La situation est similaire entre la variable de proportion de la surface agricole et de proportion de la surface forestière. Dans ces cas de figure, la variable jugée la plus pertinente a été choisie en fonction de l'état des connaissances et du point de vue forestier adopté dans ce travail. Ainsi pour les modèles A et B, sont sélectionnées la variable de densité des colonies et celle concernant la proportion de surface forestière. Pour l'ensemble de données des cavités artificielles (Modèles C et D), deux variables supplémentaires sont sélectionnées pour affiner le modèle et intégrer des facteurs à l'échelle du peuplement. En adoptant le même système de réflexion que pour les modèles A et B, les *box plots* (fig. 9-10), le tableau de colinéarité (Annexe 11) et l'état des connaissances permettent de sélectionner la variable de degré de couverture des plantes mellifères (arbres, buissons et herbacés et semi-ligneux) et celle sur le degré de couverture des ligneux bas. Ces deux variables sont alors combinées avec les variables déjà sélectionnées pour les modèles A et B (tab. 4).

Tableau 4. Paramètres d'entrée des différents modèles de régression logistique.

Ensemble de données	Modèle	Variabiles réponses	Variabiles explicatives
Toutes les cavités (n=40)	A : Différence entre cavités artificielles et naturelles	<ul style="list-style-type: none"> • Référence (0) : Cavités naturelles (NAT) • Cible (1) : Cavités artificielles (MM) 	<ul style="list-style-type: none"> • Densité de colonie (n/km²) (r = 3 km) • Surface forestière (%) (r = 3 km)
	B : Différence entre les cavités occupées et inoccupées	<ul style="list-style-type: none"> • Référence (0) : Cavités naturelles et artificielles occupées (NAT&Y) • Cible (1) : Cavités jamais occupées (NN) 	
Cavités artificielles (n =24)	C : Différence entre cavités occupées et cavités inoccupées	<ul style="list-style-type: none"> • Référence (0) : Cavités occupées (Y) • Cible (1) : Cavités jamais occupées (NN) 	<ul style="list-style-type: none"> • Densité de colonie (n/km²) (r = 3 km) • Surface forestière (%) (r = 3 km) • Degré de couverture totale des plantes mellifères (%/ha) • Degré de couverture des ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)
	D : Différence entre les cavités occupées continuellement et cavités inoccupées ou occupées partiellement	<ul style="list-style-type: none"> • Référence (0) : Cavités occupées continuellement (YY) • Cible (1) : Cavités inoccupées et occupées partiellement (N) 	

Variables explicatives en fonction du type de cavités (n = 40)



Variables explicatives en fonction du type de cavités (n = 40)

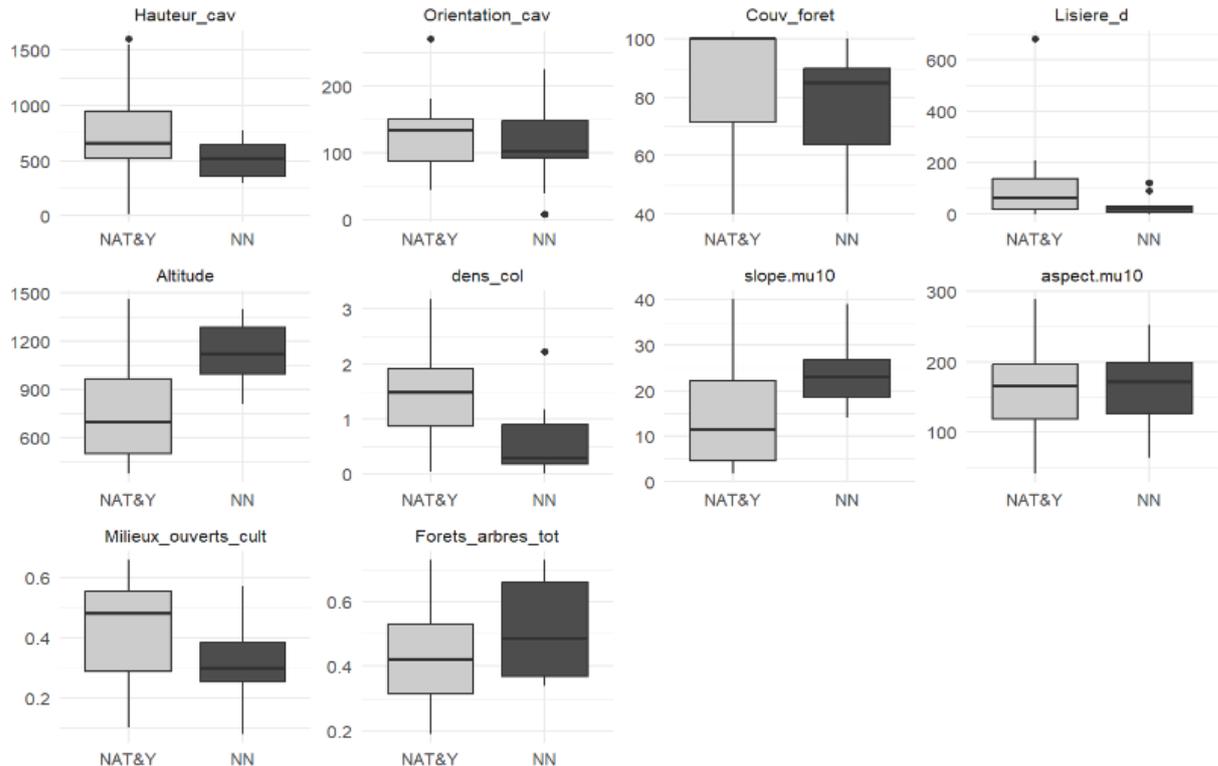


Figure 8. *Box plots* des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour l'ensemble des arbres. Légende : Hauteur_cav : Hauteur de l'entrée de la cavité (cm) ; Orientation_cav : Orientation de la cavité (°) ; Couv_foret : Couverture forestière de l'ha (%) ; Lisiere_d : Distance à lisière (m) ; dens_col : Densité de colonies d'abeilles (n/km²) ; slope.mu10 : Pente (°) ; aspect.mu10 : Exposition (°) ; Milieux_ouverts_cult : Surface agricole (%) (r = 3 km) ; Forets_arbres_tot : Surface forestière (%) (r = 3 km)

Variables explicatives en fonction du type de cavités (n = 24)

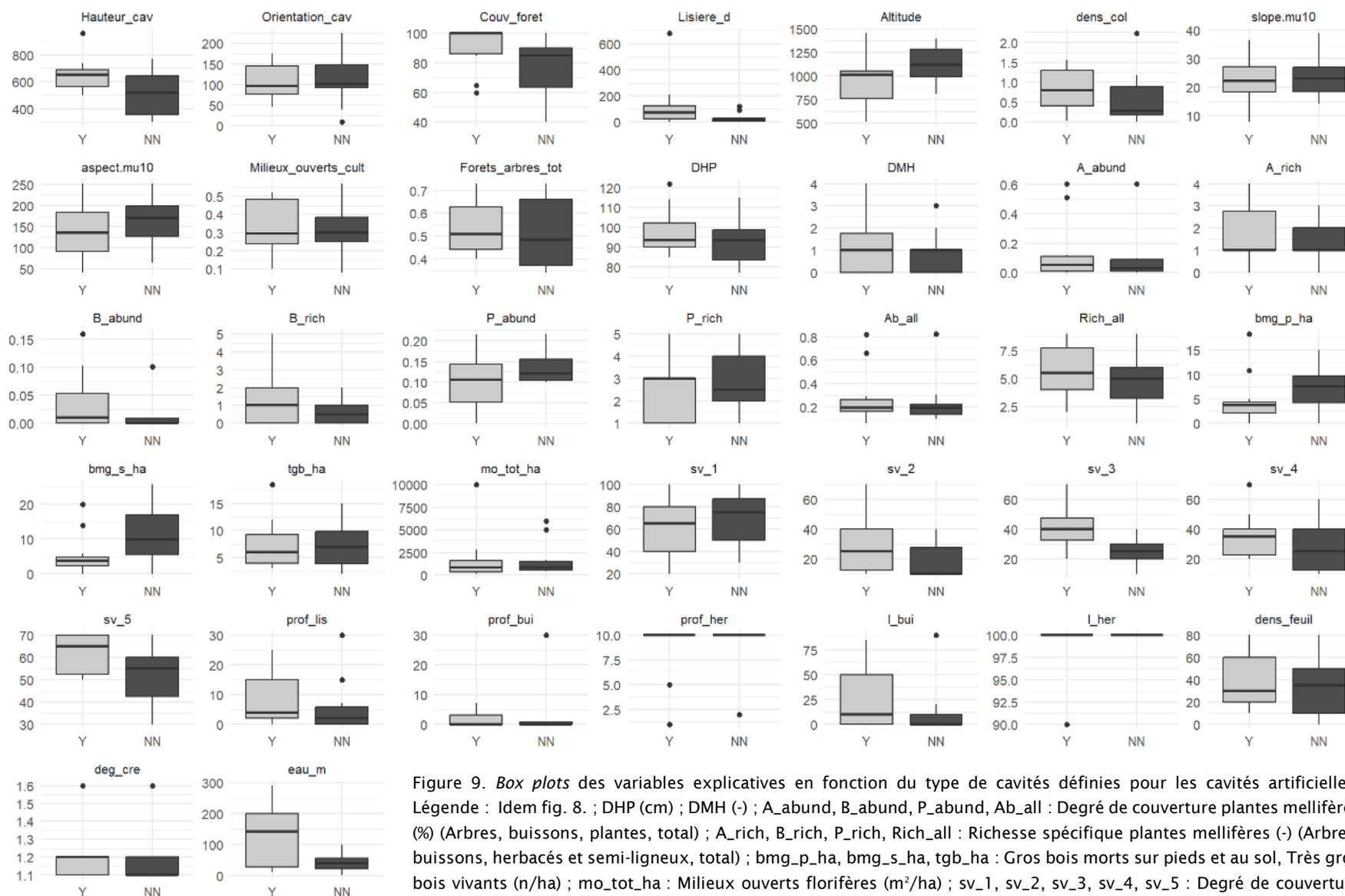


Figure 9. *Box plots* des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour les cavités artificielles. Légende : Idem fig. 8. ; DHP (cm) ; DMH (-) ; A_abund, B_abund, P_abund, Ab_all : Degré de couverture plantes mellifères (%) (Arbres, buissons, plantes, total) ; A_rich, B_rich, P_rich, Rich_all : Richesse spécifique plantes mellifères (-) (Arbres, buissons, herbacés et semi-ligneux, total) ; bmg_p_ha, bmg_s_ha, tgb_ha : Gros bois morts sur pieds et au sol, Très gros bois vivants (n/ha) ; mo_tot_ha : Milieux ouverts florifères (m²/ha) ; sv_1, sv_2, sv_3, sv_4, sv_5 : Degré de couverture des strates verticales (%) ; prof_lis, prof_bui, prof_her : Profondeur lisière, cordon de buissons, ourlet herbeux (m) ; l_bui, l_her : Longueur cordon de buissons, ourlet herbeux (m) ; dens_feuil : Densité du feuillage (%) ; deg_cre : Degré de crénelure (-) ; eau_m : Distance source d'eau (m)

Variables explicatives en fonction du type de cavités (n = 24)

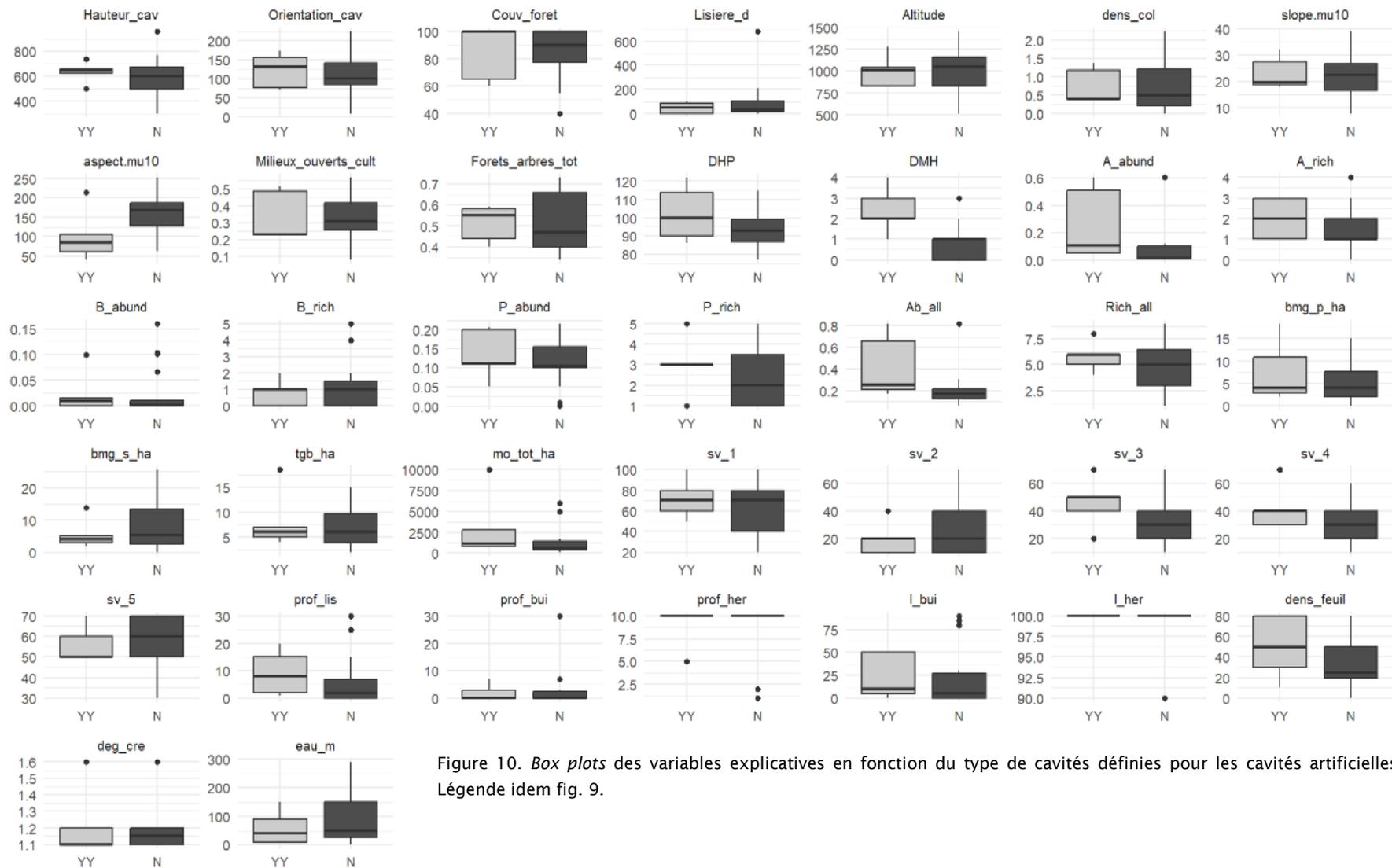


Figure 10. *Box plots* des variables explicatives en fonction du type de cavités définies pour les cavités artificielles. Légende idem fig. 9.

3.5.2 Implémentation des modèles

Les modèles sont implémentés dans R (R core team 2024) via Stan (`stan_glm` {`rstanarm`}) (Goodrich et al. 2024) (Annexe 12). Toutes les variables sélectionnées ont été normalisées (moyenne = 0 ; écart-type = 1) avant d'être incluses dans les modèles. Tous les modèles sont exécutés au moyen d'une distribution binomiale et utilisent des paramètres a priori larges. Chaque modèle comporte 4 chaînes d'échantillonnage, représentées par une suite de 100'000 itérations (warmup = 50'000 ; sampling = 50'000) chacune. Les estimations du modèle ont été synthétisées en utilisant les « packages » {`bayestestR`} (Makowski et al., 2019) et {`effectsize`} (Ben-Shachar et al., 2020). Toutes les variables montraient une colinéarité négligeable (inférieure à 0.8 (`chart.Correlation` {`PerformanceAnalytics`} (Peterson et Carl 2020 ; Annexe 11)). La convergence de tous les modèles pour chaque variable est vérifiée au moyen du *Rhat* (inférieur à 1.1 pour tous les modèles). Additionnellement, des *trace plots* ont été générés pour vérifier de manière graphique l'exploration des fenêtres d'échantillonnage des paramètres, et ce pour chaque chaîne et pour chaque modèle (Annexe 13).

4 Résultats

4.1 Résultats des relevés de terrain

Les relevés des 24 arbres du projet DCA se sont déroulés entre le 19 mai et le 13 juin 2024, tous les arbres sélectionnés ont pu être relevés. Parmi les douze arbres occupés en 2023, cinq le sont toujours en 2024. De plus, deux arbres inoccupés en 2023 le sont en 2024. En conclusion sept arbres sont occupés en 2024 à la période du relevé (tab. 5). Sur les deux années, cela fait quatorze arbres sur 24 qui sont occupés par une colonie d'abeilles mellifères. Un DHP minimum de 77 cm a été mesuré pour les arbres relevés. Concernant le relevé des plantes mellifères, les espèces les plus fréquentes sont : érables (*Acer spp.*) et aulnes (*Alnus spp.*) pour les arbres, noisetiers (*Corylus avellana*) et aubépines (*Craetagus spp.*) pour les buissons, ronces, framboisiers (*Rubus spp.*) et myrtilliers (*Vaccinium myrtillus*) pour les herbacées et semi-ligneux. Au total 7 essences d'arbres différentes ont été relevées, 7 espèces de buissons et 9 espèces d'herbacées et semi-ligneux (tab. 6).

Tableau 5. Arbres relevés sur le terrain en juin 2024.

