

Dynamique temporelle et spatiale des populations d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut

Mémoire de fin d'études présenté par

Alexandre Reese

En vue de l'obtention du diplôme de

**Master en Biologie des Organismes et Ecologie à Finalité Spécialisée dans les métiers de
l'éco-conseil**

Laboratoire de Zoologie

Directeur de mémoire

Prof. Denis Michez

Année académique 2020-2021

Reese, A. (2021). Dynamique temporelle et spatiale des populations d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut. Master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil. Université de Mons.

Résumé

Les abeilles sauvages sont des pollinisateurs essentiels pour les plantes à fleurs cultivées et sauvages. Or, depuis le siècle passé, les écosystèmes subissent de fortes perturbations pouvant affecter les populations de ces espèces. Il peut s'agir de modifications environnementales comme l'urbanisation ou l'agriculture mais également de modifications climatiques. De ces changements découlent des tendances positives, négatives ou neutres selon les espèces concernées, définissant des gagnants et des perdants. Il est possible de faire le lien entre ces tendances et les traits écologiques propres à chaque espèce : nidification, lectisme, taille, socialité et indices de température et continentalité.

Afin d'établir un état des lieux ainsi qu'un comparatif spatio-temporel dans la province du Hainaut, des observations historiques ont été compilées et réparties en quatre périodes. En plus de cela, un échantillonnage a été réalisé en 2020 par quatre mémorants afin de fournir un point de comparaison récent dans de nombreux sites différents.

Cela a permis de mettre en évidence des variations dans les compositions spécifiques de chaque période. Certaines espèces conservent une place prépondérante dans les assemblages telles que *Bombus pascuorum*. D'autres comme *Andrena fulva* déclinent alors que certaines voient une expansion dans leur distribution comme c'est le cas pour *Andrena cineraria*, *Andrena vaga*, *Colletes hederæ* et *Halictus scabiosæ*.

Au total, 273 espèces ont été recensées dans le Hainaut, ce qui correspond à 68 % des espèces de Belgique. Parmi ces 273 espèces, 63 ont disparu depuis au plus tard 2000 tandis que 36 n'avaient jamais été observées avant cette année-là. Enfin, 72 espèces subsistent durant chaque période.

En ce qui concerne les traits fonctionnels, aucune différence significative entre les périodes n'a pu être observée lorsque la diversité spécifique était concernée. Néanmoins, une diminution progressive de la taille des espèces est constatable au fil des périodes, probablement liée au réchauffement climatique.

Mots clés : Abeilles sauvages – Conservation – Atlas – Dynamique – Changements climatiques – Changements environnementaux

Remerciements

Je souhaite remercier plusieurs personnes qui, pour diverses raisons, m'ont permis d'achever mes études à travers ce travail.

Tout d'abord, je souhaite remercier Denis Michez de m'avoir octroyé l'opportunité de réaliser mon mémoire au Laboratoire de Zoologie. Je souhaite également remercier William Fiordaliso pour ses précieux conseils et son soutien. Je remercie également Alexandre Lefebvre, Martin Loox et Eulalie Ruelle avec qui j'ai pu partager cette aventure.

Je remercie également mes amis : Thomas, les deux Guillaume, William et Rémi pour la bonne humeur et les bons moments passés ensemble.

Je tiens aussi à remercier ma famille qui m'a permis de réaliser ces études et qui m'a soutenu durant celles-ci. En particulier mes parents qui ont accepté de m'assister durant mes nombreuses collectes à travers le Hainaut.

Enfin, je souhaite remercier tout particulièrement Marie d'avoir été présente. Merci pour ta patience, ton soutien et tes précieux conseils. Tu es restée présente durant les bons moments mais également les mauvais et je ne saurai jamais assez te remercier pour cela.

Table des matières

1. Introduction.....	6
1.1. Diversité des abeilles sauvages	6
1.2. Ecologie des abeilles sauvages	7
1.2.1. Socialité	7
1.2.2. Nidification	9
1.2.3. Lectisme.....	10
1.3. Conservation des abeilles sauvages	10
1.4. Lien entre traits et déclin	15
1.5. La province du Hainaut.....	17
1.5.1. Caractéristiques générales	17
1.5.2. Connaissance sur les abeilles sauvages du Hainaut	19
2. Objectifs.....	21
3. Matériel et Méthode	23
3.1. Agrégation des données.....	23
3.2. Délimitation des périodes étudiées	24
3.3. Etude des populations actuelles.....	25
3.3.1. Choix des sites	25
3.3.2. Protocole d'échantillonnage	26
3.4. Mise en collection et identification.....	27
3.5. Matrice de traits fonctionnels	28
3.5.1. Distance inter-tégulaire.....	28
3.5.2. Indices de température spécifique et de continentalité spécifique	29
3.5.3. Nidification	30
3.5.4. Lectisme.....	30
3.5.5. Socialité	30
3.5.6. Statut IUCN	31
3.6. Description des communautés d'abeilles sauvages.....	32
3.6.1. Complétude de l'échantillonnage	32
3.6.2. Indices de biodiversité.....	34
3.6.3. Raréfaction	35
3.7. Analyses des données	36
3.7.1. Analyses statistiques des traits fonctionnels	36
3.7.2. Zones d'occupation spécifique	37

4. Résultats	38
4.1. Abeilles sauvages de la province du Hainaut	38
4.2. Composition des communautés.....	41
4.2.1. Complétude et couverture de l'échantillonnage	41
4.2.2. Description de l'assemblage.....	43
4.2.3. Raréfaction et nombre de Hill	51
4.2.4. Analyse des traits fonctionnels	53
4.2.5. Apparitions et disparitions d'espèces	56
4.3. Changement dans les zones d'occupation	57
5. Discussion	60
5.1. Caractéristiques des abeilles sauvages du Hainaut.....	60
5.2. Variation des communautés d'abeilles du Hainaut	62
5.2.1. Diversité durant la période P1, 1866-1929	62
5.2.2. Diversité durant la période P2, 1930-1979	62
5.2.3. Diversité durant la période P3, 1980-1999	63
5.2.4. Diversité durant la période P4, 2000-2020	64
5.2.5. Diversité de l'ensemble de l'échantillon	65
5.3. Comparaison de la diversité et de la structure des communautés au fil des périodes	66
5.3.1. Traits fonctionnels.....	66
5.3.2. Aires de distribution	67
6. Conclusion	70
7. Bibliographie.....	71
8. Annexe.....	87
8.1. Liste des sites échantillonnés en 2020	87
8.2. Atlas	91
8.3. Liste des espèces apparues et disparues.....	230
8.4. Traits écologiques des différentes espèces.....	232

1. Introduction

1.1. Diversité des abeilles sauvages

En 2009, 1.424.153 espèces animales étaient recensées (Chapman, 2009). C'est au sein de ce règne que se retrouvent le groupe des abeilles sauvages. De l'ordre des hyménoptères, ces apoïdes partagent des caractéristiques communes comme la présence de hamules, petits crochets couplant deux à deux les quatre ailes de ces insectes, mais présentent également une diversité non négligeable. En Belgique, il est possible de rencontrer des abeilles solitaires telles que l'Anthophore aux pattes poilues (*Anthophora plumipes*) ou bien d'autres espèces sociales telles que le Bourdon des jardins (*Bombus hortorum*). Certaines d'entre elles sont très petites, de l'ordre de quelques millimètres comme l'Hériade des troncs (*Heriades truncorum*) alors que d'autres sont plus volumineuses comme, par exemple, les reines de *Bombus terrestris*. Leur diversité ne s'arrête pas là. En effet, leurs aspects peuvent être très différents. A titre d'exemple, il existe d'une part *Andrena fulva*, l'andrène fauve, poilue et rousse et, d'autre part, *Xylocopa violacea*, le xylocope violet, dont le corps est noir parcouru de reflets bleu métallique. Ainsi, le nombre d'espèces s'élève à plus de 20.000 à travers le monde (Michener, 2007), chacune d'entre elles possédant des traits bien particuliers.

Les abeilles sauvages, aussi appelées anthophiles, partagent un comportement similaire. Elles sont pollinivores, c'est d'ailleurs ce qui les différencie de leurs cousins, les sphégiens, dont les larves sont carnassières. Il en découle tout un ensemble d'interactions avec les plantes à fleurs, une interdépendance entre deux groupes hétéroclites. Les abeilles se nourrissent du nectar ou du pollen tandis que les plantes profitent de leurs visites pour assurer leur pollinisation. Il est estimé que plus de 80% des plantes à fleurs sont pollinisées par des animaux, dont la majorité sont des anthophiles (Kearns *et al.*, 1998 ; Ollerton *et al.*, 2011). Au niveau agronomique, plus de 90% des espèces cultivées dépendent des abeilles (Williams, 1994). En termes économiques, les services rendus par ces insectes sont estimés entre 235 et 577 milliards de dollars américains de 2015 annuellement (Potts *et al.*, 2016). Il va de soi, face à de tels chiffres, qu'il s'agit d'un groupe animal particulièrement essentiel à notre société. Souvent, cette pollinisation est imaginée au travers de l'abeille domestique,

avec des installations de ruches autour de champs de colza. Ainsi, il est facile de penser qu'il n'y a pas d'intérêt pour l'Homme de protéger les espèces sauvages, plus sporadiques et donc moins efficaces que l'abeille domestique pour la pollinisation des cultures. Or ceci est loin de la vérité. Les espèces sauvages, bien que moins nombreuses en abondance, contribuent fortement à la pollinisation des cultures (Greenleaf & Kremen, 2006) mais également des plantes sauvages dont l'importance n'est pas à sous-estimer (Corbet *et al.*, 1991). Ceci n'implique pas le peu d'intérêt de l'abeille domestique, bien au contraire. Son rôle a été durant l'histoire de l'Homme, et est toujours, primordial au niveau agronomique (Southwick & Southwick, 1992). Cependant, un système apicole plus complexe permet un meilleur rendement par séparation des tâches spatiales et temporelles, maximisant la pollinisation des cultures (Holzschuh *et al.*, 2012).