ID	Essence	DHP (cm)	Altitude (m)	Couverture forestière de l'ha (%)	Occupation	
					2023	2024
AR9038-001-Z	<i>Abies alba</i>	89	975	90	N	N
AR9043-001-Z	<i>Abies alba</i>	90	1038	100	Y	Y
AR9056-001-Z	<i>Abies alba</i>	86	1060	100	Y	N
AR9056-003-Z	<i>Abies alba</i>	86	1008	100	Y	Y
BE3665-001-Z	<i>Abies alba</i>	90	710	100	Y	N
BE3665-002-Z	<i>Picea abies</i>	94	748	100	Y	N
GL8765-001-Z	<i>Picea abies</i>	100	828	60	Y	Y
GL8765-002-Z	<i>Acer pseudoplatanus</i>	122	825	100	Y	Y
GL8765-003-Z	<i>Picea abies</i>	114	1286	65	Y	Y
GL8765-004-Z	<i>Picea abies</i>	88	1195	40	N	N
GL8767-002-Z	<i>Picea abies</i>	99	1315	60	N	N
OW6055-001-Z	<i>Picea abies</i>	79	1373	100	N	N
OW6055-014-Z	<i>Picea abies</i>	77	1399	90	N	N
OW6055-015-Z	<i>Picea abies</i>	85	1458	60	Y	N
SO4716-003-Z	<i>Abies alba</i>	103	725	90	Y	N
SZ8834-001-Z	<i>Abies alba</i>	93	1034	100	N	Y
SZ8834-002-Z	<i>Abies alba</i>	82	855	55	N	N
SZ8834-003-Z	<i>Abies alba</i>	102	812	100	N	N
SZ8862-001-Z	<i>Abies alba</i>	98	1108	75	N	N
SZ8862-008-Z	<i>Abies alba</i>	98	1051	80	N	N
ZH8135-002-Z	<i>Abies alba</i>	93	513	85	N	Y
ZH8497-001-Z	<i>Abies alba</i>	115	1131	90	N	N
ZH8497-002-Z	<i>Abies alba</i>	99	1065	100	Y	N
ZH8497-003-Z	<i>Abies alba</i>	110	1017	100	Y	N

Tableau 6. Fréquences des plantes relevées.

Arbres	Fréquence	Buissons	Fréquence	Herbacés et semi-ligneux	Fréquence
<i>Acer spp.</i>	20	<i>Corylus avellana</i>	11	<i>Rubus spp.</i>	23
<i>Alnus spp.</i>	6	<i>Craetagus spp.</i>	5	<i>Vaccinium myrtillus</i>	15
<i>Salix spp.</i>	3	<i>Sambucus nigra</i>	3	<i>Petasites albus</i>	9
<i>Prunus avium</i>	3	<i>Hedera helix</i>	3	<i>Angelica sylvestris</i>	5
<i>Quercus spp.</i>	2	<i>Cornus mas</i>	2	<i>Allium ursinum</i>	3
<i>Tilia spp.</i>	1	<i>Ligustrum vulgare</i>	1	<i>Ajuga reptans</i>	3
<i>Populus spp.</i>	1	<i>Ilex aquifolium</i>	1	<i>Campanula spp.</i>	2
	-		-	<i>Aconitum spp.</i>	2
	-		-	<i>Geum urbanum</i>	1

4.2 Résultats des analyses statistiques

Les résultats des analyses statistiques sont présentés en commençant par une définition des termes des résultats des modèles bayésiens implémentés (tab. 7), pour faciliter la lecture de la synthèse des résultats des modèles de régression linéaire généralisée (tab. 8). Afin de compléter les résultats de chaque modèle, une synthèse descriptive des variables explicatives utilisées dans les modèles en fonction de la variable réponse est également calculée (tab. 9). Par la suite, les distributions postérieures correspondantes pour chaque variable de chaque modèle sont représentées graphiquement {ggplot2 ; bayesplot} (Wickham 2016 ; Gabry et Mahr 2024) suivies de leurs interprétations (fig. 11-14).

Tableau 7. Explication des termes et des entrées du tableau de présentation des résultats (Makowski et al. 2019a; Makowski et al. 2019b) .

Model	Dénomination du modèle
dataSubset	Données utilisées pour l'analyse. All : Cavités naturelles et artificielles MM : Cavités artificielles
Response	Variables binaires réponses (Cible (Référence))
Parameter	Variables explicatives utilisées
HDI posterior probability median (CrI 95%)	HDI : Highest density interval, intervalle contenant 95% des valeurs prédites. Médiane (Borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95%, Borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95%).
Exp [HDI posterior probability median (CrI 95%)]	Exponentielle du HDI, permet d'obtenir les <i>odds ratios</i> pour les variables Médiane (Borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95%, Borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95%).
HDI in ROPE(full)	ROPE : Region Of Pratical Evidence. Intervalle autour de 0, signifiant un changement non négligeable, définit ici comme [-0.18,0.18]. Pourcentage du HDI compris dans le ROPE
Predicted direction	Direction prédite de l'effet. Negative : Une augmentation de la variable diminue la probabilité de la variable cible

	Positive : Une augmentation de la variable augmente la probabilité de la variable cible
Probability of Effect	Représente la certitude quant à la probabilité de la direction de l'effet.
ROPE effect	Significatif ou non selon le pourcentage de la distribution postérieure inclus dans le ROPE. <ul style="list-style-type: none"> • ROPE < 0.01 - Significatif • 0.01 < ROPE < 0.025 - Probablement significatif • 0.025 < ROPE < 0.975 - Indécis • 0.975 < ROPE < 0.99 - Probablement négligeable • ROPE > 0.99 - Négligeable
Effect	<ul style="list-style-type: none"> • pd ≤ 95% ~ p > .1 : incertain • pd > 95% ~ p < .1 : possiblement existant • pd > 97% : vraisemblablement existant • pd > 99% : probablement existant • pd > 99.9% : certainement existant

Tableau 8. Résultats des modèles binomiaux utilisés pour analyser les données. En **gras** les résultats significatifs, en *italique* le résultat dont la direction est incertaine et la part de la distribution postérieure dans le ROPE trop importante, mais avec une faible significativité statistique.

Model	dataSubset	Response	Parameter	HDI posterior probability median (CrI 95%)	Exp [HDI posterior probability median (CrI 95%)]	HDI in ROPE (full)	Predicted direction	Probability of Effect	ROPE effect	Effect
A	All (n = 40)	MM (NAT)	Densité des ruchers (n/km ²) (r = 3 km)	-2.568 (-4.629, -0.821)	0.077 (0.01, 0.44)	0.001	Negative	1	significant	Certainly existing
A	All (n = 40)	MM (NAT)	Surface forestière (%) (r = 3 km)	0.67 (-0.938, 2.417)	1.954 (0.391, 11.212)	0.131	NA	0.794	undecided	Uncertain
B	All (n = 40)	NN (NAT&Y)	Densité des ruchers (n/km ²) (r = 3 km)	-2.089 (-3.749, -0.544)	0.124 (0.024, 0.58)	0.003	Negative	0.999	significant	Probably existing
B	All (n = 40)	NN (NAT&Y)	Surface forestière (%) (r = 3 km)	-0.749 (-2.066, 0.471)	0.473 (0.127, 1.602)	0.116	NA	0.89	undecided	Uncertain
C	MM (n = 24)	NN (Y)	Densité des ruchers (n/km ²) (r = 3 km)	-1.268 (-3.134, 0.526)	0.281 (0.044, 1.692)	0.06	NA	0.923	undecided	Uncertain
C	MM (n = 24)	NN (Y)	Surface forestière (%) (r = 3 km)	<i>-1.479 (-3.379, 0.316)</i>	<i>0.228 (0.034, 1.372)</i>	<i>0.045</i>	<i>NA</i>	<i>0.951</i>	<i>undecided</i>	<i>Possibly existing</i>
C	MM (n = 24)	NN (Y)	Degré de couverture totale des plantes mellifères (%/ha)	-0.155 (-1.909, 1.557)	0.856 (0.148, 4.745)	0.165	NA	0.571	undecided	Uncertain
C	MM (n = 24)	NN (Y)	Degré de couverture	-2.033 (-3.837, -0.46)	0.131 (0.022, 0.631)	0.004	Negative	0.998	significant	Probably existing

			des ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)							
D	MM (n = 24)	N (YY)	Densité des ruchers (n/km ²) (r = 3 km)	-0.433 (-2.298, 1.439)	0.649 (0.1, 4.216)	0.138	NA	0.679	undecided	Uncertain
D	MM (n = 24)	N (YY)	Surface forestière (%) (r = 3 km)	-0.352 (-2.254, 1.507)	0.703 (0.105, 4.513)	0.146	NA	0.647	undecided	Uncertain
D	MM (n = 24)	N (YY)	Degré de couverture des plantes mellifères (%/ha)	-1.008 (-2.54, 0.317)	0.365 (0.079, 1.373)	0.071	NA	0.937	undecided	Uncertain
D	MM (n = 24)	N (YY)	Degré de couverture des ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)	-0.996 (-2.459, 0.369)	0.369 (0.086, 1.446)	0.072	NA	0.93	undecided	Uncertain

Tableau 9. Moyenne, écart-type, minimum et maximum pour les variables explicatives en fonction des variables réponses des différents modèles. **En gras** les relations significatives, *en italique* la variable pour laquelle l'effet est incertain, mais une faible significativité est présente.

Modèle	Variables réponses	Densité des ruchers (n/km ²)			Surface forestière (%)								
		Moyenne écart-type	Médiane	[min ; max]	Moyenne écart-type	Médiane	[min ; max]						
A	NAT (n = 16)	1.91 ±0.53	1.88	[1.03 ; 3.18]	0.34 ±0.12	0.32	[0.19 ; 0.73]						
	MM (n = 24)	0.74 ±0.59	0.50	[0 ; 2.23]	0.53 ±0.13	0.51	[0.34 ; 0.73]						
B	NAT & Y (n = 30)	1.41 ±0.74	1.49	[0.04 ; 3.18]	0.43 ±0.15	0.42	[0.19 ; 0.73]	Degré de couverture des plantes mellifères (%/ha)			Degré de couverture des ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)		
	NN (n = 10)	0.59 ±0.70	0.29	[0 ; 2.23]	0.51 ±0.16	0.49	[0.34 ; 0.73]	Moyenne écart-type	Médiane	[min ; max]	Moyenne écart-type	Médiane	[min ; max]
C	Y (n = 14)	0.85 ±0.50	0.80	[0.04 ; 1.56]	<i>0.53</i> ±0.11	<i>0.51</i>	<i>[0.40 ; 0.73]</i>	0.26 ±0.21	0.19	[0.06 ; 0.82]	0.41 ±0.16	0.4	[0.2 ; 0.7]
	NN (n = 10)	0.59 ±0.70	0.29	[0 ; 2.23]	<i>0.49</i> ±0.16	<i>0.49</i>	<i>[0.34 ; 0.73]</i>	0.25 ±0.21	0.19	[0.10 ; 0.82]	0.24 ±0.10	0.25	[0.1 ; 0.4]
D	YY (n = 5)	0.74 ±0.50	0.39	[0.35 ; 1.38]	0.51 ±0.09	0.55	[0.40 ; 0.59]	0.42 ±0.29	0.26	[0.17 ; 0.82]	0.46 ±0.18	0.5	[0.2 ; 0.7]
	N (n = 19)	0.74 ±0.63	0.50	[0 ; 2.23]	0.53 ±0.14	0.47	[0.34 ; 0.73]	0.21 ±0.16	0.17	[0.06 ; 0.82]	0.31 ±0.14	0.3	[0.1 ; 0.7]

4.3 Comparaison entre les cavités naturelles et cavités artificielles

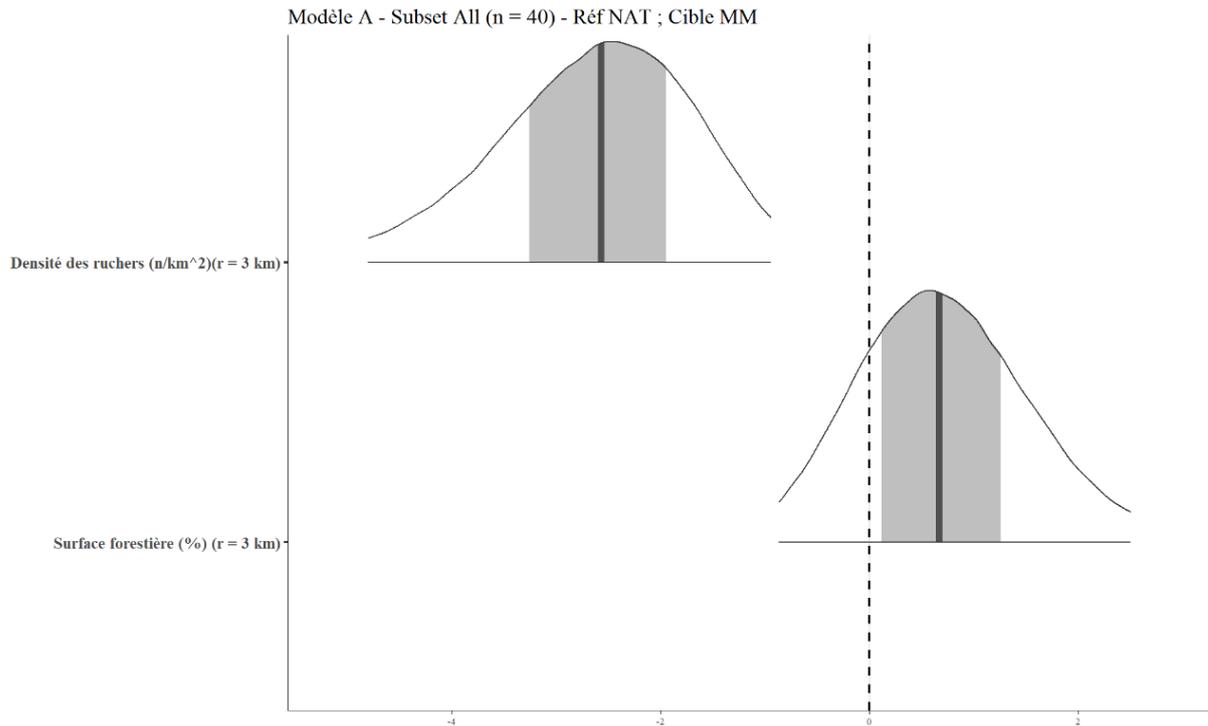


Figure 11. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle A (tab. 2). En gris foncé la médiane, en gris clair l'intervalle contenant 50 % des valeurs, la distribution représentée correspond à l'intervalle de confiance à 95 %. Si la distribution postérieure d'une variable explicative ne chevauche pas le zéro (ligne traitillée) de l'axe des abscisses, alors la variable explicative est dite comme ayant un effet (positif ou négatif, en fonction de son intervalle) sur la variable réponse.

Le modèle A (tab. 8, fig. 11) identifie une corrélation négative (probabilité = 100 %) entre la densité de ruchers dans un rayon de 3 km et le fait que la cavité étudiée soit d'origine naturelle (exponentielle du HDI : Médiane = 0.077 (95% de l'intervalle de crédibilité [0.01 ; 0.44]) ; 0.1 % du HDI dans le ROPE). Selon ce modèle, l'augmentation de 0.8 (écart-type) rucher par km^2 autour de la cavité diminue de 92.3 % (95 % des valeurs comprises dans l'intervalle compris entre 99 % et 56 %) la probabilité que la cavité soit artificielle.

Le modèle n'identifie pas de corrélation entre la proportion de surface forestière dans un rayon de 3 km et le fait que la cavité soit d'origine naturelle ou non.

4.4 Comparaison cavités naturelles, cavités artificielles occupées et cavités artificielles jamais occupées

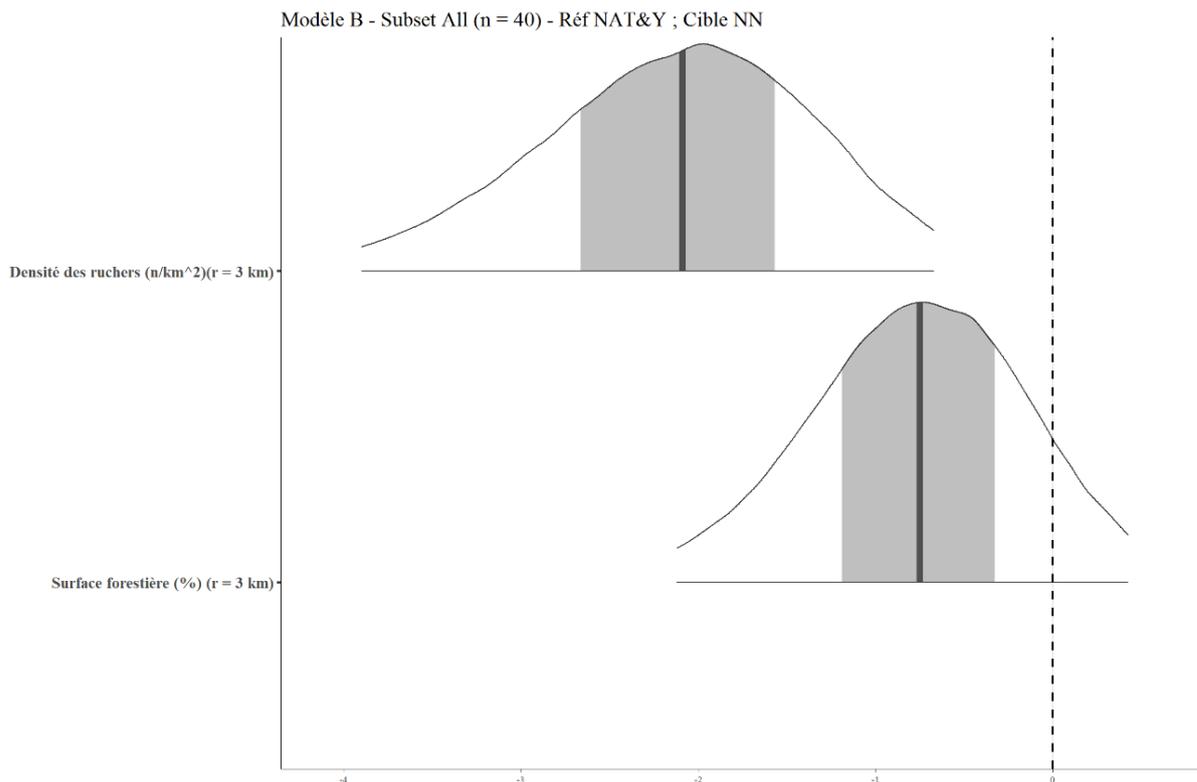


Figure 12. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle B (tab. 2). En gris foncé la médiane, en gris clair l'intervalle contenant 50 % des valeurs, la distribution représentée correspond à l'intervalle de confiance à 95 %. Si la distribution postérieure d'une variable explicative ne chevauche pas le zéro (ligne traitillée) de l'axe des abscisses, alors la variable explicative est dite comme ayant un effet (positif ou négatif, en fonction de son intervalle) sur la variable réponse.

Le modèle B comparant le regroupement des cavités naturelles et des cavités artificielles occupées aux cavités artificielles jamais occupées (tab. 8, fig. 12) identifie une corrélation négative (probabilité = 99.9 %) entre la densité des ruchers dans un rayon de 3 km et le fait que la cavité étudiée d'origine naturelle ou artificielle soit occupée (exponentielle du HDI : Médiane = 0.124 (95% de l'intervalle de crédibilité [0.024 ; 0.58]) ; 0.3 % du HDI dans le ROPE). Selon ce modèle, l'augmentation de 0.8 (écart-type) rucher par km² autour de la cavité diminue de 87.6 % (95 % des valeurs comprises dans l'intervalle 95.6 % à 42 %) la probabilité que la cavité n'ait jamais été occupée.

Le modèle n'identifie pas de corrélation entre la proportion de surface forestière dans un rayon de 3 km et le fait que la cavité soit occupée ou non.

4.5 Comparaison cavités artificielles occupées et cavités artificielles jamais occupées

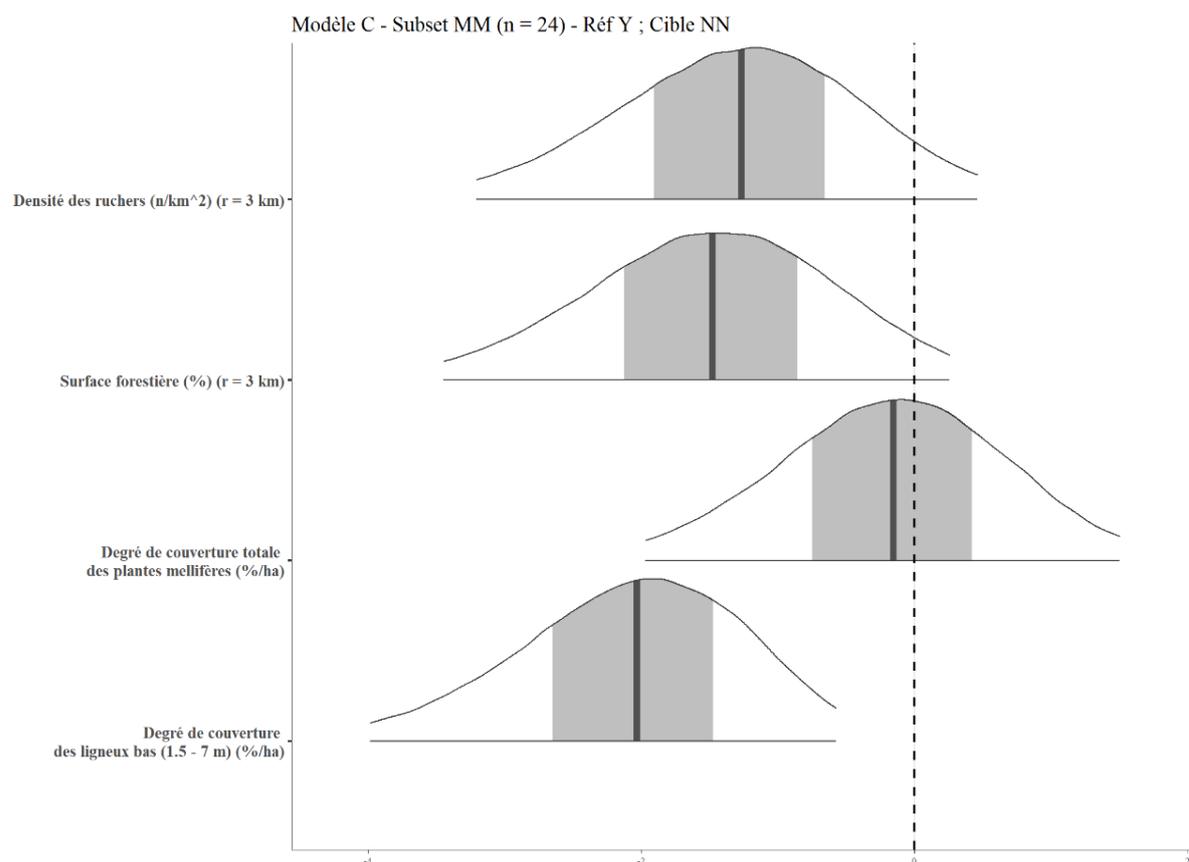


Figure 13. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle D (tab. 2). En gris foncé la médiane, en gris clair l'intervalle contenant 50 % des valeurs, la distribution représentée correspond à l'intervalle de confiance à 95 %. Si la distribution postérieure d'une variable explicative ne chevauche pas le zéro (ligne traitillée) de l'axe des abscisses, alors la variable explicative est dite comme ayant un effet (positif ou négatif, en fonction de son intervalle) sur la variable réponse.

Le modèle C (tab. 8, fig. 13) permet de comparer les cavités artificielles occupées et les cavités artificielles jamais occupées avec deux variables ajoutées aux variables des précédents modèles. Le modèle identifie une corrélation négative (probabilité = 99.9 %) entre le degré de couverture par les ligneux bas (1.5 - 7 m) et l'occupation de la cavité (exponentielle du HDI : Médiane = 0.131 (95 % de l'intervalle de crédibilité [0.022 ; 0.631]) ; 0.4 % du HDI dans le ROPE). Ainsi selon le modèle une augmentation de 16 % (écart-type) du degré de couverture des ligneux bas diminue de 86.9 % (95 % des valeurs comprises dans l'intervalle compris entre 97.8 % et 36.9 %) la probabilité que la cavité n'ait jamais été occupée.

Le modèle identifie un effet incertain de la proportion de surface forestière dans un rayon de 3 km, en effet l'intervalle à 95 % de la distribution postérieure chevauche le zéro (fig. 13), mais une probabilité de direction est possiblement présente (4.5 % du HDI dans le ROPE et $pd = 95.1$ (tab. 8)). La large distribution des valeurs montre tout de même une grande incertitude de l'effet de ce paramètre.

Aucune corrélation n'est identifiée par le modèle pour la densité de ruchers dans un rayon de 3 km et le degré de couverture des plantes mellifères.

4.6 Cavités artificielles occupées en 2023 et 2024 comparées aux cavités inoccupées en 2023 et/ou 2024

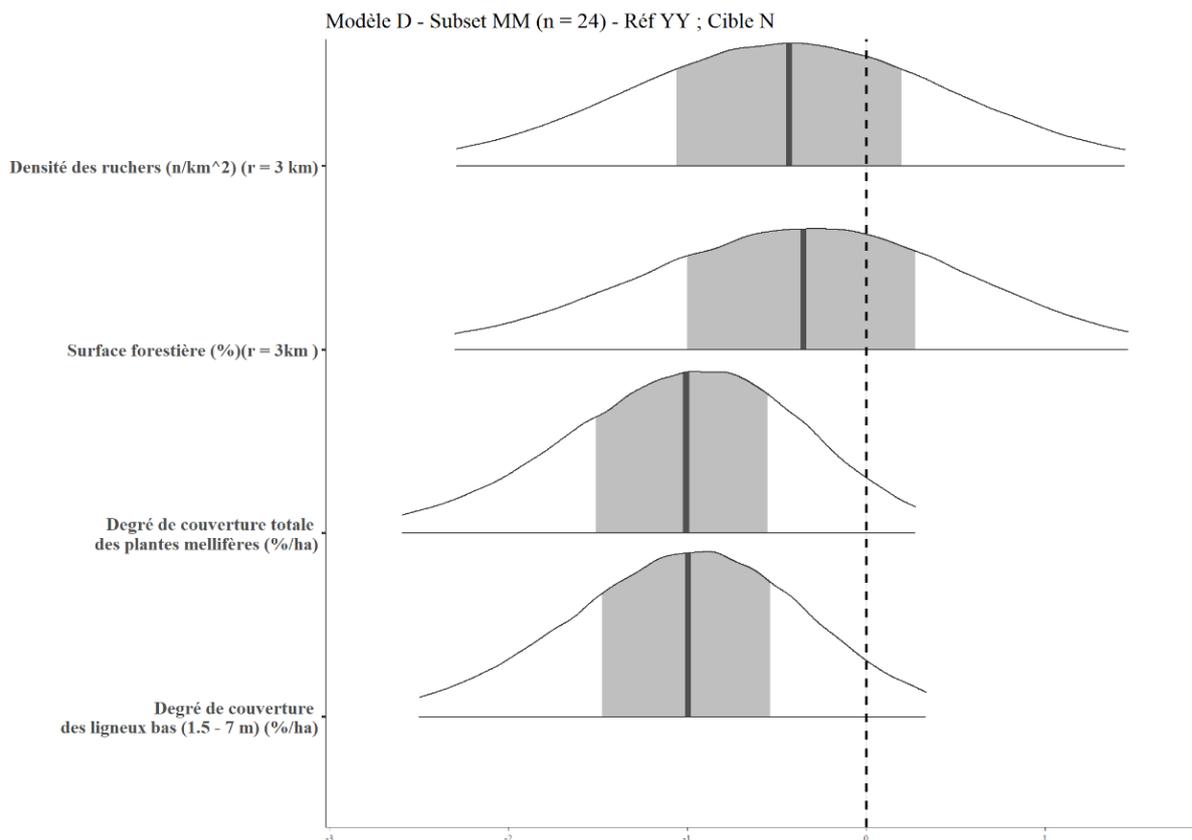


Figure 14. Graphique des distributions postérieures des variables explicatives pour le modèle E (tab. 2). En gris foncé la médiane, en gris clair l'intervalle contenant 50 % des valeurs, la distribution représentée correspond à l'intervalle de confiance à 95 %. Si la distribution postérieure d'une variable explicative ne chevauche pas le zéro (ligne traitillée) de l'axe des abscisses, alors la variable explicative est dite comme ayant un effet (positif ou négatif, en fonction de son intervalle) sur la variable réponse.

Le modèle D (tab. 8, fig. 14) comparant les cavités artificielles occupées deux années de suite et les cavités artificielles inoccupées ou occupées partiellement, n'identifie pas de corrélation entre les variables explicatives et les variables réponses.

5 Discussion

Trois des modèles implémentés font ressortir des corrélations entre un ou des facteurs environnementaux et les variables réponses. Les différences que ces corrélations impliquent se retrouvent tant au niveau du paysage qu'au niveau du peuplement. Ces caractéristiques sont tout d'abord discutées pour les variables à l'échelle du paysage, puis au niveau du peuplement, dans un troisième temps une synthèse de la combinaison de ces facteurs est faite. Les limites et les possibles biais de la présente étude ainsi que les facteurs apparemment sans incidence sont ensuite évoqués. Finalement, des recommandations pour la conservation et la promotion des abeilles mellifères sont proposées

5.1 Caractérisation des éléments du paysage

La densité de ruchers est la variable avec l'effet le plus important au niveau du paysage, et ce dans deux différents modèles (A et B). Ce facteur est important, car si l'on considère que les populations d'abeilles mellifères sauvages sont principalement issues d'essaims s'étant échappés des ruchers environnants, cette densité doit avoir un effet sur l'occupation des cavités. Il s'agit d'un facteur déterminant pour différencier les cavités naturelles occupées par les abeilles et les cavités créées

pour les accueillir (Modèle A, fig. 11). Les cavités naturelles se situent ainsi dans des zones très denses en ruchers avec un minimum de 1.03 rucher/km² (tab. 9). Cette donnée de densité de ruchers ne doit pas être confondue avec la densité de colonies qui est bien plus élevée, cette densité est ainsi considérée comme une densité minimale de colonie dans la même idée que Kohl et Rutschmann (2018) pour les colonies férales dans leur étude. Néanmoins, toutes les cavités artificielles sauf une se trouvent dans des zones avec au moins un rucher dans les environs, les trois cavités avec la densité la plus faible se trouvant dans la même zone à quelques centaines de mètres l'une de l'autre. En plus d'être pertinente pour différencier les cavités artificielles des cavités naturelles, la densité est également significative pour différencier les cavités inoccupées des cavités ayant déjà été occupées, qu'elles soient naturelles ou artificielles. En effet, une densité plus élevée augmente ainsi sensiblement les chances que la cavité soit occupée. Les cavités non occupées se trouvent ainsi principalement dans des zones avec une faible densité de ruchers, ce qui semble confirmer une origine des essaims peuplant les cavités artificielles du côté des colonies d'élevages dans les environs. En effet, pour être occupée, une cavité doit déjà avoir une chance d'être inspectée par les éclaireuses d'un essaim (Schmidt et Hurley 1995; Gilley 1998; Seeley et Visscher 2004). Sans une densité minimale de colonie dans la zone de la cavité, cela devient très peu probable (Kohl et al. 2022). La carte (fig. 13) illustre bien le lien entre la densité des ruchers et l'occupation des cavités par les abeilles, les cavités inoccupées se situant dans des zones froides en termes de densité de ruchers limitant les possibilités de colonisation des cavités.

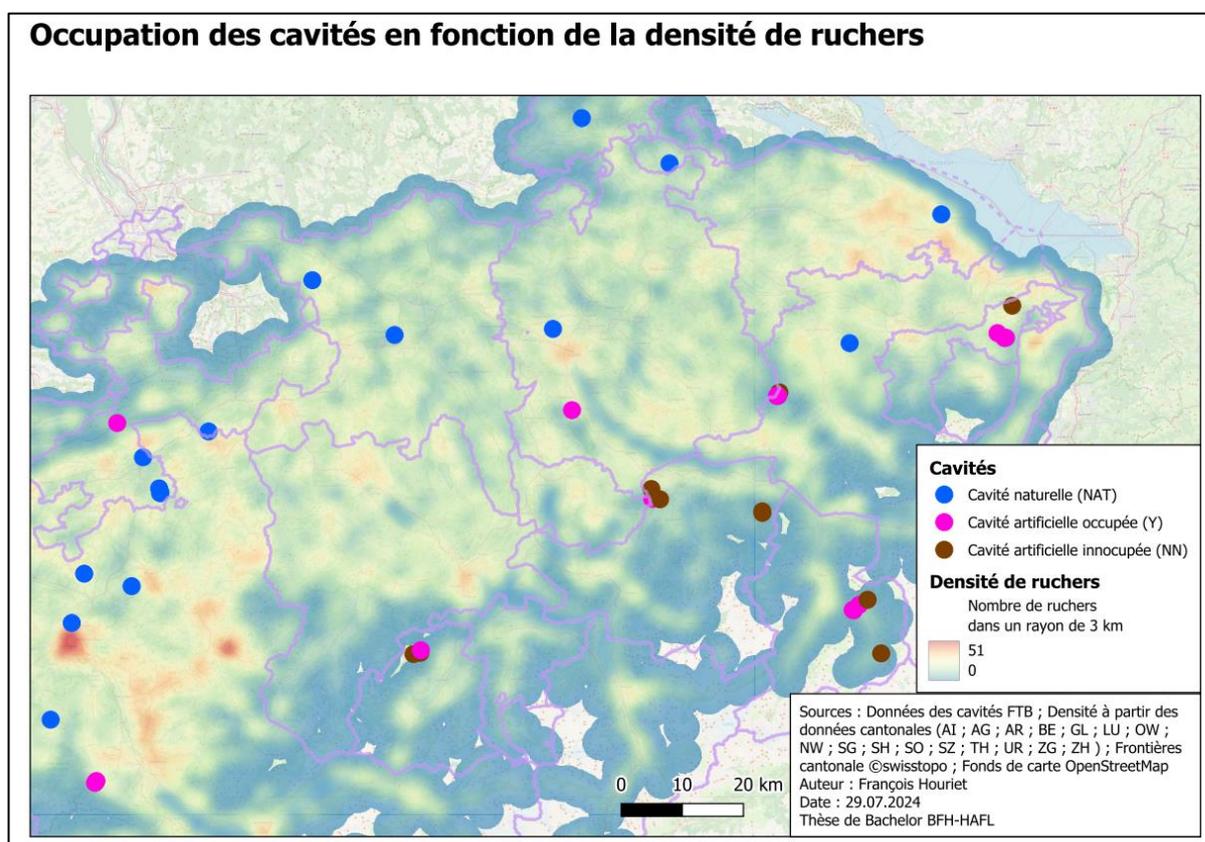


Figure 15. Carte de la densité des ruchers dans un rayon de 3 km. Calculée à partir des données cantonales. Représentation propre avec la fonction *Heatmap* (Qgis 3.34).