1.2. Ecologie des abeilles sauvages

1.2.1. Socialité

Les comportements des abeilles sauvages peuvent différer sur de nombreux points. En effet, certaines d'entre elles sont solitaires alors que d'autres sont sociales (Danforth *et al.*, 2019). Il est cependant nécessaire de nuancer ces extrêmes. En Belgique, seule l'abeille domestique peut être considérée comme eusociale avancée puisque la recherche de nids pouvant servir pendant plusieurs années se fait par un essaim d'ouvrières accompagnant la reine. Les bourdons sont quant à eux considérés comme eusociaux primitifs étant donné que seule la reine recherche un nid et que celui-ci ne durera qu'une année (Danforth *et al.*, 2019). En plus de cette séparation, les espèces eusociales se distinguent des espèces du type « cooperative breeding ». Les espèces eusociales présentent une caste bien définie et permanente alors que cette caste n'est que temporaire chez ce second groupe (Danforth *et al.*, 2019).

Cette nuance s'applique également aux espèces considérées comme solitaires. Certaines partagent des sites de nidification avec leurs congénères alors que d'autres ne se croiseront qu'un bref instant dans leurs vies, le temps d'un accouplement (Danforth *et al.*, 2019). Toutefois, cela n'implique pas que l'abeille domestique soit plus évoluée ou plus performante que les abeilles solitaires. Il ne s'agit en fait que de stratégies ayant leurs avantages et inconvénients. Les abeilles solitaires ne coopèrent pas entre elles pour récolter

du nectar et leurs cycles de vie courts coïncident avec le fleurissement de plantes exploitables. En revanche, l'abeille domestique ainsi que les bourdons ont besoin de maintenir leurs colonies en activité presque, voire toute l'année. Les butineuses pourront donc coopérer pour nourrir le couvain à base de nectar et de pollen en profitant du fleurissement de diverses fleurs tout au long de la belle saison (Danforth *et al.*, 2019).

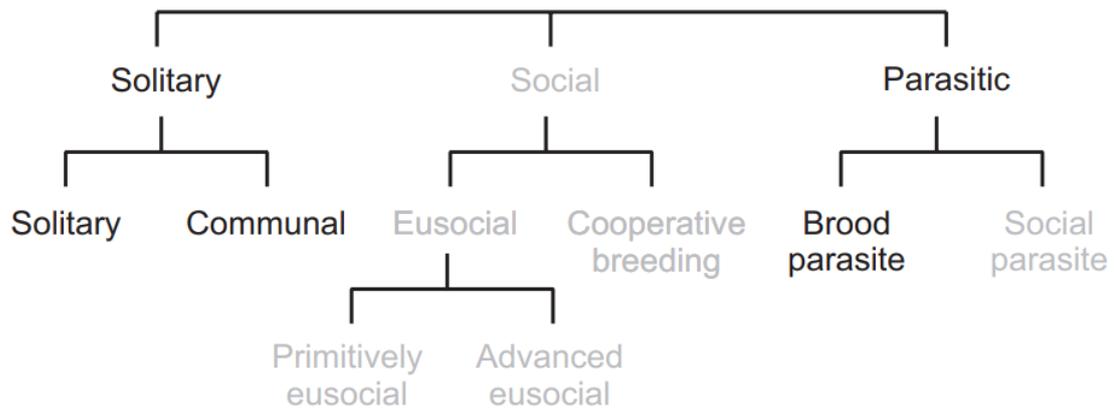


Figure 1 Classement du comportement social des abeilles (Danforth *et al.*, 2019).

Enfin, une autre catégorie particulière est celle des espèces parasites. Il en existe deux types que sont les espèces dites « coucous » et les espèces parasites sociales. Les abeilles coucous, ou cleptoparasites, remplacent les œufs de l'espèce hôte par les leurs afin que leurs descendance profite des ressources accumulées par l'espèce parasitée et initialement prévues pour leurs larves. Pour ce qui est des espèces parasites sociales, celles-ci ne s'attaquent qu'à des espèces sociales, comme des bourdons, dans le nid desquelles elles vont pondre leurs œufs voire usurper la place de la reine (Danforth *et al.*, 2019 ; Lhomme, 2009).

En termes de diversité relative, que ce soit au niveau mondial ou belge, les proportions en espèces selon leur socialité restent similaires avec une grande majorité d'espèces solitaires. En Belgique, 61% des espèces sont solitaires, 11.5% des espèces sont sociales et 26% des espèces sont considérées comme parasites (Drossart *et al.*, 2019 ; Falk 2015 ; Vereecken, 2017). Pour ce qui est des 20.000 espèces mondiales, 77.4% sont solitaires, 9.4% sont sociales et 13.2% sont parasites (Danforth *et al.*, 2019).

1.2.2. Nidification

Une autre différence comportementale concerne la nidification. Il est facile pour le grand public de se représenter la ruche dans laquelle logent les abeilles domestiques. Or, il s'agit d'une exception au sein d'un certain nombre de possibilités mises en œuvre par les abeilles sauvages. Elles peuvent avoir besoin de creuser dans un type de sol particulier. Les terricoles utiliseront les sols limoneux (Fig. 2C), alors que les sabulicoles préféreront les sols sablonneux. Les xylicoles percent l'écorce des arbres pour y pondre leur descendance (Fig. 2A) alors que les cavicoles profitent des cavités déjà existantes comme une branche creuse ou une roche poreuse. En revanche, si la branche est encore pleine et qu'un travail doit être effectué pour s'y installer, les abeilles en question seront dénommées rubicoles (Fig. 2B). Enfin, un cas bien moins commun concerne les espèces hélicoles, celles-ci s'installant dans des coquilles d'escargot vides afin d'y pondre leurs œufs (Danforth *et al.*, 2019).

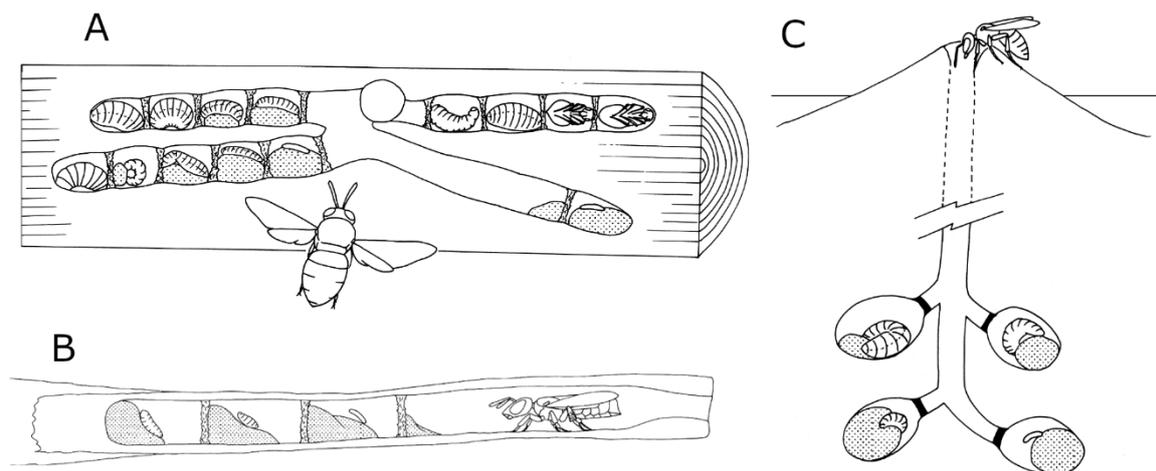


Figure 2 Diversité de nidification des abeilles sauvages. A) Abeille xylicole, B) Abeille rubicole, C) Abeille terricole (Michez *et al.*, 2019).

Il a été estimé que 49% des espèces belges creusent leurs nids sous le sol tandis que 24.5% des espèces belges s'installent au-dessus du sol ou dans des cavités préexistantes. Le pourcentage restant correspond à des espèces parasites qui n'entrent pas en compte dans le calcul (Drossart *et al.*, 2019 ; Michener, 2007). Une autre étude a permis d'estimer que 64% des abeilles non parasites creusent leurs propres nids dans le sol, soit 55% si toutes les espèces sont considérées, compilant 17.415 espèces à travers le monde (Cane & Neff, 2011).

1.2.3. Lectisme

Comme introduit plus haut dans le point 1.1., les anthophiles sont des espèces pollinivores, participant fortement au phénomène de pollinisation. Néanmoins, cela n'implique pas que toutes les abeilles consomment le même pollen. Il existe des espèces monolectiques, c'est-à-dire dont les individus se nourrissent exclusivement d'une espèce de plante. Il existe également des espèces oligolectiques qui jettent plutôt leur dévolu sur une famille de plantes en particulier (les Asteraceae par exemple). Les espèces polylectiques sont bien moins difficiles puisqu'elles se nourrissent d'une plus grande gamme de plantes, bien que certaines conservent de fortes préférences pour une famille (Cane & Sipes, 2006). Tout comme c'était le cas pour la socialité, il s'agit ici d'un résumé non exhaustif. Il est possible de classer les individus en compartiments plus nombreux et plus précis (Cane & Sipes, 2006 ; Müller & Kuhlmann, 2008).