En revanche, les modèles A et B ne montrent pas de corrélation claire entre l'origine de la cavité, naturelle ou artificielle avec les variables issues de la typologie des milieux naturels des environs de la cavité, idem pour l'occupation de ces cavités. Typologie qui est représentée dans les modèles par la surface forestière. Une forte colinéarité existe entre les différentes proportions de typologie de milieux naturels extraites par télédétection. Afin de limiter l'effet de cette colinéarité, une seule variable, la surface forestière a été sélectionnée dans les modèles. L'effet de la proportion de surface forestière dans les environs semble tout de même être positif, une augmentation de la valeur indiquant une plus forte probabilité d'occupation des cavités artificielles (Modèle C, fig. 13,

tab. 8). La plus forte proportion de milieux forestiers dans les environs semble augmenter la chance de la cavité d'être inspectée par les éclaireuses en recherche d'un nouveau site de nidification. Il est difficile de l'affirmer avec certitude, car les études sur le choix des cavités par les éclaireuses ne se sont que peu intéressées à la méthode de recherche des cavités par les éclaireuses (Schmidt et Hurley 1995; Seeley et Buhrman 2001; Seeley et Visscher 2004; Seeley et al. 2012). Néanmoins Kohl et Rutschmann (2018) ont déterminé que les essaims essaient en premier lieu de trouver des lieux proches et ne vont pas systématiquement se diriger vers la forêt. Cette forte proportion de surface forestière indique probablement un habitat moins fragmenté et plus aisé à explorer pour les abeilles. L'effet de ce facteur dans le modèle C qui concerne uniquement les cavités artificielles est plus important que la densité de ruchers contrairement aux deux modèles contenant les cavités naturelles. La majorité des études relevant un lien avec le milieu, notamment (Alaux et al. 2017; Rutschmann et al. 2022; Kohl et al. 2023) s'intéresse en règle générale au taux de survie hivernale des colonies ou à leur état de santé globale, paramètres qui n'ont pas réellement pu être testés dans le présent travail. Une approximation du taux de survie est faite avec la comparaison des cavités avec une occupation en 2023 et 2024, mais une occupation deux années de suite ne signifie pas obligatoirement une survie de la colonie à la période hivernale (Kohl et al. 2022). En effet, sans suivi très précis de la colonie, par exemple un suivi de l'occupation à l'automne et au printemps suivant avant la période locale d'essaimage ou la mise en place de tests génétiques pour vérifier la filiation génétique des abeilles occupant la cavité, il n'est pas possible d'affirmer avec certitude qu'il s'agit d'abeilles de la même colonie. De plus, les abeilles mellifères ont une préférence pour les cavités qui ont été précédemment occupées ((Seeley et Morse 1976; Seeley 2017, 2019), ce qui augmente le risque de données biaisées si le relevé est fait après la période d'essaimage.

5.2 Caractérisation des éléments du peuplement forestier

Des résultats des modèles C et D pour lesquels les caractéristiques du peuplement forestier sont évaluées, il ressort que seul le degré de couverture des ligneux bas est corrélé avec l'occupation ou non des cavités artificielles, pour les éléments liés au peuplement. Une augmentation de ce degré de couverture augmente la probabilité que la cavité ait déjà été occupée. Cette strate comprend l'éventuel rajeunissement présent, les buissons ainsi que d'éventuelles couronnes des arbres des strates supérieures. Ce paramètre est un bon critère du degré d'ouverture du

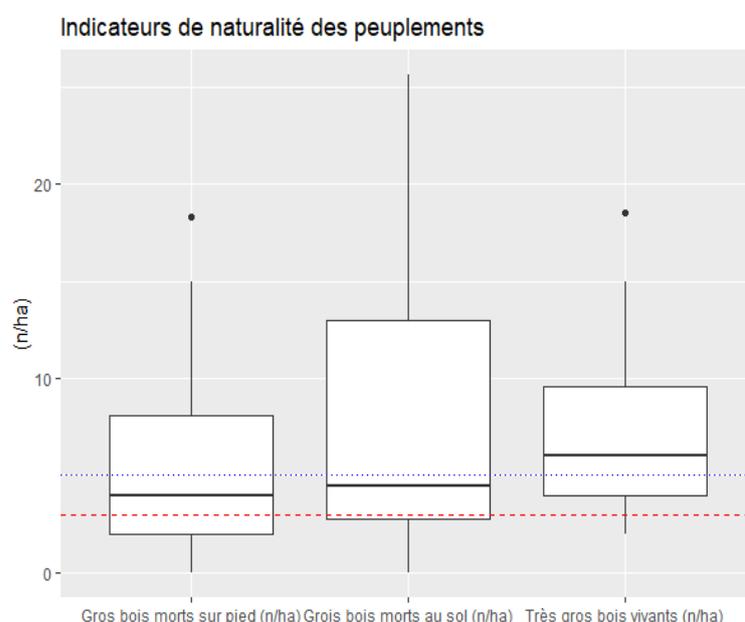


Figure 16. Quantité de gros bois morts et très gros bois vivants des peuplements. Le traitillé rouge indique le seuil de points maximal pour l'IBP concernant la quantité de bois mort, le pointillé bleu le seuil de point maximal pour les très gros bois vivants.

peuplement, en effet pour atteindre un degré de couverture élevé pour cette strate une importante quantité de lumière doit pouvoir atteindre la strate inférieure du peuplement. Cette strate fait ainsi partie d'une phase précoce de succession intervenant par exemple peu après une perturbation. Plusieurs études rapportent une augmentation des pollinisateurs (Beudert et al. 2015 ; Wermelinger et al. 2017) après des perturbations, dans la seconde étude les abeilles mellifères étant même particulièrement abondantes dans les zones touchées par la perturbation. Ainsi, une forêt structurée, avec au minimum un sous-étage important semble être l'un des critères forts pour l'établissement des abeilles dans les cavités. En prenant en compte le fait qu'une large majorité des peuplements ont des indicateurs

de naturalités élevés (fig. 16), la présence de cette strate ligneuse inférieure indique des structures proches des forêts naturelles (Larrieu et Gonin 2008; Willim et al. 2020) et ainsi de l'habitat originel des abeilles mellifères (Kohl et Rutschmann 2018; Albouy 2019; Seeley 2019; Arndt et Tautz 2021).

Aucune corrélation n'est établie pour le degré de couverture par les plantes mellifères dans les modèles C et D au niveau du peuplement. Selon Rutschmann et al. (2023), les abeilles utilisent pourtant les ressources à proximité au début du printemps lorsque les ressources en forêt sont abondantes, ce critère pourrait ainsi être un bon indicateur des habitats viables à long terme pour une colonie d'abeilles mellifères. Dans notre cas, la majorité des arbres ont une distance de moins de 200 m avec la lisière, avec un important ourlet herbeux en termes de profondeur et de longueur (fig. 8-10, Annexe 10). Ces paramètres additionnels relativisent probablement l'importance des ressources directement disponibles autour de l'arbre à cavité. Cependant ces ressources ont une temporalité différente des ressources extérieures à la forêt, notamment la floraison précoce de certaines essences d'arbres et de buissons (*Acer spp.*, *Coryllus avellana*, *Salix caprea* ...) pourrait tout de même favoriser l'implantation durable de colonies dans les cavités artificielles. De plus, ces ressources peuvent apporter la diversité des pollens bénéfique aux abeilles et augmenter le taux de survie hivernal des colonies (Alaux et al. 2017). Avec uniquement cinq arbres pour lesquels les cavités artificielles ont été occupées deux années de suite, il est difficile de construire un modèle très pertinent pour cette comparaison. Une comparaison entre les cavités occupées et inoccupées en 2024 des douze arbres occupés en 2023 pour réellement évaluer l'importance de ce facteur pourrait apporter un plus, néanmoins l'échantillon est très petit, ce qui rendrait une analyse statistique, à partir de plusieurs variables, peu pertinente même dans un modèle avec des inférences.

5.3 Synthèse des effets des facteurs environnementaux

Les modèles statistiques implémentés font ressortir deux facteurs principaux influençant l'établissement d'une colonie, premièrement la densité de ruchers, deuxièmement le degré de couverture des ligneux bas. Dans une moindre mesure, la surface forestière semble aussi tendre vers une différence significative pour l'établissement de colonies dans les cavités artificielles. Le premier enseignement qu'il est possible de tirer de ces facteurs est que les colonies d'abeilles sauvages sont très largement issues des colonies d'élevages proches et qu'elles en sont actuellement dépendantes. Il est difficile de calculer une densité de population d'abeilles mellifères vivant librement en Suisse, Requier et al. (2020) qui font une estimation basée sur la densité de cavité et l'occupation de ces cavités sur la base des études de Kohl et Rutschmann (2018) et Oleksa et al. (2013) arrive à une densité de 0.06 colonie/km² pour la Suisse. Cette densité est très faible en rapport des 4,4 colonies/km² des colonies domestiques. De plus, la fragmentation des habitats en particulier sur le Plateau où se situe la majorité des cavités naturelles et la densité encore plus forte des ruchers dans la zone semble indiquer cette forte dépendance. Bien qu'une incertitude demeure, la proportion de surface forestière dans un rayon de 3 km semble indiquer un meilleur taux d'occupation des cavités. Ce facteur peut aller dans le sens d'une faible fragmentation du paysage favorable aux abeilles, du moins favorable à la détection des cavités par les abeilles dans leur recherche de site de nidification. Enfin, le degré de couverture des ligneux bas donne une indication sur le type de structure à l'échelle du peuplement qui favorise la détection des cavités par les abeilles lors de leur recherche pour un nouveau site de nidification. La présence d'une strate à ce niveau dans des peuplements relativement âgés, avec des gros DHP et une quantité de bois mort relativement élevée indique une certaine naturalité des forêts, ou du moins une structure s'approchant de structures présentes dans les forêts primaires.

5.4 Limites, biais et autres facteurs

Un probable biais d'observation est présent sur les données qui concernent les cavités naturelles. En effet, en visualisant la situation des cavités naturelles sur la carte de la fréquentation des forêts en Suisse (fig. 17), il est très clair que les arbres qui ont été signalés lors du projet SBM sont dans des zones chaudes de la carte représentant les forêts fortement fréquentées. De ce biais d'observation découle implicitement un biais d'échantillonnage, en théorie les forêts les plus adaptées sont celles dont la densité naturelle de cavités est élevée (Kohl et Rutschmann 2018;

Requier et al. 2019; Kohl et al. 2022), ce qui ne correspond pas vraiment à la réalité du Plateau suisse (Remm et Löhmus 2011). Cette surreprésentation des cavités naturelles occupées sur le Plateau fausse en partie la comparaison entre les cavités naturelles et les cavités artificielles qui elles sont majoritairement situées à une plus haute altitude, et par conséquent à des étages de végétations très différents et dans un paysage moins morcelé. La différence observée au niveau des densités de ruchers est notamment influencée par ce biais, cette densité étant plus grande sur le Plateau cela peut donner une importance trop élevée à ce facteur, même si celui-ci reste significatif en incluant les cavités artificielles occupées.

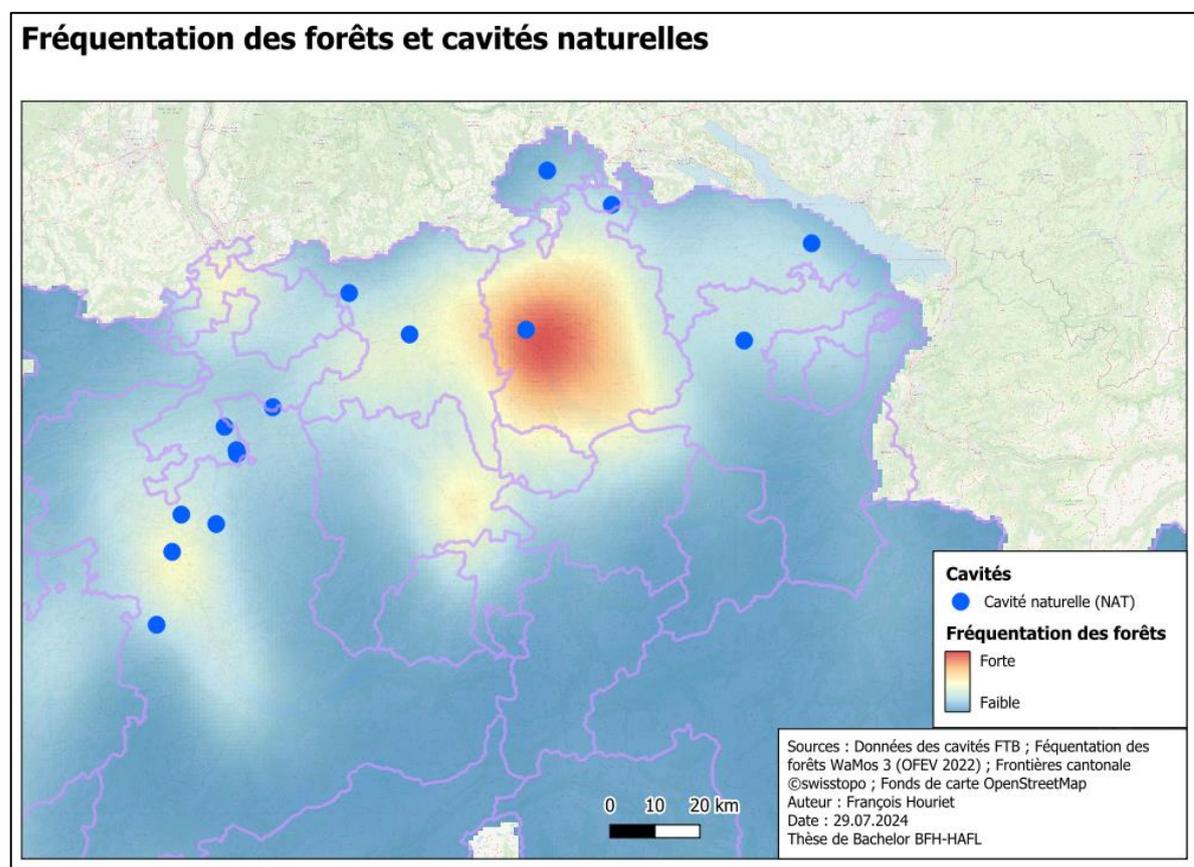


Figure 17. Cavités naturelles détectées en relation avec la fréquentation des forêts. (OFEV 2022)

Afin de pouvoir réellement déterminer un taux de survie hivernale des colonies et ainsi des facteurs l'influençant, le monitoring des colonies doit suivre un plan d'observation rigoureux. La fenêtre temporelle à disposition pour ce travail ne permet pas plusieurs visites sur les lieux et limite ainsi les possibilités d'analyse pour ce paramètre. De plus, plusieurs visites de terrain par arbres permettraient aussi un relevé plus fin des qualités mellifères pour la strate herbacée et semi-ligneuse également dépendante de la saison. Selon Rutschmann et al. (2023) les abeilles mellifères utilisent les ressources mellifères forestières principalement au printemps et à l'automne, il serait donc intéressant de faire un relevé botanique à plusieurs moments de l'année.

Les relevés de la lisière n'ont pas fourni de résultat exploitable pour la comparaison de l'occupation des cavités artificielles. En effet, les données relevées présentent une trop forte homogénéité, les caractéristiques des lisières étant très similaires entre les différentes placettes. De manière générale, les caractéristiques au niveau de l'arbre n'ont pas permis une analyse très approfondie, des choix très similaires lors de la mise en place des cavités artificielles en termes de DHP et d'essences (15 sapins blancs, 8 épicéas, 1 érable sycomore) et dans une moindre mesure du choix de la hauteur de l'entrée de la cavité ayant été effectués. Les cavités ayant été créées pour correspondre au mieux aux qualités déjà identifiées des sites de nidification naturels des abeilles mellifères (Seeley et Morse 1976; Seeley 2019), il est attendu d'obtenir une certaine homogénéité de ces facteurs. Les données des DMH n'ont pas non plus pu être exploitées, le nombre trop faible

de DMH par arbre ainsi que la très faible variété, concavités racinaires et branches mortes principalement, un seul arbre ayant plus de 3 types différents de DMH. Le choix des arbres lors de l'implantation des cavités artificielles, dicté entre autres par les étages de végétation s'étant principalement porté sur des résineux (23 des 24 arbres relevés) la probabilité d'occurrence de DMH est plus limitée. Le relevé des arbres porteurs d'amadouiers n'a pas permis de conclure à un effet, seules 3 placettes sur 24 ayant des arbres porteurs.

5.5 Bilan des projets et recommandations pour la promotion et la conservation des abeilles mellifères en forêt

Les deux projets de FTB ont des bilans positifs, mais contrastés. Le projet Swiss BeeMapping a permis de démontrer une présence de colonies d'abeilles mellifères à l'état sauvage en Suisse. Par contre comme évoqué plus haut, les données fournies (26 arbres) se concentrent en grande partie sur le Plateau ne donnant ainsi pas un panorama complet des habitats des abeilles mellifères vivant sans intervention humaine. Les données fournies sont en revanche trop incomplètes pour établir un véritable suivi de l'occupation des cavités. En effet, le suivi doit pouvoir prendre en compte l'occupation au cours de l'année et ses fluctuations pour affirmer la continuité de l'occupation d'une cavité par les abeilles (Kohl et al. 2022). La situation des cavités naturelles permet néanmoins de supposer une forte interdépendance des colonies domestiques et des colonies sauvages, la densité moyenne de ruchers dans un rayon de 3 km autour des cavités naturelles étant très élevée avec 1.91 ± 0.53 colonie/km². De plus, pour obtenir le nombre de colonies réellement présentes dans les environs, ce chiffre doit encore être multiplié par le nombre de colonies par ruchers. Ces chiffres confirment bien un déficit important de colonies sauvages en Europe par rapport aux très nombreuses colonies exploitées (Visick et Ratnieks 2023). Le rapport entre les deux types de colonies est de une colonie sauvage pour quatre colonies exploitées en Europe semblant être bien en deçà pour la Suisse si la densité de colonies sauvages se trouvant dans les forêts suisses est similaire aux chiffres avancés pour l'Allemagne (Kohl et Rutschmann 2018; Kohl et al. 2022).