En Belgique, 21.5% des espèces entrent dans la catégorie « spécialisées », soit monolectiques ou oligolectiques, 2.7% sont polylectiques avec une forte préférence, alors que 45.6% des espèces sont polylectiques opportunistes, le reste des espèces comprend les parasites (30.2%) (Drossart *et al.*, 2019). Plusieurs autres études ont été réalisées à travers le monde montrant selon les sites étudiés un pourcentage d'espèces oligolectiques variant de 0 à 60% des espèces présentes. Les régions aux conditions extrêmes contiendraient davantage d'espèces oligolectiques comme c'est le cas dans les déserts chauds nord-américains présentant jusqu'à 60% d'espèces oligolectiques (Danforth *et al.*, 2019 ; Moldenke, 1979).

1.3. Conservation des abeilles sauvages

Durant les dernières décennies, les nombreuses espèces du monde du vivant ont subi une pression particulièrement importante liée à la modernisation massive et rapide de la société. Ces modifications environnementales et climatiques ont modifié les rapports de force au sein de la biosphère menant à une chute de la population voire à l'extinction d'un grand nombre d'espèces (Living Planet Index, 2020). Nombreuses sont les raisons expliquant ce net phénomène de diminution du nombre d'individus et d'espèces à travers le monde. Ce phénomène s'applique aussi aux abeilles. En s'attardant sur la situation actuelle des espèces d'abeilles en Europe et en Belgique illustrée dans la figure 3 (Drossart *et al.*, 2019 ; Nieto *et al.*, 2014), il est possible de constater qu'elle est relativement bien étudiée en Belgique mais

un certain manque de données persiste concernant de nombreuses espèces au niveau européen. Il y a donc, avant tout, un manque cruel de connaissances permettant d'établir des mesures de conservation à cette échelle. En partant du principe que la situation européenne est comparable à celle de la Belgique (ce qui n'est pas nécessairement vrai), alors au moins 50% des espèces d'abeilles seraient en danger plus ou moins important soit au moins 950 espèces. En Belgique, la situation est déjà mieux caractérisée et il est possible de dire, selon les travaux de Drossart *et al.* (2019), qu'au moins 184 espèces sont atteintes de manière légère (6.8% de l'ensemble des espèces) jusqu'à être éteintes au niveau régional (pour 11.8% des espèces).

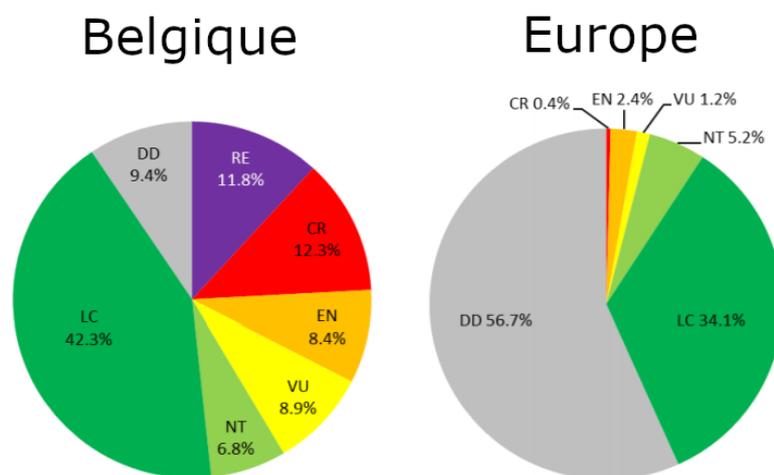


Figure 3 Statut IUCN Red List en Belgique et en Europe (Drossart *et al.*, 2019 ; Nieto *et al.*, 2014)

Il est possible d'expliquer ceci au travers de plusieurs facteurs. Le premier d'entre eux qui a une importance particulière en Belgique est l'intensification agricole depuis le siècle dernier. Un large pourcentage du territoire belge est attribué aux diverses pratiques agricoles comme illustré dans la figure 4 reprenant les différentes occupations du sol en Belgique depuis 1920 à 2010 (Drossart *et al.*, 2019 ; Fuchs *et al.*, 2013, 2014).

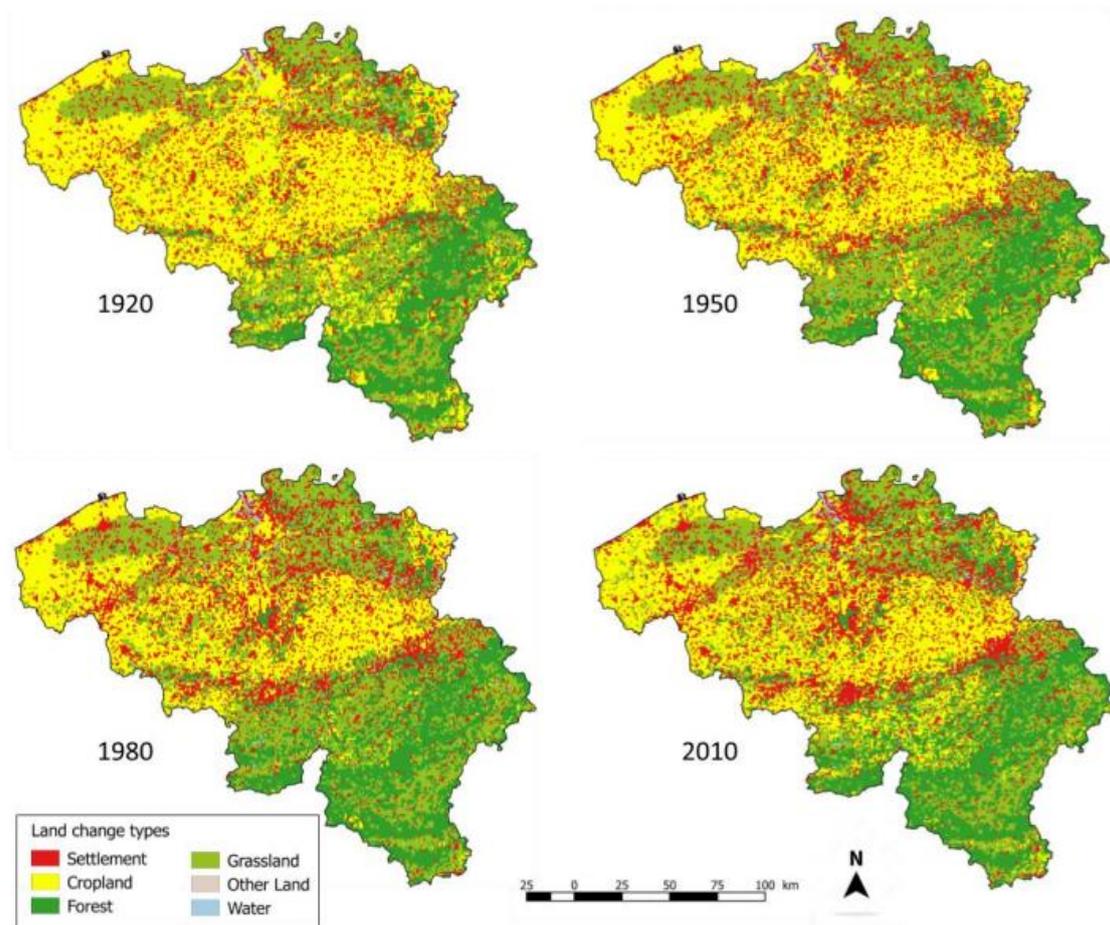


Figure 4 : Modification de l'utilisation du sol en Belgique en 1920, 1950, 1980 et 2010 (Drossart *et al.*, 2019 ; Fuchs *et al.*, 2013, 2014).

Outre une augmentation importante des surfaces agricoles au cours des dernières décennies (Fuchs *et al.*, 2013, 2014), une unification des exploitations et une tendance prononcée à la monoculture ont eu de graves conséquences au niveau de la biodiversité (Christians, 1998). Ceci s'observe bien sur la figure 5 (SPW, 2020) et s'explique aisément au vu des progrès technologiques ayant entraîné l'invention de machines coûteuses mais toujours plus efficaces. L'utilisation des engrais azotés, devenue la norme, a eu pour conséquence une prolifération des plantes nitrophiles telles que les orties au détriment de nombreuses plantes oligotrophes (van Grinsven *et al.*, 2012). Ces engrais ont modifié la structure même des pratiques agricoles en éliminant l'importance des Fabaceae dans l'enrichissement des sols. Cependant, l'évolution de l'agriculture ne s'arrête pas là. La production et l'usage des pesticides ont connu un véritable boom depuis le siècle dernier (Food and Agriculture

Organization of the United Nations, 2018). De même que pour les engrais, l'usage de pesticides est devenu la norme pour conserver une place sur le marché. Ces pesticides ont des cibles variées selon les besoins. Il en existe de plusieurs types : les fongicides, herbicides et insecticides notamment. Ces derniers peuvent eux-mêmes être sous-catégorisés en de nombreuses familles (Yadav & Devi, 2017). Chaque année, de nouveaux produits sont inventés tandis que d'autres deviennent interdits. Cependant, les inventions et améliorations agricoles comportent de nombreux avantages (Alston, 2010 ; Storck *et al.*, 2017). De fait, il faut prendre en compte tous les aspects de cette problématique, en ce compris les points de vue sociaux et économiques afin de chercher à optimiser l'entièreté de ces mesures comme un ensemble.

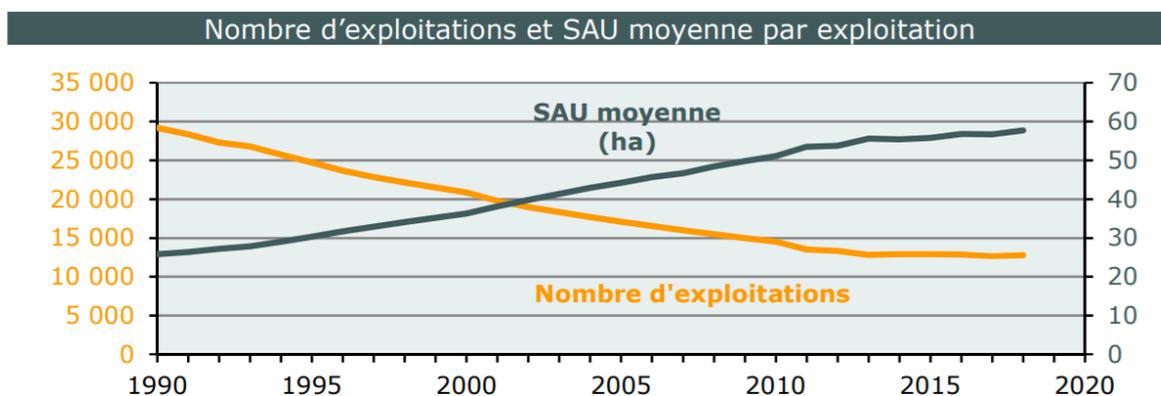


Figure 5 : Nombre d'exploitations et surface agricole moyenne par exploitation depuis 1990 à 2020 en Wallonie (SPW, 2020). L'acronyme SAU correspond à la superficie agricole utile.

L'artificialisation des terrains constitue un autre facteur contribuant à la diminution de la biodiversité. Comme il est possible de le constater au travers des cartes de Belgique en figure 4, cette artificialisation concerne actuellement davantage la Flandre et le nord de la Wallonie, le long d'un axe partant approximativement de Mouscron et allant vers Liège en passant par Mons. Cependant, récemment, une nette augmentation de ces surfaces artificialisées est observée au niveau des régions du sud du territoire et des Ardennes, menaçant des régions pour l'instant mieux préservées que celles du Hainaut (Cacheux & Nieto, 2020 ; Charlier & Reginster, 2017). Le terme « artificialisation » comprend le détournement du sol à des fins résidentielles, industrielles ou publiques (par le développement de réseau routier par exemple) impliquant un gradient d'imperméabilisation du sol selon l'utilisation de celui-ci. Un sol complètement imperméable est un sol recouvert d'une couche de béton et donc inexploitable pour les plantes et les animaux (Geslin *et al.*, 2016b). Il s'agit ici du pire

scénario pour la biosphère mais ce n'est pas nécessairement une généralité. Cette artificialisation, selon son degré, pourrait même avoir certains avantages (Goddard *et al.*, 2010 ; Samuelson *et al.*, 2018). Un bon exemple de cela peut se retrouver dans la ville de Mons. Certaines routes sont en effet pavées. Bien que désagréables à pratiquer, ces pavés offrent des refuges pour certaines abeilles qui peuvent se faufiler dans les interstices pour s'y installer (Cane, 2015). De même, certaines personnes prennent à cœur l'installation de massifs floraux endémiques dans leurs jardins, offrant à certaines espèces d'abeilles un point de ravitaillement particulièrement appréciable (Majewska & Altizer, 2020). Dans sa globalité et surtout sans attention donnée, l'artificialisation des sols mène à une réduction d'espace de vie pour la faune et flore sauvage (Onaindia & Fisher, 2020). En revanche, si cette artificialisation est accompagnée d'un plan de gestion adapté, il serait possible de conserver un équilibre entre nature et société, tout du moins dans une certaine mesure (Garrard *et al.*, 2018). Au-delà d'une simple destruction d'habitat à coup de bétonneuse, l'artificialisation des sols peut également se traduire par un problème moins extrême bien que tout autant handicapant pour la biosphère : la fragmentation de l'habitat. Celle-ci provient par exemple de la construction d'une autoroute traversant un milieu naturel. Toute la zone n'est pas détruite mais sa biodiversité s'en retrouve tout de même diminuée (Haddad *et al.*, 2015). En effet, afin d'accéder à une ressource, les animaux présents dans cette zone auront besoin de traverser la route, celle-ci pouvant être meurtrière pour eux, menant à terme à une baisse des effectifs. De plus, l'isolement des populations en plus petits îlots mène à une baisse du pool génétique ainsi qu'à l'augmentation des maladies infectieuses (Wilkinson *et al.*, 2018).

Il est également possible de considérer l'affluence d'espèces invasives. Depuis quelques décennies maintenant, les différents pays ne cessent de progresser vers une mondialisation au travers d'échanges, de commerce et de déplacement. Ceux-ci se font au moyen de bateaux, d'avions ou encore de camions. Des passagers clandestins tels que la renouée du Japon (Lavoie, 2017) ou le frelon asiatique (Arca *et al.*, 2015) se retrouvent transportés malgré eux à l'autre bout du monde, dans un milieu qui peut ou non leur convenir. Il se peut alors que ces différentes espèces s'implantent et prolifèrent au détriment des espèces endémiques que ce soit par concurrence ou prédation. Un nombre toujours plus grand de longs déplacements est constaté à travers le monde, augmentant les probabilités qu'une espèce invasive débarque sur un territoire considéré à la base indemne et le modifiant.

Néanmoins, il existe dans de plus rares cas des espèces exotiques qui favorisent de leur présence le développement et la biodiversité d'un milieu (Prévot-Julliard *et al.*, 2011).

Enfin, un dernier facteur pouvant expliquer la baisse de diversité et d'abondance des abeilles sauvages est le changement climatique. Très médiatisé ces dernières années, ce dernier se traduit par une augmentation des températures moyennes depuis le XXe siècle ainsi que par une augmentation du nombre d'évènements météorologiques extrêmes (canicules, inondations, cyclones, ...) (Hardy, 2003 ; Mitchell, 1989). Pour les abeilles, cela implique tout d'abord un impact direct sur les individus dû à un manque d'apport d'eau (Spinoni *et al.*, 2017), à des chaleurs importantes (Martinet *et al.*, 2020a, 2020b ; Zambra *et al.*, 2020) ou à une destruction des habitats (Vanderplanck *et al.*, 2019) mais également un impact indirect en modifiant la phénologie végétale (Morellato *et al.*, 2016). Certaines fleurs pousseront à des moments différents, d'autres sur des périodes plus longues ou plus courtes. Certaines finiront à terme par disparaître, n'ayant pas la possibilité d'adapter leurs cycles (Anderson *et al.*, 2012). Ceci a un impact variable selon l'espèce d'abeille considérée (Duchenne *et al.*, 2020a). Une espèce polylectique avec une période de vol assez longue ne devrait pas être autant impactée par cette modification de la composition florale qu'une espèce oligolectique (Gerard *et al.*, 2020). En revanche, une espèce monolectique avec une période de vol assez courte se retrouve très rapidement en danger d'extinction (Kudo & Ida, 2013). Comme c'est le cas pour beaucoup de notions, il est nécessaire d'étudier ce phénomène de la manière la plus exhaustive possible plutôt que d'être focalisé sur certaines espèces en oubliant que chacune d'entre elles fonctionne à sa façon.

1.4. Lien entre traits et déclin

Les abeilles présentent une diversité importante au niveau de leur écologie. Il est possible d'établir des liens entre le déclin de certaines espèces et leurs traits. En effet, toutes les espèces ne réagissent pas de la même façon aux modifications environnementales et certaines sont négativement affectées tandis que d'autres verront leurs effectifs augmenter (Ghisbain *et al.*, 2021).

L'abondance des abeilles dépendrait de leur socialité. Les espèces sociales déclinent moins là où les espèces solitaires ou parasites seraient davantage affectées (Duchenne *et al.*, 2020a). Ces espèces sociales subiraient moins les effets de l'urbanisation et

profiteraient davantage des plans de conservation (Baldock, *et al.*, 2015, Nieto *et al.*, 2014). Néanmoins, d'autres études ont montré que les espèces solitaires profitent davantage de l'urbanisation (Fiordaliso, 2020 ; Wilson & Jamieson, 2019) due à un manque de renouvellement des ressources florales tout au long de l'année pour les colonies d'espèces eusociales primitives. Les espèces parasites, quant à elles, subiraient les effets de la transformation des habitats (Wcislo & Cane, 1996).

La taille des abeilles aurait également un impact mais celui-ci semble variable. En Belgique, il a été montré que les espèces larges déclinaient moins que les petites espèces même en excluant les bourdons (Duchenne *et al.*, 2020a). Ceci serait dû à une plus haute résistance aux pesticides (Rafael Valdovinos-Núñez *et al.*, 2009 ; Uhl *et al.*, 2016) ainsi qu'à une meilleure capacité de dispersion (Greenleaf *et al.*, 2007). Cependant, une étude néerlandaise indique l'effet inverse, les abeilles de grande taille déclinaient davantage que celles considérées comme petites (Larsen *et al.*, 2005 ; Rader *et al.*, 2014 ; Scheper *et al.*, 2014). L'hypothèse serait que ces abeilles de plus grande taille nécessitent de plus imposantes quantités de pollen indiquant un manque de ressources dans la région concernée. Allant dans le même sens, une autre étude indique que les abeilles suivent la règle de Bergmann (Gerard *et al.*, 2018), celle-ci stipulant que les espèces occupant des climats plus froids seraient de plus grosses tailles et poids que les espèces de climats chauds (Bergmann, 1847). Le climat se réchauffant d'année en année, les espèces occupant la Belgique seraient remplacées par d'autres plus petites.

Les espèces oligolectiques seraient davantage impactées par les modifications environnementales dues à un déclin des plantes-hôtes (Scheper *et al.*, 2014) ou à une modification de leur phénologie menant à un mismatch plante-pollinisateur (Kudo & Ida, 2013). Les espèces polylectiques, quant à elles, subiraient moins l'intensification agricole et l'urbanisation (Kleijn & Raemakers, 2008 ; Vray *et al.*, 2019).