Pour le projet de diffusion des cavités d'arbres, un premier bilan montre déjà un résultat positif, une partie des cavités est effectivement sélectionnée par les abeilles au moment de l'essaimage. Cela démontre déjà que la constatation qu'il existe un manque d'habitats pour ces abeilles est réelle, en 2-3 ans une part non négligeable des cavités a été occupée par des abeilles. Il y a également un intérêt des abeilles pour ce type de cavités, le choix de s'établir dans une cavité chez les abeilles s'opérant après une longue réflexion (Seeley et Buhrman 2001; Seeley et Visscher 2004; Seeley 2017). Néanmoins, un suivi plus précis des cavités en particulier des cavités occupées à l'automne pour vérifier la continuation de l'occupation et des éventuels tests génétiques démontrant la filiation des colonies à travers les années complèterait utilement les données. La concentration de ce monitoring sur une région, un périmètre où plusieurs arbres sont occupés, permettrait une meilleure connaissance de ces colonies avec un investissement raisonnable en ressources.

La conservation de l'espèce en forêt passe par des mesures de promotion des habitats pour les espèces saproxyliques. Ainsi, la protection des arbres-habitats, en particulier les arbres à cavités permet une pérennité des sites de nidification en forêt. Les cavités de pics noirs du fait de leur taille et de leur durabilité sont un élément essentiel de la promotion de l'espèce (Wesołowski 2011). Les réserves forestières avec interventions, notamment des réserves avec des mesures pour les forêts claires promouvant des milieux florifères ont également un impact positif pour la disponibilité et en particulier la diversité des ressources pollinifères augmentant la santé des abeilles (Alaux et al. 2017). Ces mesures forestières ont également l'avantage de promouvoir une large gamme d'espèces saproxyliques. Une forêt fortement structurée semble également favoriser l'occupation des cavités. Cette structure peut être atteinte par exemple en maintenant des arbres de gros diamètre autour des trouées de rajeunissement. Il est également essentiel de maintenir les buissons mellifères dans ces trouées et en lisière pour favoriser des ressources essentielles aux abeilles mellifères. A l'extérieur de la forêt, des zones tampons contenant uniquement des colonies de la sous-espèce endémique d'abeilles noires pourraient être établies pour protéger les populations sauvages de l'hybridation avec d'autres sous-espèces d'abeilles mellifères (Bertrand et al. 2015; Requier et al. 2019). Ces zones peuvent par exemple se situer autour de réserves forestières particulièrement denses en cavités et ayant déjà une population d'abeilles sauvages

existantes. La mise en place de ce type de conservation nécessite cependant un effort certain de coordination et de communication entre toutes les parties prenantes liées à la conservation des abeilles mellifères.

6 Conclusion

Ce travail a pour objectif de mieux caractériser les habitats qui favorisent ou défavorisent l'installation de colonies d'abeilles mellifères dans des cavités d'arbres en forêt. En effet, la conservation et la promotion de l'espèce passent par une meilleure connaissance de ces habitats, en particulier les habitats qui permettent un taux de survie suffisant dans la population sauvage pour que celle-ci soit autosuffisante. Le relevé de terrain effectué ainsi que les informations extraites par télédétection ont permis d'identifier des facteurs environnementaux ayant un effet sur l'occupation des cavités. Notamment, une forte corrélation entre l'occupation des cavités et la densité de ruchers est identifiée, indiquant une forte interdépendance entre les colonies sauvages et les colonies exploitées. Néanmoins, des cavités artificielles situées dans des zones moins denses en ruchers sont tout de même occupées. Les cavités créées répondent ainsi à un manque réel de site de nidification pour les abeilles mellifères en forêt et apportent une plus-value à la conservation de l'espèce. Une forte proportion de surface forestière à l'échelle du paysage semble favoriser la détection des cavités par les abeilles et augmenter leur installation dans les cavités. Au niveau du peuplement, un degré de couverture des ligneux bas élevé favorise également la détection et l'installation des abeilles dans les cavités artificielles. Les facteurs analysés et le manque d'observations, seulement cinq cavités occupées deux années de suite, n'ont pas permis d'identifier un ou des facteurs influençant l'occupation suivie d'une cavité.

Des recherches se concentrant sur une sous-population, par exemple dans une zone où plusieurs cavités sont déjà occupées par des colonies d'abeilles mellifères, permettraient d'étudier plus précisément les liens de ces colonies entre elles et avec les colonies exploitées des environs. Par exemple avec la mise en place d'un suivi plus précis des facteurs qui favorisent ou péjorent la survie des colonies durant l'hiver en suivant l'évolution des colonies à tous les instants cruciaux de la saison, pourrait permettre une meilleure identification de ces paramètres. Un relevé des ressources mellifères en fonction de la saison permettrait d'évaluer plus en détail les éventuels liens entre ces ressources et l'occupation continue des cavités. Pour limiter les biais d'analyse liés aux variations climatiques annuelles, la mise en place d'un monitoring sur plusieurs années serait nécessaire. Ces nouvelles connaissances en complément de ce travail permettraient la mise en place de mesures ciblées adaptées aux abeilles mellifères et profitant plus largement à un grand nombre d'espèces saproxyliques ou pollinisatrices.

7 Bibliographie

- Alaux C, Allier F, Decourtye A, Odoux J-F, Tamic T, Chabirand M, Delestra E, Decugis F, Le Conte Y, Henry M, 2017. A 'Landscape physiology' approach for assessing bee health highlights the benefits of floral landscape enrichment and semi-natural habitats. *Scientific reports*, 7, 40568.
- Alaux C, Le Conte Y, Decourtye A, 2019. Pitting Wild Bees Against Managed Honey Bees in Their Native Range, a Losing Strategy for the Conservation of Honey Bee Biodiversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7.
- Albouy V, 2016. Abeilles sauvages. Les connaître, les accueillir, les protéger. Delachaux et Niestlé, Paris, 127 p.
- Albouy V, 2019. Abeilles mellifères à l'état sauvage. Une histoire naturelle. Editions de terrain, Escalquens, 334 p.
- Apisavoir, 2024. Installer son Rucher
[https://www.2imangement.ch/fr/divers/liens/wwwapisavoirch/installer-son-rucher-418#:~:text=dans%20une%20région%20mellifère%20\(évidemment,pourra%20faire%20office%20de%20protection](https://www.2imangement.ch/fr/divers/liens/wwwapisavoirch/installer-son-rucher-418#:~:text=dans%20une%20région%20mellifère%20(évidemment,pourra%20faire%20office%20de%20protection). Page consulté le 25.07.2024
- Arndt I, Tautz J, 2021. Abeilles mellifères sauvages. Ulmer, Paris, 189 p.
- Bertrand B, Alburaki M, Legout H, Moulin S, Mougel F, Garnery L, 2015. MtDNA COI-COI marker and drone congregation area: an efficient method to establish and monitor honeybee (*Apis mellifera* L.) conservation centres. *Molecular ecology resources*, 15 (3), 673-683.
- Beudert B, Bässler C, Thorn S, Noss R, Schröder B, Dieffenbach-Fries H, Foullois N, Müller J, 2015. Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality. *Conservation Letters*, 8 (4), 272-281.
- Browne KA, Hassett J, Geary M, Moore E, Henriques D, Soland-Reckeweg G, Ferrari R, Mac Loughlin E, O'Brien E, O'Driscoll S, Young P, Pinto MA, McCormack GP, 2021. Investigation of free-living honey bee colonies in Ireland. *Journal of Apicultural Research*, 60 (2), 229-240.
- Büchler R, Costa C, Hatjina F, Andonov S, Meixner MD, Le Conte Y, Uzunov A, Berg S, Bienkowska M, Bouga M, Drazic M, Dyrba W, Kryger P, Panasiuk B, Pechhacker H, Petrov P, Kezić N, Korpela S, Wilde J, 2014. The influence of genetic origin and its interaction with environmental effects on the survival of *Apis mellifera* L. colonies in Europe. *Journal of Apicultural Research*, 53 (2), 205-214.
- Bütler R, Lachat T, Krumm F, Kraus D, Larrieu L, 2020. Guide de poche des dendromicrohabitats. Description et seuils de grandeurs pour leur inventaire. WSL.
- Camazine S, Visscher PK, Finley J, Vetter RS, 1999. House-hunting by honey bee swarms: collective decisions and individual behaviors. *Insectes sociaux*, 46, 348-360.
- Canciani M, Arnellos A, Moreno A, 2019. Revising the Superorganism: An Organizational Approach to Complex Eusociality. *Frontiers in psychology*, 10, 2653.
- Charrière J-D, Frese S, Herren P, 2018. L'apiculture en Suisse.
- Charrière J-D, Würgler O, 2024. L'apiculture en Suisse et en comparaison internationale. Centre de recherche apicole.
- Coffey MF, Breen J, 1997. Seasonal variation in pollen and nectar sources of honey bees in Ireland. *Journal of Apicultural Research*, 36 (2), 63-76.
- Crane E, 1999. The World History of Beekeeping and Honey Hunting. Duckworth, London, 682 p.
- Fluri P, Pickhardt A, Cottier V, Charrière J-D, 2001. La pollinisation des plantes à fleurs par les abeilles. Biologie, Écologie, Économie. Centre de recherche apicole.
- Franks NR, Dornhaus A, 2003. How might individual honeybees measure massive volumes? *Proceedings. Biological sciences*, 270 Suppl 2 (Suppl 2), S181-2.
- Free The Bees (FTB), 2024a. Projets pour une vie d'abeille qui vaut la peine d'être vécue. <https://freethebees.ch/language/fr/projets/>. Page consultée le 26.07.2024
- Free The Bees (FTB), 2024b. La réintroduction et la diffusion de l'apiculture forestière ancestrale <https://freethebees.ch/language/fr/la-reintroduction-et-la-diffusion-de-lapiculture-forestiere-ancestrale/>. Page consultée le 31.07.2024

- Garibaldi LA, Requier F, Rollin O, Andersson GK, 2017. Towards an integrated species and habitat management of crop pollination. *Current opinion in insect science*, 21, 105–114.
- Gerald M. Loper, Wayne W. Wolf, Orley R. Taylor Jr., 1987. Detection and monitoring of honeybee drone congregation areas by radar. *Apidologie*, 18 (2), 163–172.
- Gilley DC, 1998. The identity of nest-site scouts in honey bee swarms. *Apidologie*, 29, 229–240.
- Gonin P, Larrieu L, 2023. Méthodes de relevé de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). CNPF; INRAE Dynafor.
- Gonin P, Larrieu L, Baiges T, Palero N, Miozzo M, Corezzola S, 2023. Définition de l'Indice de Biodiversité Potentielle pour les forêts françaises (IBP FR v3.0). CNPF; INRAE Dynafor.
- Guntern J, Suhner M, Neumann P, Müller A, 2014. Abeilles et autres pollinisateurs. Importance pour l'agriculture et la biodiversité. *swiss academies factsheets*, 9 (1).
- Hassett J, Browne KA, McCormack GP, Moore E, Soland G, Geary M, 2018. A significant pure population of the dark European honey bee (*Apis mellifera mellifera*) remains in Ireland. *Journal of Apicultural Research*, 57 (3), 337–350.
- Ilyasov RA, Kosarev MN, Neal A, Yumaguzhin FG, 2015. Burzyan Wild-Hive Honeybee *A.M. mellifera* in South Ural. *Bee World*, 92 (1), 7–11.
- ITSAP (Institut de l'abeille), 2017. Présentation PowerPoint. Mallette Pédagogique à destination des ruchers-école. Module 2 – Biologie de l'abeille et comportement de la colonie.
- Jaffé R, Dietemann V, Allsopp MH, Costa C, Crewe RM, Dall'Olio R, La Rúa P de, El-Niweiri MAA, Fries I, Kezic N, Meusel MS, Paxton RJ, Shaibi T, Stolle E, Moritz RFA, 2010. Estimating the density of honeybee colonies across their natural range to fill the gap in pollinator decline censuses. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 24 (2), 583–593.
- Kohl PL, Rutschmann B, 2018. The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies. *PeerJ*, 6, e4602.
- Kohl PL, Rutschmann B, Sikora LG, Wimmer N, Zahner V, D'Alvise P, Hasselmann M, Steffan-Dewenter I, 2023. Parasites, depredators, and limited resources as potential drivers of winter mortality of feral honeybee colonies in German forests. *Oecologia*, 202 (3), 465–480.
- Kohl PL, Rutschmann B, Steffan-Dewenter I, 2022. Population demography of feral honeybee colonies in central European forests. *Royal Society open science*, 9 (8), 220565.
- Krüsi B, Schütz M, 1994. Schlüssel zur ökologischen Bewertung von Waldrändern. *Beilage Infoblatt Forschung bereich Landschaft*, 20.
- Larrieu L, Gonin P, 2008. L'indice de biodiversité potentielle (ibp) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, 6.
- Loftus JC, Smith ML, Seeley TD, 2016. How Honey Bee Colonies Survive in the Wild: Testing the Importance of Small Nests and Frequent Swarming. *PloS one*, 11 (3), e0150362.
- Makowski D, Ben-Shachar M, Lüdecke D, 2019a. bayestestR: Describing Effects and their Uncertainty, Existence and Significance within the Bayesian Framework. *Journal of Open Source Software*, 4 (40), 1541.
- Makowski D, Ben-Shachar MS, Chen SHA, Lüdecke D, 2019b. Indices of Effect Existence and Significance in the Bayesian Framework. *Frontiers in psychology*, 10, 2767.
- Marty P, 2019. Insectes pollinisateurs et forêt. Une histoire d'amour. CNPF.
- Mikheyev AS, Tin MMY, Arora J, Seeley TD, 2015. Museum samples reveal rapid evolution by wild honey bees exposed to a novel parasite. *Nature communications*, 6, 7991.
- Moritz RFA, Kraus FB, Kryger P, Crewe RM, 2007. The size of wild honeybee populations (*Apis mellifera*) and its implications for the conservation of honeybees. *Journal of Insect Conservation*, 11 (4), 391–397.
- OFEV (Office fédérale de l'environnement), Infofauna, 2024. Liste rouge des abeilles, 2024.
- Oleksa A, Gawroński R, Tofilski A, 2013. Rural avenues as a refuge for feral honey bee population. *Journal of Insect Conservation*, 17 (3), 465–472.

- Powell J, 2016. Learnig from Wild Bees and Tree Beekeeping. *The Beekeeper Quarterly*, 123.
- Price, B., Huber, N., Ginzler, C., Pazúr, R., Rüetschi, M. (2021). The Habitat Map of Switzerland v1. *EnviDat*. <https://www.doi.org/10.16904/envidat.262>.
- Rangel J, Seeley TD, 2012. Colony fissioning in honey bees: size and significance of the swarm fraction. *Insectes Sociaux*, 59 (4), 453–462.
- Remm J, Löhmus A, 2011. Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262 (4), 579–585.
- Requier F, Garnery L, Kohl PL, Njovu HK, Pirk CWW, Crewe RM, Steffan-Dewenter I, 2019. The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial. *Trends in ecology & evolution*, 34 (9), 789–798.
- Requier F, Paillet Y, Laroche F, Rutschmann B, Zhang J, Lombardi F, Svoboda M, Steffan-Dewenter I, 2020. Contribution of European forests to safeguard wild honeybee populations. *Conservation Letters*, 13 (2).
- Rutschmann B, Kohl PL, Machado A, Steffan-Dewenter I, 2022. Semi-natural habitats promote winter survival of wild-living honeybees in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 266, 109450.
- Rutschmann B, Kohl PL, Steffan-Dewenter I, 2023. Foraging distances, habitat preferences and seasonal colony performance of honeybees in Central European forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 60 (6), 1056–1066.
- Ruttner F, Milner E, Dews J, 1990. Abeille noire. *Apis mellifica mellifica* Liannaeus.
- Schmidt JO, Hurley R, 1995. Selection of nest cavities by africanized and european honey bees. *Apidologie*, 26, 467–475.
- Seeley TD, 1977. Measurement of nest cavity volume by the honey bee (*Apis mellifera*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 2, 201–227.
- Seeley TD, 2016. *Following the Wild Bees. The Craft and Science of Bee Hunting*. Princeton University Press, Princeton, 164 p.
- Seeley TD, 2017. *La démocratie chez les abeilles. Un modèle de société*. Quae, Versailles, 205 p.
- Seeley TD, 2019. *The Lives of Bees. The Untold story of the Honey Bee in the Wild*. Princeton University Press, Princeton, 353 p.
- Seeley TD, Buhrman SC, 2001. Nest-site selection in honey bees: how well do swarms implement the "best-of- N " decision rule? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 49 (5), 416–427.
- Seeley TD, Morse RA, 1976. The nest of the honey bee (*Apis mellifera* L.). *Insectes Sociaux*, 23 (4), 495–512.
- Seeley TD, Tarpy DR, Griffin SR, Carcione A, Delaney DA, 2015. A survivor population of wild colonies of European honeybees in the northeastern United States: investigating its genetic structure. *Apidologie*, 46 (5), 654–666.
- Seeley TD, Visscher PK, 1985. Survival of honeybees in cold climates: the critical timing of colony growth and reproduction. *Ecological Entomology*, 10 (1), 81–88.
- Seeley TD, Visscher PK, 2004. Group decision making in nest-site selection by honey bees. *Apidologie*, 35 (2), 101–116.
- Seeley TD, Visscher PK, Schlegel T, Hogan PM, Franks NR, Marshall JAR, 2012. Stop Signals Provide Cross Inhibition in Collective Decision-Making by Honeybee Swarms. *Science (New York, N.Y.)*, 335 (6064), 108–111.
- Stamets PE, Naeger NL, Evans JD, Han JO, Hopkins BK, Lopez D, Moershel HM, Nally R, Sumerlin D, Taylor AW, Carris LM, Sheppard WS, 2018. Extracts of Polypore Mushroom Mycelia Reduce Viruses in Honey Bees. *Scientific reports*, 8 (1), 13936.
- Visick OD, Ratnieks FLW, 2023. Density of wild honey bee, *Apis mellifera*, colonies worldwide. *Ecology and evolution*, 13 (10), e10609.
- Visick OD, Ratnieks FLW, 2024. Ancient, veteran and other listed trees as nest sites for wild-living honey bee, *Apis mellifera*, colonies. *Journal of Insect Conservation*, 28 (1), 153–163.
- Wermelinger B, Moretti M, Duelli P, Lachat T, Pezzatti GB, Obrist MK, 2017. Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, 391, 9–18.