En ce qui concerne la hausse des températures, celle-ci ne devrait pas impacter négativement les populations d'abeilles sauvages dans leur globalité (Duchenne *et al.*, 2020a). En effet, la majorité des espèces vivent dans un climat plus frais que leur optimum climatique (Deutsch *et al.*, 2008). En revanche, les événements extrêmes comme les canicules, sécheresses ou inondations posent problème à ces populations (Hardy, 2003 ; Mitchell, 1989 ;

Soroye *et al.*, 2020). Néanmoins, les espèces présentant une certaine résistance aux stress thermiques et une meilleure adaptation aux climats chauds se retrouveraient gagnantes dans ce contexte de changements climatiques (Ghisbain *et al.*, 2021).

1.5. La province du Hainaut

1.5.1. Caractéristiques générales

La Belgique est un pays particulièrement artificialisé au sein de l'Europe. Ceci signifie que les sols ont été exploités à des fins résidentielles, agricoles ou encore industrielles. Le Hainaut est un bon exemple de cette artificialisation. Il existe évidemment des domaines boisés et des réserves naturelles mais ceux-ci font pâle figure face à la proportion conséquente de territoires agricoles et résidentiels (Tab 1).

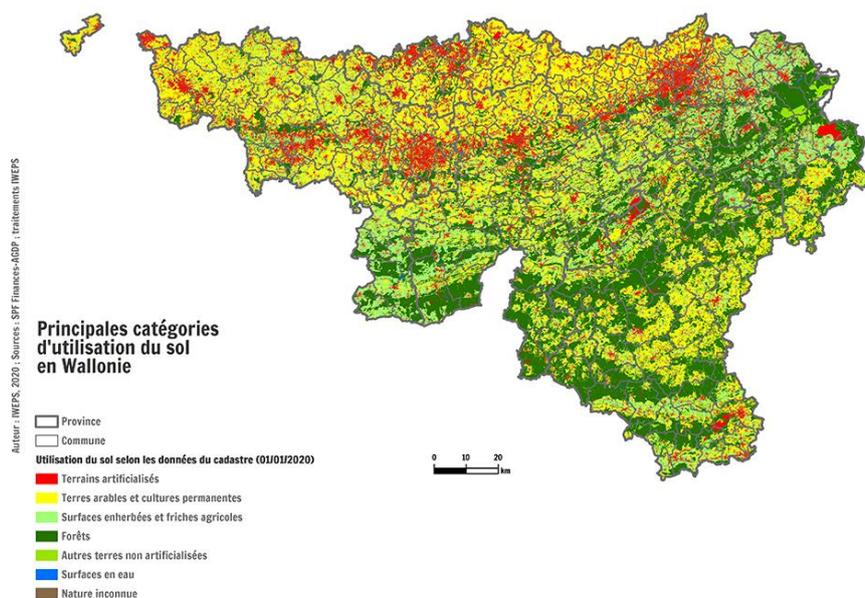


Figure 6 Principales catégories d'utilisation du sol en Wallonie (IWEPS, 2020a).

La province du Hainaut est définie par une superficie de 3813 km² et occupe la pointe Nord-Ouest de la Wallonie. Avec une population de 1,346,840 habitants et donc une densité de population de 353,2 habitants au kilomètre carré, le Hainaut est une région relativement peuplée lorsqu'elle est comparée à d'autres régions ou pays de l'Union Européenne. Elle est caractérisée par un climat océanique tempéré dont la température moyenne est de 10.2°C depuis 1991. La température moyenne du mois le plus froid est de 3°C au mois de janvier tandis que la température moyenne du mois le plus chaud est de 18.1°C au mois de juillet

(IRM, 2021). Comme vu plus haut au travers de la figure 6, les sols du Hainaut sont particulièrement artificialisés sous la forme de terrains résidentiels, agricoles ou encore industriels. En effet, là où en Wallonie 10,7% du sol est artificialisé, ce pourcentage monte à 14,9% dans le Hainaut. Pour la commune de Mons, endroit duquel est issue une partie importante des sites étudiés dans cette étude, cette proportion s'élève à 25,3%. Mais la principale occupation du sol est attribuée aux terres arables et aux cultures permanentes qui occupent 28,5% des sols en Wallonie, 36,1% en Hainaut mais bien moins à Mons avec 24,6%. Les surfaces enherbées et friches agricoles présentent une répartition comparable avec 23,2% en Wallonie, 27,1% en Hainaut et 19% à Mons (IWEPS, 2020).

A contrario, les forêts sont peu présentes dans le Hainaut puisque là où elles représentent 29,3% du territoire wallon, elles ne s'élèvent qu'à 12,7% dans le Hainaut et 14,1% dans la commune de Mons. Enfin, pour ce qui est des sites semi-naturels, ils ne représentent que 2,5% du territoire wallon, 2,4% en Hainaut et 6,2% à Mons (IWEPS, 2020). Malgré cette faible proportion, ces sites naturels ont tout de même toute leur importance puisqu'on peut y retrouver une diversité non négligeable (par exemple, Pauly & Vereecken, 2018).

En bref, le Hainaut est une région particulièrement axée sur l'agriculture, ce qui semble évident au vu de la fertilité de ses sols. Les sites semi-naturels, particulièrement intéressants d'un point de vue biodiversité et conservation, ne représentent qu'une très faible part du territoire bien qu'un effort particulier soit visible à Mons.

Tab1 Répartition de l'occupation du sol en Wallonie, dans le Hainaut et dans la commune de Mons (IWEPS, 2020).

Occupation du sol	Wallonie	Hainaut	Mons
Sols artificialisés	10,7%	14,9%	25,3%
Terres arables et cultures permanentes	28,5%	36,1%	24,6%
Surfaces enherbées et friches agricoles	23,2%	27,1%	19%
Forêts	29,3%	12,7%	14,1%
Milieus semi-naturels	2,5%	2,4%	6,2%

Les paysages du Hainaut sont également caractérisés par l'abondance de terrils, monts de terre et gravats, vestiges d'une activité charbonnière florissante au cours du XIXe siècle. Ceux-ci sont très diversifiés. Il existe des terrils plats, coniques ou encore tronqués. Certains abritent une biodiversité exceptionnelle bien que fragile alors que d'autres sont plus communs, se fondant dans le décor avoisinant (Raes & Bosteels, 2006). Il existe de nombreux critères permettant de caractériser un terril étant donné leur diversité et il est important d'étudier chacun d'entre eux afin d'amener des plans de gestion efficaces. Outre l'analyse paysagère des terrils en eux-mêmes, il est essentiel de s'attarder également sur les paysages environnants.

1.5.2. Connaissance sur les abeilles sauvages du Hainaut

En ce qui concerne l'étude des populations d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut, les plus anciennes données remontent à 1866 avec les collections de Jules Tosquinet (Pauly, 2001 ; Rasmont, 1988). Au début du XX^e siècle, d'importants relevés de Cavro, Grenson, Severin ou encore Ball permettent de mieux caractériser les populations de bourdons de l'époque bien que l'intérêt pour les autres anthophiles soit souvent limité (Ball, 1914 ; Cavro, 1950, Rasmont, 1988). Au-delà de cette période, les observations sont sporadiques et il faudra attendre les années 60 afin d'obtenir davantage d'observations provenant principalement de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Etat à Gembloux (Dervin, 1960 ; Leclercq, 1975 ; Rasmont, 1988). S'en est suivie une augmentation progressive des observations concernant le genre *Bombus* mais également des autres anthophiles. Il faudra attendre les années 80 avant d'avoir un nombre important d'observations régulières concernant les bourdons mais aussi les autres genres (Delbrassine & Rasmont, 1988 ; Rasmont, 1988). Les populations de certains terrils sont étudiées (Barbier, 1989 ; Joris, 2006 ; Mura, 1991), ou de certaines communes (Cosse, 2019 ; D'Haeseleer, 2014 ; D'Haeseleer *et al.*, 2015 ; Fiordaliso, 2020), alors que d'autres études se concentrent sur un territoire plus large qu'est la Belgique, montrant les variations spécifiques au sein des populations (Drossart *et al.*, 2019 ; Duchenne *et al.*, 2020a ; Rasmont & Mersch, 1988 ; Rasmont *et al.*, 1993, 2005 ; Rollin *et al.*, 2020 ; Vray *et al.*, 2019). Grâce à cela, il est possible de montrer l'expansion de certaines espèces, telles que *Bombus lapidarius* (Rollin *et al.*, 2020) pourtant considérée en régression en 1993 (Rasmont *et al.*, 1993), ou bien la régression d'autres espèces comme *Melecta luctuosa* (Drossart *et al.*, 2019 ; Gaspar *et al.*, 1975). A titre d'information, des 346 espèces considérées en 1993, 81 étaient

en danger. Actuellement, sur les 381 espèces considérées, 113 sont en danger (correspondant aux statuts IUCN VU, EN ou CR, voir section 3.5.6) (Drossart *et al.*, 2019 ; Rasmont *et al.*, 1993). Cette proportion serait donc stable ces dernières années (Duchenne *et al.*, 2020a). Bien souvent, davantage d'attention est donnée aux espèces en régression (Ghisbain *et al.*, 2021), or de nombreuses espèces présentent une expansion dans leur distribution (Drossart *et al.*, 2019 ; Duchenne *et al.*, 2020a).