- Wesolowski T, 2011. "Lifespan" of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: A thirty year study. *Forest Ecology and Management*, 262 (9), 1846–1852.
- Willim K, Stiers M, Annighöfer P, Ehbrecht M, Ammer C, Seidel D, 2020. Spatial Patterns of Structural Complexity in Differently Managed and Unmanaged Beech-Dominated Forests in Central Europe. *Remote Sensing*, 12 (12), 1907.
- ZHAW, 2017. Waldrandschlüssel Anleitung.

Package R

- Barrett T, Dowle M, Srinivasan A, Gorecki J, Chirico M, Hocking T (2024). `_data.table`: Extension of ``data.frame``. R package version 1.15.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=data.table>>.
- Ben-Shachar M, Lüdtke D, Makowski D (2020). `effectsize`: Estimation of Effect Size Indices and Standardized Parameters. *Journal of Open Source Software*, 5(56), 2815. doi: 10.21105/joss.02815
- Gabry J, Mahr T (2024). "bayesplot: Plotting for Bayesian Models." R package version 1.11.1, <<https://mc-stan.org/bayesplot/>>.
- Goodrich B, Gabry J, Ali I & Brilleman S. (2024). `rstanarm`: Bayesian applied regression modeling via Stan. R package version 2.32.1 <https://mc-stan.org/rstanarm>.
- Hijmans R (2024). `_terra`: Spatial Data Analysis. R package version 1.7-78, <<https://CRAN.R-project.org/package=terra>>.
- Pebesma, E., 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Makowski, D., Ben-Shachar, M., & Lüdtke, D. (2019). `bayestestR`: Describing Effects and their Uncertainty, Existence and Significance within the Bayesian Framework. *Journal of Open Source Software*, 4(40), 1541. doi:10.21105/joss.01541
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science: With Applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>
- Peterson BG, Carl P (2020). `_PerformanceAnalytics`: Econometric Tools for Performance and Risk Analysis. R package version 2.0.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>>.
- R Core Team (2024). `_R`: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- H. Wickham. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2016.
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D (2023). `_dplyr`: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>>.
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019). "Welcome to the tidyverse." *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. doi:10.21105/joss.01686 <<https://doi.org/10.21105/joss.01686>>.

Remerciements

Je remercie l'association Free the Bees pour la mise à disposition des données, en particulier Raphaëlle Piaget pour sa disponibilité. Je remercie également Romain Angeleri pour l'aide précieuse en statistiques et la réactivité à mes nombreuses questions. Merci également à Thibault Lachat d'avoir gardé des disponibilités pour répondre à mes questions durant son congé sabbatique. Et enfin un grand merci à Sarah pour ses questions avisées et ses patientes corrections.

Annexes

Annexe 1 : Données brutes projets « Distribution de cavités »	41
Annexe 2 : Données brutes projets Swiss BeeMapping	41
Annexe 3 : Données FTB SIG	41
Annexe 4 : Données cantonales de positions des ruchers	41
Annexe 5 : Script R extractions données des ruchers	41
Annexe 6 : Script R Extraction données Typologie des milieux naturels	42
Annexe 7 : Script R extraction données topographiques (pente et exposition)	43
Annexe 8 : Formulaire pour le relevé de terrain	45
Annexe 9 : Données brutes	49
Annexe 10 : Données utilisées pour l'analyse statistique	49
Annexe 11 : Tableaux de colinéarité pour les variables explicatives	49
Annexe 12 : Script R modèles de régression linéaire	51
Annexe 13 : <i>Trace plots</i> des modèles de régression linéaire	62

Toutes les annexes qui ne sont pas incluses directement dans ce fichier sont disponibles dans le dossier *Houriet_Francois_Annexes_20240809* qui accompagne ce travail.

Tous les scripts R sont également disponibles dans le dossier d'annexes, les scripts sont tous accompagnés des fichiers utilisés pour leur exécution.

Annexe 1 : Données brutes projets « Distribution de cavités »

- Annexe_1_Data_FTB_DCA.xlsx

Annexe 2 : Données brutes projets Swiss BeeMapping

- Annexe_2_Data_FTB_SBM.xlsx

Annexe 3 : Données FTB SIG

- Annexe_3_plot_FTB.gpkg

Annexe 4 : Données cantonales de positions des ruchers

- Annexe_3_Data_ruchers_cantons.zip

Annexe 5 : Script R extractions données des ruchers

- Annexe_5_extract_ruchers.zip
 - o Ruchers_extract.R
 - o Plot_FTB.gpkg
 - o Ruchers.gpkg

```
# Charger les packages nécessaires
library(sf)

#Clean
rm(list=ls())
#Définir le working directory
setwd("C:/Users/moi/Desktop/BA_2024")
# Charger les données
Plot_FTB <- st_read('Plot_FTB.gpkg')
ruchers <- st_read('Ruchers.gpkg')

# Buffer autour des arbres
# Définition du rayon du buffer [m]
buffer_radius <- 3000 #[m]
plot_buffer3000 <- st_buffer(Plot_FTB, dist = buffer_radius)

# Colonne pour stocker l'information
plot_buffer3000$n_ruchers<- NA

# Pour chaque buffer, compter le nombre de ruchers à l'intérieur
for (i in 1:nrow(plot_buffer3000)) {
  n_ruchers <- st_within(ruchers, plot_buffer3000[i, ])
  plot_buffer3000$n_ruchers[i] <- sum(lengths(n_ruchers))
}

# Intégrer le résultat dans les données originales

Plot_FTB$n_ruchers <- plot_buffer3000$n_ruchers

# Sauvegarder le résultat dans un nouveau .gpkg

st_write(Plot_FTB, 'Plot_FTB_rucher.gpkg',delete_layer = TRUE)
```

Annexe 6 : Script R Extraction données Typologie des milieux naturels

- Annexe_6_extract_typoCH.zip
 - o TypoCH_extract.R
 - o Plot_FTB.gpkg
 - o Readme.txt

```
# Charger les packages nécessaires
library(sf)
library(dplyr) #(Wickham et al. 2023)
#Clean
rm(list=ls())
#Sélectionner le working directory
setwd("C:/Users/moi/Desktop/BA_2024")
rm(list=ls())
# Charger les données vectorielles
Plot_FTB <- st_read('Plot_FTB_7.0.gpkg')
poly_TypoCH <- st_read('1_SIG/clip5k_TypoCH_5k.gpkg')

poly_TypoCH <- st_transform(poly_TypoCH, st_crs(Plot_FTB))
poly_TypoCH
# Vérification la structure des données pour comprendre comment les types de surfaces sont codés dans
la couche de polygones
print(st_geometry_type(Plot_FTB))
print(st_geometry_type(poly_TypoCH))
print(names(poly_TypoCH))

# Remplacer par le nom de la colonne correspondant
surface_column <- 'TypoCH_NUM'

# Définir le rayon du buffer
buffer_radius <- 3000
Plot_FTB_b3000 <- st_buffer(Plot_FTB, dist = buffer_radius)

# Initialiser une liste pour stocker les proportions
prop_surface_df <- data.frame(id =1:nrow(Plot_FTB_b3000))

# Pour buffer, calculer la proportion de chaque type de surface
for (i in 1:nrow(Plot_FTB_b3000)) {
  # Sélectionner le buffer actuel
  current_buffer <- Plot_FTB_b3000[i, ]

  # Trouver les polygones qui intersectent avec le buffer
  intersecting_polygons <- st_intersection(poly_TypoCH, current_buffer)

  # Calculer la surface totale du buffer
  buffer_area <- st_area(current_buffer)

  if (nrow(intersecting_polygons) > 0) {
    # Calculer la surface de chaque type de polygone dans le buffer
    intersecting_polygons <- intersecting_polygons %>%
      mutate(intersect_area = st_area(.)) %>%
      group_by(!sym(surface_column)) %>%
      summarize(area = sum(intersect_area)) %>%
      mutate(proportion = as.numeric(area / buffer_area))
  }
}
```

```

# Ajouter les proportions au data frame
for (j in 1:nrow(intersecting_polygons)) {
  surface_type <- as.character(intersecting_polygons[[surface_column]][j])
  proportion <- intersecting_polygons$proportion[j]

  # Ajouter la colonne pour le type de surface si elle n'existe pas
  if (!surface_type %in% names(prop_surface_df)) {
    prop_surface_df[[surface_type]] <- 0
  }

  # Ajouter la proportion à la ligne correspondante
  prop_surface_df[i, surface_type] <- proportion
}
}
}

# Remplacer les NA par des zéros
prop_surface_df[is.na(prop_surface_df)] <- 0

# Ajouter une colonne avec la somme des proportions pour controle
prop_surface_df$sum_proportions <- rowSums(prop_surface_df[ , !names(prop_surface_df) %in% c("id")])

# Ajouter les identifiants de la couche de points
prop_surface_df$id <- Plot_FTB$ID

summary(prop_surface_df)
# Sauvegarder les résultats dans un fichier CSV
# Combiner les résultats en un seul data frame pour la sauvegarde
results <- bind_rows(prop_surface_df, .id = "buffer_id")
write.csv(results, 'surface_proportions.csv', row.names = FALSE)

```

Annexe 7 : Script R extraction données topographiques (pente et exposition)

- Annexe_7_extract_topo.zip
 - o Plot_FTB.gpkg
 - o Topo_extract.R
 - o Readme.txt

```

#####
# Extraction of habitat variable from raster layers ----
#####

#####
# Load libraries ----
#####
library("sf")
library("mapview")
library("tidyverse")
library('ggplot2')

#####
# Get started ----
#####
# Delete everything from working environment
rm(list=ls())
setwd("C:/Users/moi/Desktop/BA_2024")
# Check in which folder you are working

```

```

getwd()
# Check the files that are in your getwd() location
list.files()

#####
# Load data ----
#####
# Load data
samplot <- sf::read_sf("Plot_FTB_4.0.gpkg") #This is a .gpkg file with the GPS coordinates of the
points you want to study.
# Organize data by alphabetical order
str(samplot)
samplot <- samplot[order(samplot$ID),]
# Create a variable with the row order as a security if you shuffle the data
samplot$rowID <- rownames(samplot)
# Rename variables
# samplot <- samplot %>%
#   # dplyr::rename("deciprop.manual" = "LFI", #"new_name" = "old_name"
#   # "hdom.manual" = "TBK")
# Visually inspect the data
dplyr::tibble(samplot)

#####
# Draw buffers ----
#####
# m2 <- pi*square(radius) #mathematical formula to convert a radius in square meters
# Draw a buffer of 500m2 around every Point Of Interest (POI)

samplot.buff10 <- sf::st_buffer(samplot,10)

#####
# Extract data ----
#####
## Aspect,Slope ----
#####
aspect <- terra::rast("1_SIG/3_data_swisstopo/aspect_BAextent.tif")
slope <- terra::rast("1_SIG/3_data_swisstopo/slope_BAextent.tif")

### Extract average in buffer ----
aspect.mu10 <- terra::extract(aspect, samplot.buff10, fun="mean", na.rm= TRUE)
slope.mu10 <- terra::extract(slope, samplot.buff10, fun="mean", na.rm= TRUE)

### Match with other data ----
slope.mu10 <- unlist(slope.mu10[,2])
aspect.mu10 <- unlist(aspect.mu10[,2])

# samplot.buff1ha$slope.mu1ha <- slope.mu1ha
# samplot.buff1ha$aspect.mu1ha <- aspect.mu1ha
samplot$slope.mu10 <- slope.mu10
samplot$aspect.mu10 <- aspect.mu10

st_write(samplot, 'Plot_FTB_5.0.gpkg')
write.csv(samplot, 'Plot_FTB_v3.csv', sep = ';')

```

Annexe 8 : Formulaire pour le relevé de terrain

- Annexe_8_Formulaire_terrain.docx

IBP Abeilles mellifères sauvages

En rouge données à déterminer par télédétection ou données FTB avant de se rendre sur le terrain.

Informations générales							
Date		Observateur					
Données SIG							
ID Arbre :		E	N				
Coordonnées LV95							
Correction coordonnées							
Couverture forêt [%]							
Distance à la lisière [m]							
Relevé de terrain							
Arbre							
DHP [cm]		Essence					
Orientation ouverture [°]		Occupation 23					
Hauteur cavité [cm]		Occupation 24					
DMH [-] (relevé dét. à part)							
Peuplement							
Couverture en m ² par les essences mellifères		> [m ²]					Remarques
		50	100	500	1000	5000	
A	Arbres mellifères	Saules (sal)					
		Merisier (pav)					
		Erables (ace)					
		Robinier (rps)					
		Pommier (msy)					
		Poirier (ppy)					
		Chêne (que)					
		Châtaignier (csa)					
		Tilleuls (til)					
		Aulnes (aln)					
		Peupliers (pop)					

Couverture en m ² par les essences mellifères		> [m ²]					Remarques
		10	50	100	500	1000	
B	Buissons mellifères	Noisetier (cav)					
		Cornouillers (cor)					
		Prunelier (psp)					
		Argousier (hrh)					
		Aubépine (cra)					
		Bourdaie (fal)					
		Epine-vinette (bvü)					
		Troène (lvu)					
		Sureau (sam)					
		Houx (iaq)					
		Chèvrefeuille des bois (lpe)					
		Lierre (hhe)					
		Eglantier (rca)					
		Amélanchier (aov)					
Couverture en m ² par les espèces mellifères		> [m ²]					
		10	50	100	500	1000	
C	Plantes forestières mellifères	Myrtille (vmy)					
		Hellébore fétide (hfo)					
		Lierre terrestre (hgl)					
		Petite pervenche (vmi)					
		Ail des ours (aur)					
		Campanule (cam)					
		Rubus spp. (rub)					
		Germandrée des bois (tsc)					
		Callune (cvu)					
		Bruyère (eca)					
		Bugle rampante (are)					
		Benoite commune (gur)					
		Solidage verge d'or (svi)					
		Pétasites (pal)					
		Patte d'ours (hsp)					
		Valériane (vof)					
		Reine des prés (ful)					
		Houblon (hlu)					
		Epilobes (epi)					
		Rhododendron (rfe)					
Aconit napel (ana)							
Menthes (men)							
Angélique des bois (asy)							

Couverture en m ² par les espèces mellifères		> [m ²]					
		10	50	100	500	1000	
D	Néophytes mellifères	Renouée du Japon (rja)					
		Buddleia (bda)					
		Solidage du Canada (sca)					
		Impatiente glanduleuse (igl)					
Nombre d'arbres porteurs d'amadouiers (Fomes fomentarius)							
E	Amadou vier	Arbres vivants porteurs					
		Arbres morts porteurs					
Nombres d'arbres mort		Sur pieds hauteur > 1 m Au sol longueur > 1 m					
E	Bois mort sur pieds	BMg de grosse dimension : D > 37,5 cm					
		BMm de dimension moyenne : 17,5 < D < 37,5 cm (compter si BMg < 1/ha)					
F	Bois mort au sol	BMg de grosse dimension : D > 37,5 cm					
		BMm de dimension moyenne : 17,5 < D < 37,5 cm (compter si BMg < 1/ha)					
Nombre d'arbres vivants							
G	Très gros bois vivant	TGB : D > 67,5 cm					
		GB : 47,5 < D < 67,5 cm (à compter si TGB < 1/ha)					
MO à végétation florifère caractéristique (plantes à fleurs différentes de celles sous couvert, ou identiques, mais à floraison abondante), permanents ou temporaires							
H	Milieux ouverts florifères	Surface trouées ou clairières (m ²) =					
		Longueur lisières (m) = x 2 m = surface (m ²) =					
		Peuplements peu denses ou à feuillage clair					

Strates présentes avec feuillage $\geq 20\%$ de la surface décrite (1 ligneux est compté dans toutes les strates occupées par son feuillage, mellifère ou non)		[%]		
E	Structure verticale	Herbacée et semi-ligneux		
		Ligneux très bas (<1,5m)		
		Ligneux bas (1,5 à 7m)		
		Ligneux intermédiaire (7 à 20 m)		
		Ligneux haut (>20 m)		
Evaluation de la lisière si incluse dans l'hectare ou lisière la plus proche				
F	Lisière	Profondeur lisière [m]		
		Profondeur cordon buisson [m]		
		Profondeur ourlet herbeux [m]		
		Longueur cordon buisson [%]		
		Longueur ourlet herbeux [%]		
		Densité du feuillage [%]		
		Degré de crénelure	≤ 1.1	1.2-1.5
Distance à l'arbre de la première source		[m]		
G	Eau	1 source régulière suffit		