2. Objectifs

L'objectif de ce travail est de fournir un état des lieux des populations d'abeilles sauvages de la province du Hainaut pouvant servir de base à des plans de gestion visant à promouvoir et intégrer la biodiversité de ces pollinisateurs au sein des plans de gestion urbains, agricoles ou encore industriels actuels et futurs. Pour se faire, ce travail s'articulera autour de trois axes :

Le premier consiste en une compilation des données historiques concernant les abeilles sauvages de la province du Hainaut.

Le deuxième axe a pour but d'apporter de nouvelles données (2019-2020) à cette compilation afin de caractériser les communautés actuelles (voir section 3.3). L'ensemble de ces données, historiques et récentes, permet la mise en place d'un inventaire et d'un atlas couvrant l'ensemble de la province du Hainaut. Ces communautés sont décrites selon leurs traits fonctionnels, groupes taxonomiques ou encore statuts IUCN.

Enfin, le troisième axe consiste en une analyse des dynamiques spatiales et temporelles des populations durant les différentes périodes au niveau de leur richesse spécifique mais également de leur diversité écologique.

Les hypothèses proposées sont les suivantes :

- Les espèces d'abeilles sauvages bénéficieraient globalement des changements climatiques et particulièrement de la hausse de température bien qu'elles subiraient les évènements extrêmes (Deutsch *et al.*, 2008 ; Duchenne *et al.*, 2020a).
- Les populations d'abeilles sauvages varieraient différemment selon la taille des individus. Les plus larges seraient moins impactés que les plus petits (Duchenne *et al.*, 2020a). Cependant, d'autres études ont montré l'effet inverse (Gerard *et al.*, 2018 ; Scheper *et al.*, 2014).
- Le lectisme aurait une influence sur l'impact des modifications environnementales sur les abeilles sauvages. Les espèces monolectiques ou oligolectiques seraient davantage impactées que les espèces polylectiques (Gerard *et al.*, 2020).

- Les populations d'abeilles sauvages présenteraient une dynamique décroissante jusqu'aux années 80 avant de se stabiliser et de retrouver une dynamique croissante à partir des années 2000 (Duchenne *et al.*, 2020a).

3. Matériel et Méthode

3.1. Agrégation des données

Des données historiques provenant de la Banque de Données Fauniques de Gembloux et Mons, la BDFGM, sont récupérées. Il s'agit d'un inventaire provenant de l'association du laboratoire de zoologie de l'Université de Mons, sous la direction du Professeur Pierre Rasmont, et de la faculté d'agronomie de l'Université de Gembloux, sous la direction du Professeur Eric Haubruge. Pour ce qui est de la province du Hainaut, 56493 spécimens d'abeilles sauvages ont pu ainsi être encodés depuis 1866 jusqu'à 2020 (Ball, 1914 ; Barbier 1989 ; Cavro, 1950 ; Dervin, 1960 ; Joris, 2006 ; Leclercq, 1975 ; Mura, 1991 ; Popeler, 2007 ; Rasmont, 1988 ; etc). La dernière version interrogée est celle de juin 2021.

En addition à cette source conséquente de données, le mémoire de Mathilde Cosse en 2019 a apporté 786 individus dans la commune de Mons (Cosse, 2019). Dans la même optique, le travail de William Fiordaliso en 2020, dans le cadre de son mémoire, vient ajouter 2274 individus (Fiordaliso, 2020). Ces travaux n'ont pas encore été ajoutés à la BDFGM mais reprennent tout de même un inventaire important de la région de Mons.

De nouvelles données concernant l'année 2020 ont également été ajoutées à ces données historiques comme décrit dans la section 3.3. Au total, 6302 spécimens ont ainsi pu être ajoutés à cette collection.

Une fois toutes ces données récoltées, l'étape suivante consiste à trier celles-ci. Il n'est pas possible d'utiliser ces données telles quelles et il est important de vérifier plusieurs critères au vu de l'ancienneté des observations accumulées au sein de la BDFGM. Tout d'abord, certaines observations ne présentent pas de date, elles sont donc écartées. D'autres observations ne sont encodées qu'au niveau taxonomique de la famille et sont également écartées. Ensuite, un certain nombre d'observations d'*Apis mellifera* se retrouvent mélangées aux abeilles sauvages, celles-ci ont suivies le même traitement. Enfin, de nombreuses observations ont été précisées au niveau de sous-espèce comme c'est le cas par exemple pour *Bombus hypnorum hypnorum*. Or, puisque cette précision n'est pas faite pour chaque identification, il a été jugé plus pertinent de rassembler ces observations au niveau de l'espèce, ici *Bombus hypnorum*.

3.2. Délimitation des périodes étudiées

Au vu de la variation importante du nombre d'observations et de l'effort d'échantillonnage au fil des années, il est nécessaire, en vue d'analyse comparative, de diviser le jeu de données en plusieurs parties. D'autres études ont suivi ce système et ont servi d'inspirations à celle-ci afin de garder une certaine cohérence (Carvalho *et al.*, 2013 ; Rasmont *et al.*, 1993 ; Rollin *et al.*, 2020 ; Vray *et al.*, 2019). Il a donc été décidé de séparer le jeu de données en quatre parties. La première s'étale du début de l'échantillonnage en 1866 jusque 1929, cette période correspond à une agriculture sans moto-mécanisation et sans utilisation de pesticides. La période suivante s'étend de 1930 à 1979, ce qui correspond à une période où la moto-mécanisation et les pesticides sont de plus en plus utilisés et développés. Il s'agit également d'une ère durant laquelle le plan Mansholt a été mis en place, menant à une intensification de l'agriculture belge (Christians, 1998). Ces deux périodes correspondent à un déclin progressif des populations d'abeilles sauvages en Belgique (Duchenne *et al.*, 2020a). La troisième période s'étend de 1980 à 1999. Durant celle-ci, le grand public s'est retrouvé de plus en plus conscientisé aux différents problèmes environnementaux et de nombreux projets visant à les résoudre ont vu le jour. Cet intervalle de temps correspond également à une stabilisation des populations d'abeilles sauvages (Duchenne *et al.*, 2020a). Enfin, la dernière période s'étend de 2000 à 2020 et correspond à une croissance d'un ensemble d'espèces d'anthophiles (Duchenne *et al.*, 2020a).

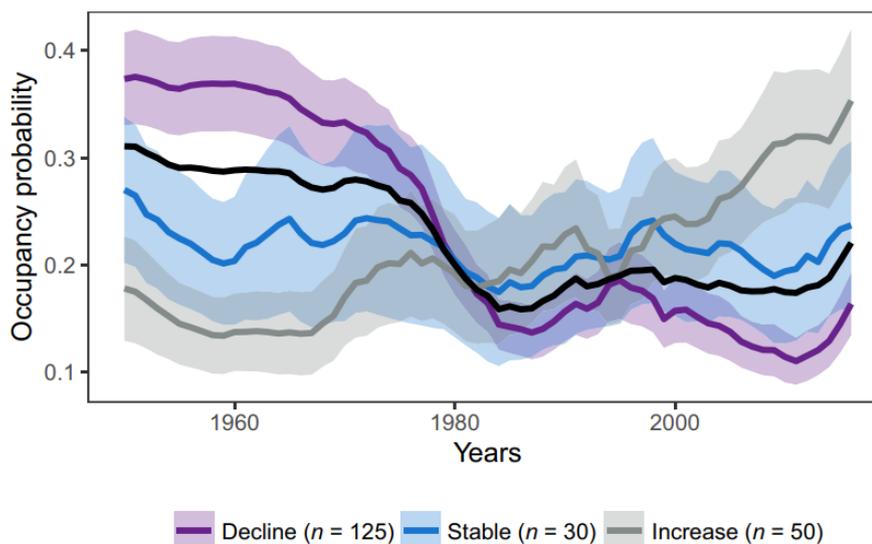


Figure 7 Prédictions des variations de probabilité d'occupation des espèces accompagnées de l'intervalle de confiance à 95 %. La ligne noire représente la valeur moyenne de toutes les espèces (Duchenne *et al.*, 2020a).

3.3. Etude des populations actuelles

3.3.1. Choix des sites

Le choix des sites répond au besoin de couvrir un maximum de milieux différents afin de caractériser au mieux la province du Hainaut, et de fournir un comparatif suffisamment solide par rapport aux données accumulées auparavant. De fait, ces différents sites sont des terrils et des sites semi-naturels, mais également des sites échantillonnés les années précédentes par William Fiordaliso dans le cadre de son mémoire (Cosse, 2019 ; Fiordaliso, 2020) ainsi que des sites « autres », catégorisés comme urbains, agricoles ou encore des friches permettant une complétion des milieux étudiés en 2020. Un nombre total de 83 sites sont échantillonnés dont 26 sites de terrils et 19 sites semi-naturels. Ces sites sont choisis car ils sont particuliers et présentent un potentiel intéressant en termes de biodiversité mais également parce qu'ils sont accessibles. Un rayon maximal de 250m est défini pour les différents sites et ceux-ci doivent être espacés autant que possible d'un minimum de 1 km, ces deux valeurs correspondant respectivement aux valeurs moyennes et maximales de vol des abeilles (Zurbuchen *et al.*, 2010). Des éléments du paysage permettent d'aider à la délimitation des sites, comme des routes, des bâtiments, des haies, etc... Ces sites s'étendent de Tournai à Charleroi et sont disponibles dans l'annexe 8.1 ainsi que visibles au travers de la figure 8 ci-dessous.