Annexe 12 : Script R modèles de régression linéaire

- Annexe_12_GLM.zip
 - o Annexe_12_GLM.R
 - o GLM_data.csv

```
version
# platform      x86_64-w64-mingw32
# arch          x86_64
# os            mingw32
# crt           ucrt
# system        x86_64, mingw32
# status
# major         4
# minor         4.1
# year          2024
# month         06
# day           14
# svn rev       86737
# language      R
# version.string R version 4.4.1 (2024-06-14 ucrt)
# nickname      Race for Your Life

#CLEAN UP----
gc()
rm(list=ls())
#Necessary packages----
library("tidyverse") #(Wickham et al, 2019)
library("data.table") #(Barret et al. 2024)
library("rstanarm")
library("bayesplot")
library("PerformanceAnalytics")

# SET WORKING DIRECTORY----
setwd("C:/Users/moi/Desktop/BA_2024")
##Load data----
df <- read.csv('Data_GLM.csv', sep = ';')
str(df)

# Transformer data ----
df$manat <- ifelse(df$type == "nat", 0, 1)
df$manat <- factor(df$manat, ordered=TRUE, levels = c(0,1))

# Correlation ----
unique(sapply(df, class))
df <- df %>% mutate_if(is.integer, as.numeric)
df <- df %>% mutate_if(is.logical, as.numeric)
# https://stackoverflow.com/questions/58075912/font-size-in-chart-correlation-performanceanalytics/71573563#71573563?newreg=81a39927159c45cfac7c567099180395
# library("PerformanceAnalytics")
# trace("chart.Correlation", edit=T) #cex <- 0.8/strwidth(txt) //T0// cex <- 3/strwidth(txt)
df %>%
  dplyr::select_if(~ !any(is.na(.))) %>%
  # dplyr::select(where(~!is.character(.))) %>%
  dplyr::select(where(is.numeric)) %>%
  PerformanceAnalytics::chart.Correlation(histogram=TRUE, method = c("pearson"),
```

```
pch = 4, label.pos = 0.8, cex.labels = 3)
```

```
# Modelisation A----
library(rstanarm)
colnames(df)
### Specification ----
mod.bay <- rstanarm::stan_glm(
  manat ~
    # scale(Couv_foret) +
    # scale(dens_col) +
    # scale(Forets_arbres_tot),
    # scale(aspect.mu10),
  data = df,
  seed = 42,
  # cores = parallel::detectCores()-1,
  iter = 100000,
  chains = 4,
  family = binomial(link = "logit"))

### Evaluation ----
mod.bay
summary(mod.bay)
# Monte Carlo Standard Error (MCSE) is a measure of accuracy of the chains. It is defined as standard
deviation of the chains divided by their effective sample size.

# R-hat is a convergence diagnostic, which compares the between- and within-chain estimates for model
parameters and other univariate quantities of interest. If chains have not mixed well (ie, the
between- and within-chain estimates don't agree), R-hat is larger than 1. We recommend running at
least four chains by default and only using the sample if R-hat is less than 1.05.

# Effective Sample (ESS n_eff) is a measure of "how much independent information there is in
autocorrelated chains" as the number of independent samples with the same estimation power as the N
autocorrelated samples. It should be as large as possible, although for most applications, an effective
sample size greater than 1,000 is sufficient for stable estimates.

### Prediction ----
predictors <- c(
  # "scale(Couv_foret)",
  "scale(dens_col)",
  "scale(Forets_arbres_tot)"
  # "scale(aspect.mu10)"
)
predictors <- rownames(mod.bay$stan_summary)[2:(nrow(mod.bay$stan_summary)-2)]

round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.95, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.89, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.50, pars = predictors), 3)
summary(mod.bay) #Good convergence: Rhat<1.1 and n_eff>2000
trace_plt <- plot(mod.bay, "trace", pars = predictors) #Hairy caterpillar
trace_plt

### Cross-validation ----
# Leav-One-Out Cross-Validation (LOOCV) is a form of cross-model validation where the data is split
into training and testing sets, with each observation being used as the test set exactly once. This
process is repeated N times where N is the total number of observations in the dataset resulting in N
different models.
```

```

loo_mod.bay <- loo(mod.bay, k_threshold = 0.7) #pb.obs:none
dev.off()
plot(loo_mod.bay, label_points=TRUE)

### Plotting results ----
#https://mc-stan.org/bayesplot/articles/plotting-mcmc-draws.html
predictors
predictors_name <- c(
  # "Couverture forestière de 1'ha (%)",
  "Densité des ruchers (n/km^2)(r = 3 km)",
  "Surface forestière (%) (r = 3 km)"
  # "Exposition (°)"
length(predictors) ; length(predictors_name)
#### Create df for names in final table----
dummy <- as.data.frame(cbind(predictors, predictors_name))

bayesplot::color_scheme_set("darkgray")

plt <-
  bayesplot::mcmc_areas(
    mod.bay,
    pars = rev(predictors),
    prob = 0.50,
    prob_outer = 0.95,
    point_est = "median",
    area_method = "equal area",
  ) +

  ggplot2::geom_vline(xintercept = 0, color = "black", linetype = "dashed", linewidth = 1) +
  ggplot2::scale_y_discrete(labels=rev(predictors_name)) +
  ggplot2::labs(title = "Modèle A - Subset All (n = 40) - Réf NAT ; Cible MM") +
  ggplot2::theme(text = ggplot2::element_text(size=10),
    title = ggplot2::element_text(size = 14),
    axis.text.y = ggplot2::element_text(size = 13))

plt
modA.plt <- plt
modA <- mod.bay
traceA <- trace_plt
# Modélisation B----

# Transformer data ----
df$natY <- ifelse(df$type == "nat", 0,
  ifelse(df$occ_all=="art_pos",0, 1))
df$natY <- factor(df$natY, ordered=TRUE, levels = c(0,1))
df$natY

library(rstanarm)
colnames(df)
### Specification ----
colnames(df)
### Specification ----
mod.bay <- rstanarm::stan_glm(
  natY ~
  # scale(Couv_foret) +
  scale(dens_col) +
  scale(Forets_arbres_tot),

```

```

    # scale(aspect.mu10),
    data = df,
    seed = 42,
    # cores = parallel::detectCores()-1,
    iter = 100000,
    chains = 4,
    family = binomial(link = "logit"))

### Evaluation ----
mod.bay
summary(mod.bay)
# Monte Carlo Standard Error (MCSE) is a measure of accuracy of the chains. It is defined as standard
deviation of the chains divided by their effective sample size.

# R-hat is a convergence diagnostic, which compares the between- and within-chain estimates for model
parameters and other univariate quantities of interest. If chains have not mixed well (ie, the
between- and within-chain estimates don't agree), R-hat is larger than 1. We recommend running at
least four chains by default and only using the sample if R-hat is less than 1.05.

# Effective Sample (ESS n_eff) is a measure of "how much independent information there is in
autocorrelated chains" as the number of independent samples with the same estimation power as the N
autocorrelated samples. It should be as large as possible, although for most applications, an effective
sample size greater than 1,000 is sufficient for stable estimates.

### Prediction ----
predictors <- c(
  # "scale(Couv_foret)",
  "scale(dens_col)",
  "scale(Forets_arbres_tot)"
  # "scale(aspect.mu10)"
)
predictors <- rownames(mod.bay$stan_summary)[2:(nrow(mod.bay$stan_summary)-2)]

round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.95, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.89, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.50, pars = predictors), 3)
summary(mod.bay) #Good convergence: Rhat<1.1 and n_eff>2000
trace_plt <- plot(mod.bay, "trace", pars = predictors) #Hairy caterpillar
trace_plt

### Cross-validation ----
# Leav-One-Out Cross-Validation (LOOCV) is a form of cross-model validation where the data is split
into training and testing sets, with each observation being used as the test set exactly once. This
process is repeated N times where N is the total number of observations in the dataset resulting in N
different models.
loo_mod.bay <- loo(mod.bay, k_threshold = 0.7) #pb.obs:none
dev.off()
plot(loo_mod.bay, label_points=TRUE)

### Plotting results ----
#https://mc-stan.org/bayesplot/articles/plotting-mcmc-draws.html
predictors
predictors_name <- c(
  "Densité des ruchers (n/km^2)(r = 3 km)",
  "Surface forestière (%) (r = 3 km)"
  # "Exposition (°)"
)

```

```

length(predictors) ; length(predictors_name)
#### Create df for names in final table----
dummy <- as.data.frame(cbind(predictors, predictors_name))

bayesplot::color_scheme_set("darkgray")

plt <-
  bayesplot::mcmc_areas(
    mod.bay,
    pars = rev(predictors),
    prob = 0.50,
    prob_outer = 0.95,
    point_est = "median",
    area_method = "equal area",
  ) +

  ggplot2::geom_vline(xintercept = 0, color = "black", linetype = "dashed", linewidth = 1) +
  ggplot2::scale_y_discrete(labels=rev(predictors_name)) +
  ggplot2::labs(title = "Modèle B - Subset All (n = 40) - Réf NAT&Y ; Cible NN") +
  ggplot2::theme(text = ggplot2::element_text(size=10),
                 title = ggplot2::element_text(size = 14),
                 axis.text.y = ggplot2::element_text(size = 13))

plt
modB.plt <- plt
modB <- mod.bay
traceB <- trace_plt
# Modélisation C----
## New subset and reference (Y)----
## Transformer data ----
df_MM <- df[df$Type=="art",]
df_MM$Y <- ifelse(df_MM$occ_all=="art_pos",0, 1)
df_MM$Y <- factor(df_MM$Y, ordered=TRUE, levels = c(0,1))
df_MM$Y
#### Correlation----
unique(sapply(df_MM, class))

# https://stackoverflow.com/questions/58075912/font size in chart correlation performanceanalytics/71573563#71573563?newreg=81a39927159c45cfac7c567099180395
# library("PerformanceAnalytics")
# trace("chart.Correlation", edit=T) #cex <- 0.8/strwidth(txt) //T0// cex <- 3/strwidth(txt)
df_MM %>%
  dplyr::select_if(~ !any(is.na(.))) %>%
  # dplyr::select(where(~!is.character(.))) %>%
  dplyr::select(where(is.numeric)) %>%
  PerformanceAnalytics::chart.Correlation(histogram=TRUE, method = c("pearson"),
                                          pch = 4, label.pos = 0.8, cex.labels = 3)

library(rstanarm)
colnames(df_MM)
#### Specification ----
mod.bay <- rstanarm::stan_glm(
  Y ~
    scale(dens_col) +
    scale(Forets_arbres_tot)+
    scale(Ab_all)+
    scale(sv_3),
  data = df_MM,
  seed = 42,

```

```

# cores = parallel::detectCores()-1,
iter = 100000,
chains = 4,
family = binomial(link = "logit")

### Evaluation ----
mod.bay
summary(mod.bay)
# Monte Carlo Standard Error (MCSE) is a measure of accuracy of the chains. It is defined as standard
deviation of the chains divided by their effective sample size.

# R-hat is a convergence diagnostic, which compares the between- and within-chain estimates for model
parameters and other univariate quantities of interest. If chains have not mixed well (ie, the
between- and within-chain estimates don't agree), R-hat is larger than 1. We recommend running at
least four chains by default and only using the sample if R-hat is less than 1.05.

# Effective Sample (ESS n_eff) is a measure of "how much independent information there is in
autocorrelated chains" as the number of independent samples with the same estimation power as the N
autocorrelated samples. It should be as large as possible, although for most applications, an effective
sample size greater than 1,000 is sufficient for stable estimates.

### Prediction ----
predictors <- c(
  "scale(dens_col)",
  "scale(Forets_arbres_tot)",
  "scale(Ab_all)",
  "scale(sv_3)"
)
predictors <- rownames(mod.bay$stan_summary)[2:(nrow(mod.bay$stan_summary)-2)]

round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.95, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.89, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.50, pars = predictors), 3)
summary(mod.bay) #Good convergence: Rhat<1.1 and n_eff>2000
trace_plt <- plot(mod.bay, "trace", pars = predictors) #Hairy caterpillar
trace_plt

### Cross-validation ----
# Leav-One-Out Cross-Validation (LOOCV) is a form of cross-model validation where the data is split
into training and testing sets, with each observation being used as the test set exactly once. This
process is repeated N times where N is the total number of observations in the dataset resulting in N
different models.
loo_mod.bay <- loo(mod.bay, k_threshold = 0.7) #pb.obs:none
dev.off()
plot(loo_mod.bay, label_points=TRUE)

### Plotting results ----
#https://mc-stan.org/bayesplot/articles/plotting-mcmc-draws.html
predictors
predictors_name <- c(
  # "Couverture forestière de 1'ha (%)",
  "Densité des ruchers (n/km^2) (r = 3 km)",
  "Surface forestière (%) (r = 3 km)",
  "Degré de couverture totale \ndes plantes mellifères (%/ha)",
  "Degré de couverture \ndes ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)"
)

```

```

#### Ad names of parameters ----
new_lines <- as.data.frame(cbind(predictors, predictors_name))
dummy <- rbind(dummy,new_lines)

length(predictors) ; length(predictors_name)

bayesplot::color_scheme_set("darkgray")

plt <-
  bayesplot::mcmc_areas(
    mod.bay,
    pars = rev(predictors),
    prob = 0.50,
    prob_outer = 0.95,
    point_est = "median",
    area_method = "equal area") +
  ggplot2::geom_vline(xintercept = 0, color = "black", linetype = "dashed", linewidth = 1) +
  ggplot2::scale_y_discrete(labels=rev(predictors_name)) +
  ggplot2::labs(title = "Modèle C - Subset MM (n = 24) - Réf Y ; Cible NN") +
  ggplot2::theme(text = ggplot2::element_text(size=10),
                 title = ggplot2::element_text(size = 14),
                 axis.text.y = ggplot2::element_text(size = 13))

plt
modC.plt <- plt
modC <- mod.bay
traceC <- trace_plt
# Modelisation D ----
## New ref----
df_MM$YY <- ifelse(df_MM$groupes=="YY",0, 1)
df_MM$YY <- factor(df_MM$YY, ordered=TRUE, levels = c(0,1))
df_MM$YY
### Specification ----
mod.bay <- rstanarm::stan_glm(
  YY ~
    scale(dens_col) +
    scale(Forets_arbres_tot)+
    scale(Ab_all)+
    scale(sv_3),
  data = df_MM,
  seed = 42,
  # cores = parallel::detectCores()-1,
  iter = 100000,
  chains = 4,
  family = binomial(link = "logit"))

### Evaluation ----
mod.bay
summary(mod.bay)
# Monte Carlo Standard Error (MCSE) is a measure of accuracy of the chains. It is defined as standard
deviation of the chains divided by their effective sample size.

# R-hat is a convergence diagnostic, which compares the between- and within-chain estimates for model
parameters and other univariate quantities of interest. If chains have not mixed well (ie, the
between- and within-chain estimates don't agree), R-hat is larger than 1. We recommend running at
least four chains by default and only using the sample if R-hat is less than 1.05.

```

Effective Sample (ESS n_{eff}) is a measure of “how much independent information there is in autocorrelated chains” as the number of independent samples with the same estimation power as the N autocorrelated samples. It should be as large as possible, although for most applications, an effective sample size greater than 1,000 is sufficient for stable estimates.

Prediction ----

```
predictors <- c(
  "scale(dens_col)",
  "scale(Forets_arbres_tot)",
  "scale(Ab_all)",
  "scale(sv_3)"
)
predictors <- rownames(mod.bay$stan_summary)[2:(nrow(mod.bay$stan_summary)-2)]
```

```
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.95, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.89, pars = predictors), 3)
round(posterior_interval(mod.bay, prob = 0.50, pars = predictors), 3)
summary(mod.bay) #Good convergence: Rhat<1.1 and n_eff>2000
trace_plt <- plot(mod.bay, "trace", pars = predictors) #Hairy caterpillar
trace_plt
```

Cross-validation ----

Leav-One-Out Cross-Validation (LOOCV) is a form of cross-model validation where the data is split into training and testing sets, with each observation being used as the test set exactly once. This process is repeated N times where N is the total number of observations in the dataset resulting in N different models.

```
loo_mod.bay <- loo(mod.bay, k_threshold = 0.7) #pb.obs:none
dev.off()
plot(loo_mod.bay, label_points=TRUE)
```

Plotting results ----

#<https://mc-stan.org/bayesplot/articles/plotting-mcmc-draws.html>

```
predictors
predictors_name <- c(
  # "Couverture forestière de 1'ha (%)",
  "Densité des ruchers (n/km^2) (r = 3 km)",
  "Surface forestière %(r = 3km )",
  "Degré de couverture totale \ndes plantes mellifères (%/ha)",
  "Degré de couverture \ndes ligneux bas (1.5 - 7 m) (%/ha)"
)
```

Ad names of parameters ----

```
new_lines <- as.data.frame(cbind(predictors, predictors_name))
dummy <- rbind(dummy,new_lines)
```

```
length(predictors) ; length(predictors_name)
```

```
bayesplot::color_scheme_set("darkgray")
```

```
plt <-
```

```
  bayesplot::mcmc_areas(
    mod.bay,
    pars = rev(predictors),
    prob = 0.50,
    prob_outer = 0.95,
```

```

    point_est = "median",
    area_method = "equal area") +
  ggplot2::geom_vline(xintercept = 0, color = "black", linetype = "dashed", linewidth = 1) +
  ggplot2::scale_y_discrete(labels=rev(predictors_name)) +
  ggplot2::labs(title = "Modèle D - Subset MM (n = 24) - Réf YY ; Cible N") +
  ggplot2::theme(text = ggplot2::element_text(size=10),
                 title = ggplot2::element_text(size = 14),
                 axis.text.y = ggplot2::element_text(size = 14))

plt
modD.plt <- plt
modD <- mod.bay
traceD <- trace_plt

### Summary table ----

### Prediction ----
#https://easystats.github.io/bayestestR/articles/guidelines.html
library("bayestestR")
# point_estimate: Mean, Median, Maximum A Posterior probability estimate; Median is the best, MAP if
distribution strongly skewed
# hdi: Highest Density Interval; Better than CI is skewed distribution
# pd: Probability of Direction (PD) AKA Maximum Probability of Effect (MPE); Certainty associated with
the most probable direction
# ROPE; Index of significance, whether a parameter is related or not to a non-negligible change;
!!sensitive to multicollinearity & scaling
# bayestestR::rope_range(mod.nabund) ; bayestestR::rope(mod.nabund)
# When parameters show strong correlations, i.e., when covariates are not independent, the joint
parameter distributions may shift towards or away from the ROPE. Collinearity invalidates ROPE and
hypothesis testing based on univariate marginals, as the probabilities are conditional on
independence. Most problematic are parameters that only have partial overlap with the ROPE region. In
case of collinearity, the (joint) distributions of these parameters may either get an increased or
decreased ROPE, which means that inferences based on ROPE are inappropriate (Kruschke, 2014). #
https://easystats.github.io/bayestestR/articles/region_of_practical_equivalence.html#equivalence-test
# https://cran.r-project.org/web/packages/bayestestR/vignettes/region_of_practical_equivalence.html

#### Mod A ----
mod1 <- as.data.frame(bayestestR::point_estimate(modA))
mod2 <- as.data.frame(bayestestR::hdi(modA, ci=0.95))
mod3 <- as.data.frame(bayestestR::pd(modA))
mod4 <- as.data.frame(bayestestR::rope(modA, ci=1))
modsum.A <- cbind(mod1, mod2, mod3, mod4)
modsum.A$'dataSubset' <- "All"
modsum.A$'Response' <- "MM (NAT)"
modsum.A$'Model' <- "A"

#### Mod B ----
mod1 <- as.data.frame(bayestestR::point_estimate(modB))
mod2 <- as.data.frame(bayestestR::hdi(modB, ci=0.95))
mod3 <- as.data.frame(bayestestR::pd(modB))
mod4 <- as.data.frame(bayestestR::rope(modB, ci=1))
modsum.B <- cbind(mod1, mod2, mod3, mod4)
modsum.B$'dataSubset' <- "All"
modsum.B$'Response' <- "NN (NAT&Y)"
modsum.B$'Model' <- "B"

#### Mod C ----
mod1 <- as.data.frame(bayestestR::point_estimate(modC))
mod2 <- as.data.frame(bayestestR::hdi(modC, ci=0.95))
mod3 <- as.data.frame(bayestestR::pd(modC))

```

```

mod4 <- as.data.frame(bayestestR::rope(modC, ci=1))
modsum.C <- cbind(mod1, mod2, mod3, mod4)
modsum.C$'dataSubset' <- "MM"
modsum.C$'Response' <- "NN (Y)"
modsum.C$'Model' <- "C"

#### Mod D ----
mod1 <- as.data.frame(bayestestR::point_estimate(modD))
mod2 <- as.data.frame(bayestestR::hdi(modD, ci=0.95))
mod3 <- as.data.frame(bayestestR::pd(modD))
mod4 <- as.data.frame(bayestestR::rope(modD, ci=1))
modsum.D <- cbind(mod1, mod2, mod3, mod4)
modsum.D$'dataSubset' <- "MM"
modsum.D$'Response' <- "N (YY)"
modsum.D$'Model' <- "D"

#### Mod Combine ----
modsum <- rbind(modsum.A, modsum.B, modsum.C, modsum.D)

modsum <- modsum %>% dplyr::select("dataSubset", "Response", "Model", "Parameter", "Mean", "Median",
"CI_low", "CI_high", "pd", "ROPE_Percentage")
modsum[,5:9] <- round(modsum[,5:9], 3)
modsum <- modsum[modsum$Parameter!="(Intercept)",]

modsum

# HDI CrI(95%)
modsum$'HDI posterior probability median (CrI 95%)' <- paste(modsum$Median, " (", modsum$CI_low, ", ",
modsum$CI_high, ")", sep="")
modsum$'exp[HDI posterior probability median (CrI 95%)]' <-
  paste(round(exp(modsum$Median),3), " (", round(exp(modsum$CI_low),3), ", ",
round(exp(modsum$CI_high),3), ")", sep="")

# Direction: Positive, Negative, Null
modsum$'Predicted direction' <- ifelse(modsum$CI_low>0, 'Positive', ifelse(modsum$CI_high<0,
'Negative', NA))

# Probability of Direction (+-)
modsum$'Probability of Effect' <- paste(modsum$pd*100, " %", sep="")

# Region Of Practical Equivalence (ROPE full)
modsum$'HDI in ROPE(full)' <- round(modsum$ROPE_Percentage, 3)
modsum$'HDI in ROPE(full)' <- paste(modsum$'HDI in ROPE(full)']*100, "%", sep="")

# Rope_interpretation
modsum$'ROPE effect' <- effectsize::interpret_rope(modsum$ROPE_Percentage, ci=1)

# Frequentist equivalence
modsum$p <- as.numeric(gsub(" %", "", modsum$`Probability of Effect`))
modsum$'Frequentist equivalence (p.Value)' <- ifelse(modsum$p > 99.95, "p < .001",
ifelse(modsum$p <= 99.95 & modsum$p > 99.5, "p <
.01",
ifelse(modsum$p <= 99.5 & modsum$p > 97.5,
"p < .05",
ifelse(modsum$p <= 97.5 & modsum$p
> 95, "p < .05", "p > .1"))))
# Interaction X~Y

```

```

modsum$'Effect' <- ifelse(modsum$p > 99.9, "Certainly existing",
                        ifelse(modsum$p <= 99.9 & modsum$p > 99, "Probably existing",
                              ifelse(modsum$p <= 99 & modsum$p > 97, "Likely existing",
                                    ifelse(modsum$p <= 97 & modsum$p > 95, "Possibly existing",
                                          "Uncertain"))))
# Rename parameters

modsum$Parameter <- dummy[match(modsum$Parameter, dummy$predictors), "predictors_name"]
# Format table
colnames(modsum)
modsum <- modsum %>%
  dplyr::select(
    "Model",
    "dataSubset",
    "Response",
    "Parameter",
    "HDI posterior probability median (CrI 95%)",
    'exp[HDI posterior probability median (CrI 95%)]',
    "HDI in ROPE(full)",
    "Predicted direction",
    "Probability of Effect",
    'ROPE effect',
    'Frequentist equivalence (p.Value)',
    "Effect"
  )

modsum <- as.data.frame(modsum)
View(modsum)

write.csv(modsum, file="modsum.csv")

```

Annexe 13 : Trace plots des modèles de régression linéaire

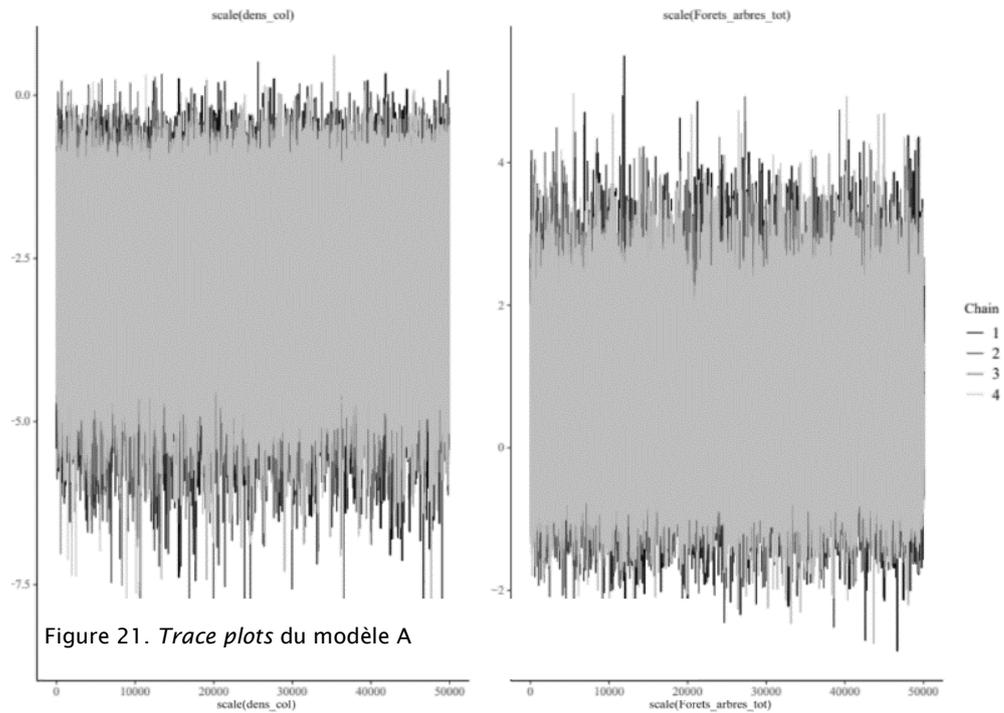


Figure 21. Trace plots du modèle A

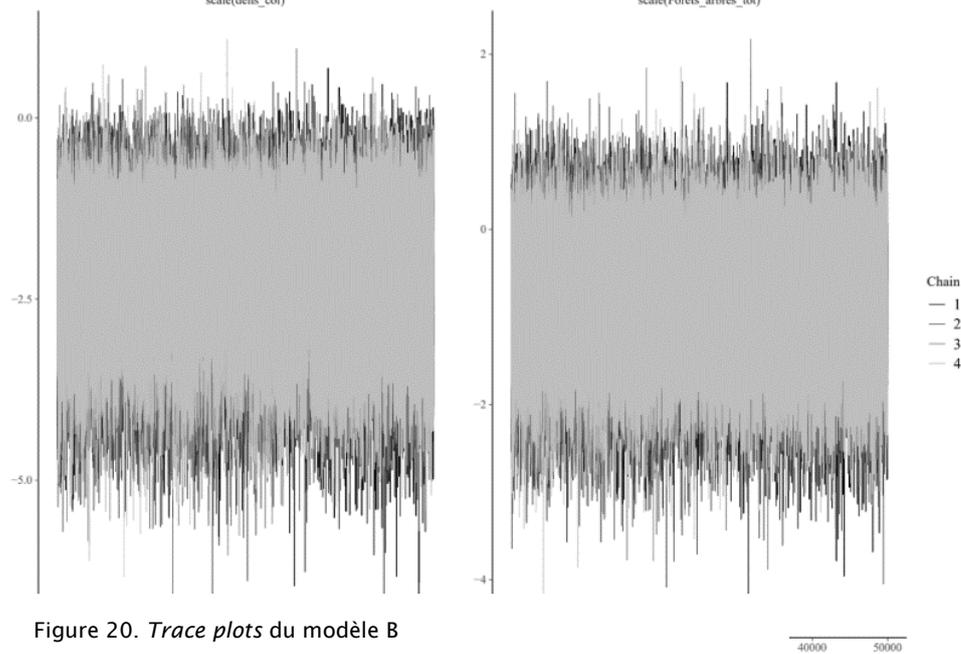


Figure 20. Trace plots du modèle B

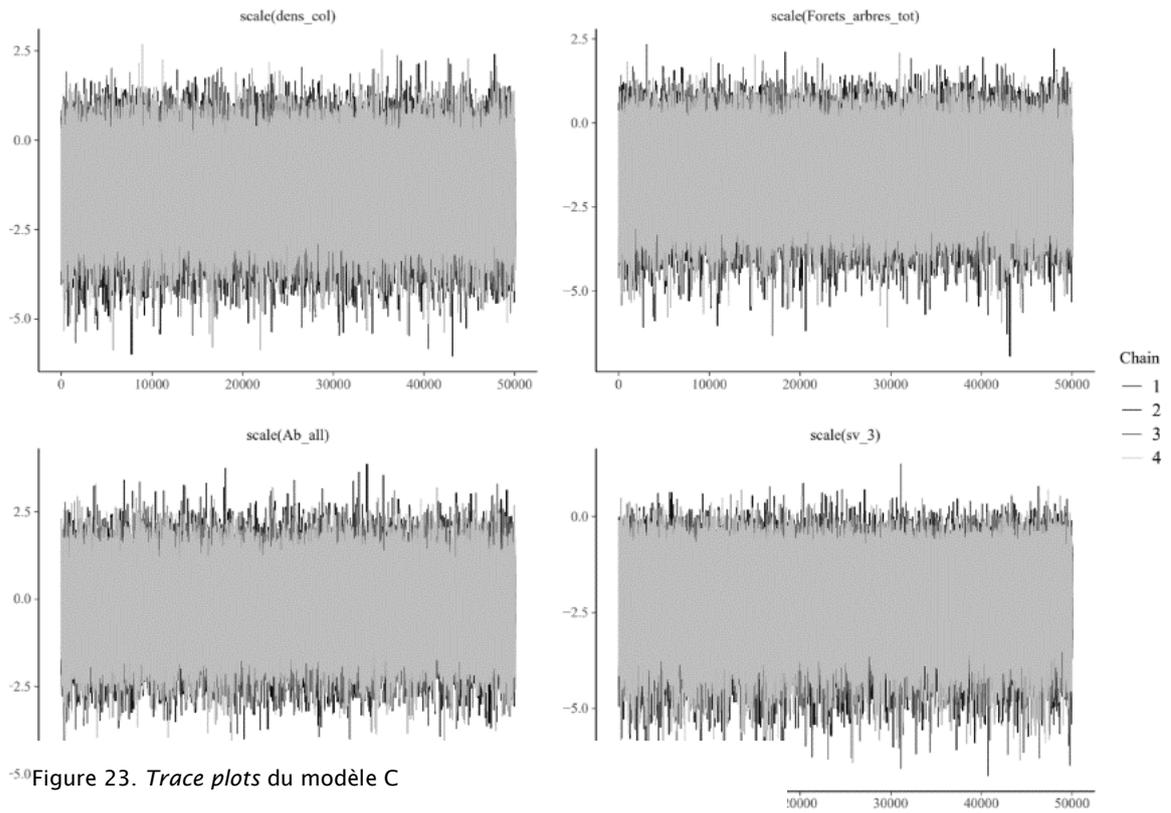


Figure 23. Trace plots du modèle C

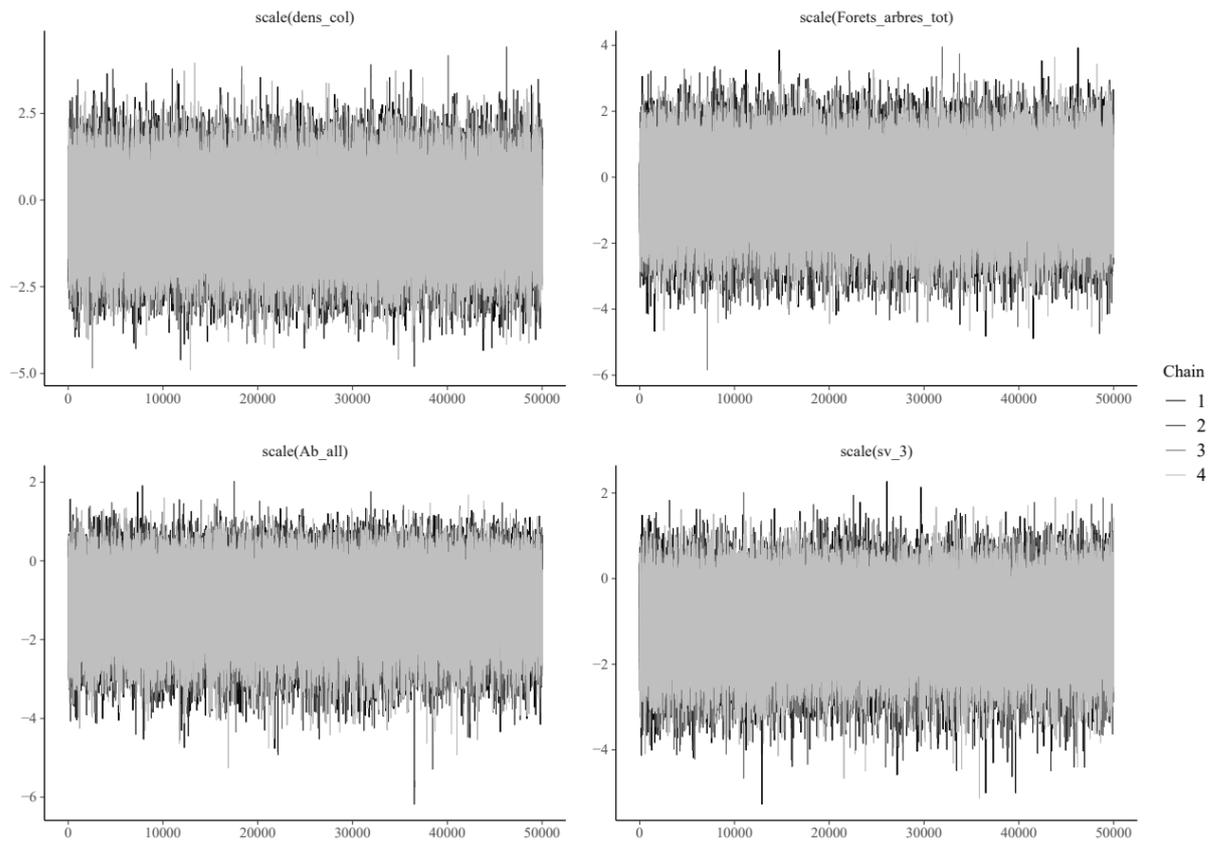


Figure 22. Trace plots du modèle D