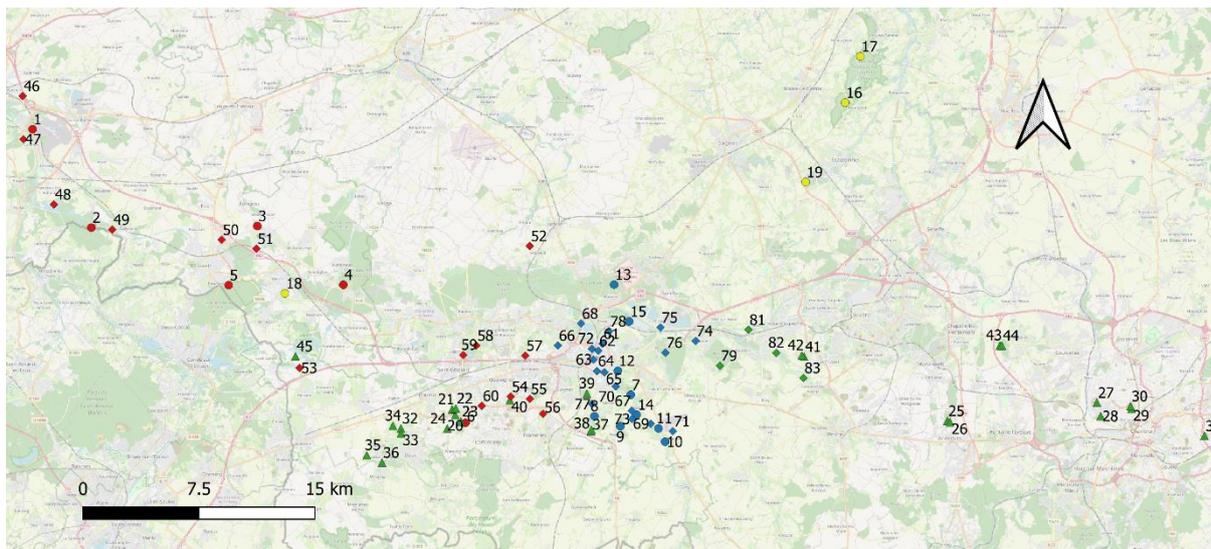


Figure 8 Distribution des sites d'échantillonnage au travers du Hainaut pour la campagne de récolte de 2020. Les ronds correspondent aux sites semi-naturels, les losanges aux sites « autres » et les triangles aux terrils. La couleur rouge est attribuée aux collectes de Alexandre Reese, la couleur bleue aux collectes de Eulalie Ruelle, la couleur verte aux collectes d'Alexandre Lefebvre et la couleur jaune aux collectes de Martin Loockx.

3.3.2. Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage est réalisé par 4 personnes. Alexandre Lefebvre, Martin Loockx, Alexandre Reese et Eulalie Ruelle, tous mémorants au laboratoire de Zoologie en 2021 et travaillant sur les communautés d'abeilles sauvages dans le Hainaut (Lefebvre, 2021 ; Loockx, 2021 ; Ruelle, 2021).

Chaque site est visité mensuellement entre juin et septembre 2020. L'objectif initial était d'échantillonner dès le mois de mars mais au vu des restrictions imposées par le confinement lié au coronavirus, les visites ont dû être décalées trois mois plus tard. Ces visites se font par binôme et durent moins d'une heure. L'échantillonnage en lui-même dure 20 minutes durant lesquelles les récolteurs parcourent le site dans son entièreté. En revanche, si aucune abeille n'est trouvée au bout de 10 minutes, la récolte est alors considérée comme nulle. Un certain temps est également réservé à la description du site, au relevé phytosociologique, à la description de la topologie, au relevé de température et à l'heure d'échantillonnage. Dans la littérature, cette méthode d'échantillonnage dite d'exploration libre, est souvent comparée à une méthode dite en transect (Kadlec *et al.*, 2012). Bien que les deux méthodes aient leurs avantages et inconvénients, certains désavantages du transect la rendent inutilisable lors de cette étude. En effet, les sites définis sont souvent étroits,

présentent une géométrie complexe, souvent bordés par des propriétés privées ou impraticables.

L'échantillonnage s'effectue au filet en prenant soin de noter dans quelles conditions l'individu est collecté (au vol, au sol, sur une plante donnée, etc...). Les abeilles sont alors sacrifiées au moyen d'acétate d'éthyle. Il est important de préciser que les spécimens d'*Apis mellifera*, l'abeille domestique, ne sont pas ciblées. Une autre méthode de capture consiste en l'utilisation de pièges colorés remplis d'eau savonneuse, les pan traps. La combinaison des deux méthodes permet de mieux saisir la biodiversité d'un site (Westphal *et al.*, 2008). Cependant, au vu des sites considérés et de leur ouverture au grand public, l'utilisation des pan traps semblent compliquée. En effet, il était peu probable que ces pots restent indemnes au bout d'une journée. La capture au filet et aux pan traps ont tous deux leurs avantages et leurs inconvénients. Par exemple, la capture au filet pose un souci quant à la trop faible représentation des espèces de petite taille. Cette technique dépend également de l'expérience du récolteur, montrant de grosses différences entre un professionnel et un amateur (Westphal *et al.*, 2008). Pour ce qui est de l'utilisation des pan traps, ceux-ci ont l'avantage de ne pas dépendre du talent du récolteur mais certains groupes semblent sous-représentés (Grundel *et al.*, 2011 ; Westphal *et al.*, 2008).

Les journées désignées pour récolter sur les différents sites ne sont pas choisies au hasard. Autant que possible, au vu de la logistique parfois compliquée, les récoltes sont effectuées lorsque la température dépasse les 15°C, en l'absence de pluie et de vents violents et lorsque le ciel présente une faible nébulosité, autrement dit les jours de beau temps. Habituellement, les journées de récolte commencent donc vers 10h et se terminent vers 17h (Westphal *et al.*, 2008).

3.4. Mise en collection et identification

Une fois les abeilles récoltées sur le terrain, celles-ci sont épinglées dès le retour à l'aide d'épingles entomologiques tout en prenant soin de mettre en évidence certains caractères clés à l'identification de ces spécimens (Michez *et al.*, 2019). Cela comprend l'appareil buccal, y compris la langue, les ailes et leurs cellules ainsi que l'organe reproducteur mâle. Les abeilles sont alors séchées et étiquetées en reprenant les informations de capture,

brièvement : la date, la localisation et les conditions de capture. Enfin, les spécimens sont triés selon leur morphotype et envoyés à deux spécialistes, William Fiordaliso et Thomas James Wood qui se sont chargés de leur identification à l'espèce avec l'assistance de Pierre Rasmont. Il est important de préciser que les espèces d'abeilles, comme pour d'autres taxons, peuvent connaître de nombreuses synonymies dues aux différents travaux effectués par de nombreux scientifiques dans ce domaine. La liste rouge de Belgique (Drossart *et al.*, 2019) a alors été utilisée afin d'attribuer un seul nom d'espèce regroupant ses différents synonymes.

3.5. Matrice de traits fonctionnels

En addition aux données récoltées dans le passé et au cours de l'année 2020, un ensemble de traits fonctionnels sont répertoriés pour chaque espèce. Ceux-ci permettent, lors des analyses, de déterminer des points clés pouvant expliquer les variations observées au fil du temps. Ces traits fonctionnels sont collectés auprès de plusieurs sources citées au fur et à mesure des introductions à ces différents traits. Il ne s'agit pas de traits sélectionnés au hasard mais bien de traits présentant un lien avec une fonction écologique importante et une implication dans les réponses que manifestent les abeilles face à des changements climatiques ou environnementaux (Carrié *et al.*, 2016 ; Hall *et al.*, 2019 ; Duchenne *et al.*, 2020a ; Duchenne *et al.*, 2020b). Cette matrice est disponible dans l'annexe 8.4.

3.5.1. Distance inter-tégulaire

La distance inter-tégulaire (ou ITD pour *inter-tegular distance* en anglais) correspond, comme son nom l'indique, à la distance entre les deux *tegulae* de l'abeille, il s'agit d'un épaissement du corps au niveau de la base des ailes permettant un soutien mécanique et nerveux (Cane, 1987). Celle-ci est déterminée de deux façons. La première consiste à récupérer ces informations dans la littérature (Duchenne *et al.*, 2020b ; Fortel, 2014) alors que la seconde consiste à directement effectuer ces mesures. Pour les espèces récoltées lors de l'année 2020, il est possible de combiner ces deux méthodes. Les mesures s'effectuent alors de la manière suivante : à l'aide d'un pied à coulisse numérique, une à dix abeilles par espèce et par sexe sont mesurées en fonction des spécimens à disposition. Pour chaque abeille, trois mesures sont effectuées puis moyennées. Ces mesures sont alors comparées à la littérature

et ajustées si nécessaire. Les abeilles sont ensuite réparties en deux catégories, les grandes et les petites. Les individus considérés comme grands sont ceux dont la valeur de l'ITD excède 2,1 mm alors que les petits ont un ITD égal ou inférieur à 2,1 mm. La taille des abeilles étant corrélée à leur capacité de dispersion (Greenleaf *et al.*, 2007), ces valeurs d'ITD correspondent à une distance de vol de 500m (Hall *et al.*, 2019).

3.5.2. Indices de température spécifique et de continentalité spécifique

Le STI, indice de température spécifique, et le SCI, indice de continentalité spécifique, proviennent d'un calcul renseignant sur la température moyenne de préférence de l'espèce considérée ainsi que sur la variabilité des conditions climatiques rencontrées par cette espèce au sein de son aire de distribution (Duchenne *et al.*, 2020b). Ce calcul se base sur les relevés européens d'hyménoptères provenant de la base de données du GBIF (Global Biodiversity Information Facility). L'étape suivante est la compilation de ces données au moyen d'une grille géographique dont la maille équivaut à 0,01° de latitude et longitude. Il faut alors y attribuer une température annuelle moyenne ainsi que la saisonnalité des températures récupérées auprès de Bioclim (valeurs correspondantes à la période de 1970 à 2000) (<http://www.worldclim.org/bioclim>). Les moyennes sont ensuite pondérées par le nombre d'observations de l'espèce considéré dans la cellule en question divisé par le nombre total d'observations d'hyménoptères au sein de cette même cellule.

La température moyenne en Belgique augmentant progressivement chaque année (Duchenne *et al.*, 2020a ; IRM, 2021) accompagnée d'une augmentation du nombre d'évènements extrêmes (McBean, 2004), le STI ainsi que le SCI des espèces pourraient permettre d'expliquer les variations de population. L'hypothèse est que les espèces en expansion présentent globalement un STI et/ou un SCI plus important(s) que les espèces en régression.

3.5.3. Nidification

Les abeilles sauvages présentent de nombreux modes de nidification comme décrit dans la section 1.2.2 (Danforth *et al.*, 2019). Ces informations sont parfois disponibles dans la littérature pour certaines espèces mais le plus souvent une simple mention sous le sol, au-dessus du sol ou variable est indiquée (Duchenne *et al.*, 2020b ; Fiordaliso, 2020 ; Peeters *et al.*, 2012). Afin d'uniformiser ce trait, seule cette simplification est considérée lors des analyses.

3.5.4. Lectisme

Les abeilles sont pollinivores : elles doivent butiner diverses fleurs afin d'en récolter le nectar ainsi que le pollen ou différentes huiles végétales. Cependant, chaque espèce est différente et a ses préférences (voir section 1.2.3). Il est parfois difficile de faire la distinction entre une espèce monolectique ou oligolectique et bien souvent une simplification à oligolectique est effectuée dans la littérature (Duchenne *et al.*, 2020b ; Fiordaliso, 2020 ; Peeters *et al.*, 2012). Afin de rester cohérent avec les travaux déjà effectués, il ne sera sujet ici que d'espèces oligolectiques pour les espèces ne se nourrissant qu'auprès d'une famille de plantes ou polylectiques pour les espèces se nourrissant auprès d'un plus grand nombre de familles de plantes.

3.5.5. Socialité

La socialité est un trait qui, comme son nom l'indique, renseigne sur le niveau social avec lequel les individus d'une espèce interagissent avec leurs congénères (voir section 1.2.1). Celui-ci suit un gradient allant des espèces solitaires jusqu'aux espèces eusociales alors que les espèces parasites sont considérées à part.

Dans le cadre de ce travail, une simplification se ressent nécessaire. Bien qu'il soit évident qu'il est difficile de catégoriser le comportement des abeilles, cela est nécessaire afin de pouvoir intégrer ce trait à nos analyses. A l'aide de la littérature, les espèces considérées sont donc catégorisées en quatre catégories qui sont solitaires, primitivement sociales,

cleptoparasites et parasites sociales (Duchenne *et al.*, 2020b ; Fiordaliso, 2020 ; Peeters *et al.*, 2012).

3.5.6. Statut IUCN

Le statut IUCN (Acronyme pour International Union for Conservation of Nature) indique le degré de danger d'extinction pour une espèce dans une zone donnée. Evidemment, les espèces sont touchées à des degrés différents et cette susceptibilité de disparition n'est pas la même partout (Day *et al.*, 2012).

Ce statut est décliné en dix catégories mais seulement huit d'entre elles seront utilisés dans ce travail.

NE : Not Evaluated ne concerne pas l'échantillon et ne sera donc pas pris en compte.

DD : Data Deficient indique un manque de données permettant d'établir avec un minimum de certitude un statut à une espèce donnée.

LC : Least Concern indique le statut de préoccupation le plus bas. Les espèces de cette catégorie ne semble pas être vulnérable à une extinction ni même à une baisse d'effectifs.

NT : Near Threatened est utilisé pour des espèces proches du seuil de préoccupation qui pourraient être à risque d'extinction dans le futur.

VU : Vulnerable indique la situation d'espèces qui pourraient être susceptibles d'extinction dans le futur sans mesure de conservation préventive.

EN : Endangered est le seuil franchi lorsque les espèces en question sont à risque d'extinction sans mesure de conservation ciblée.

RE : Regionally Extinct indique que ces espèces ne sont plus observées dans la région étudiée et sont donc considérées localement éteintes bien qu'il soit possible de les observer ailleurs.

EW : Extinct in the Wild indique des espèces maintenues en captivité mais plus observables dans la nature. Cette catégorie n'est pas utilisée dans ce travail.

EX : Extinct indique le degré le plus grave de préoccupation puisque les espèces en question sont tout simplement considérées comme éteintes.

Pour ce qui est de la Belgique, une liste rouge a été dressée en 2019 (Drossart *et al.*, 2019) et utilisée dans le cadre de cette étude.

3.6. Description des communautés d'abeilles sauvages

Avant de pouvoir comparer les différentes communautés à l'échelle spatiale et à l'échelle temporelle, il faut les décrire, les caractériser. Ceci se fait à l'aide des notions de complétude et de raréfaction décrites ci-dessous. Chaque période est caractérisée mais également l'entièreté de l'échantillonnage.

L'ensemble des statistiques reprises ci-dessous sont réalisées à l'aide du logiciel R version 4.0.3 ainsi que du logiciel RStudio version 1.3.1093.

3.6.1. Complétude de l'échantillonnage

La complétude d'un échantillonnage peut être défini comme la proportion d'espèces recensées dans une station donnée. Celle-ci peut dépendre de nombreuses choses notamment l'effort de collecte, le récolteur ou encore l'objectif derrière celle-ci. Quoiqu'il en soit, la réalisation de cette analyse permet de déterminer à quel point l'inventaire d'une station est complet. Dans le cas de cette étude, puisque le sujet est une comparaison temporelle pour laquelle les différents sites de collectes sont différents, il ne sera pas sujet de stations mais de périodes. Celles-ci seront au nombre de quatre comme définies plus haut (section 3.2.). Pour chacune de ces périodes, un ensemble d'unités d'échantillonnage sont accumulées afin de progressivement décrire l'ensemble des espèces recensées et ainsi déterminer l'efficacité de l'échantillonnage réalisé. Le résultat est une courbe fortement croissante au début mais diminuant rapidement jusqu'à tendre vers une asymptote horizontale. Si cela est le cas, cela signifie que l'échantillonnage est complet et que l'ensemble des espèces ont été capturées. En effet, les premières fois qu'un échantillonnage est réalisé sur un site, de nombreuses espèces sont découvertes. Mais, au fur et à mesure que le site est prospecté, le nombre d'espèces découvertes diminuent progressivement jusqu'à l'absence de nouvelles espèces et donc un inventaire complet du site. A l'inverse, si l'échantillonnage est

incomplet, il sera alors nécessaire d'extrapoler l'asymptote de la courbe afin d'en déterminer le nombre théorique total d'espèces présentes. Ceci se fait à l'aide de plusieurs estimateurs que sont Jackknife1 et son erreur standard associée, Jackknife2 sans erreur standard, Chao ainsi que son erreur standard et enfin Bootstrap également avec son erreur standard associée. La courbe résultante, appelée courbe d'accumulation, reprend ces estimations de la complétude de l'échantillonnage en fonction du nombre d'unités d'échantillonnage considérées. Ceci implique que l'ordre de ces unités influe sur l'apparence de la courbe d'accumulation. Afin de lisser celle-ci, la fonction `specaccum()` du package `vegan` a été utilisée (Oksanen *et al.*, 2007). Celle-ci répète l'estimation de l'accumulation dans un ordre aléatoire et un grand nombre de fois définissable comme c'est le cas ici avec 999 itérations. Enfin, la fonction `specpool()` du même package permet d'estimer le nombre d'espèces présentes au sein du site considéré, observées ou non.

En parallèle de cette estimation, les rangs d'abondance des différentes espèces et genres observés durant les quatre périodes sont définis et représentés graphiquement afin de donner une idée de la répartition des observations en termes d'abondance. Il s'agit d'un graphique en barres ordonné de l'espèce la plus abondante à la moins abondante. Plusieurs modèles peuvent être observés dont les deux plus courants sont le modèle géométrique, où quelques espèces dominent l'inventaire, jusqu'au « broken stick model », où les espèces sont réparties de manière équivalente au sein du site considéré. La tendance générale tend vers le premier modèle avec quelques espèces dominant les autres en termes d'abondance, là où le second modèle n'est qu'un modèle théorique (Legendre & Legendre, 2012).

En complément à ces graphiques, une carte de chaleur a été réalisée à l'aide de la fonction `heatmap()` provenant du package du même nom. Celle-ci permet de visualiser l'abondance de chaque espèce au travers de chaque période à l'aide d'un code couleur. Au vu des différences importantes d'abondance entre certaines espèces, un `scaling` des données a été réalisé. La fonction `scale()` a été utilisée dans ce but.

3.6.2. Indices de biodiversité

Bien qu'il soit important d'estimer le nombre d'espèces présentes au sein d'un site, il est également important de déterminer l'abondance relative de chacune de ces espèces. C'est ainsi que les indices de biodiversité entrent en jeu notamment avec l'un des plus utilisés qui est l'indice de Shannon H :

$$H = - \sum_{i=1}^q p_i \log (p_i)$$

Où q = nombre d'espèces recensées et p_i = fréquence relative de l'espèce i . Ainsi H croît avec q mais sa valeur maximale n'est atteinte que lorsque p_i est identique pour chaque espèce. De fait, l'indice de Shannon ne prend pas en compte seulement le nombre d'espèces et leur abondance mais également leur équitabilité. Il s'agit d'une mesure de l'entropie informationnelle et s'exprime en bit (Legendre & Legendre, 2012).

Un autre indice particulièrement utilisé est celui de Simpson λ . Il s'agit ici d'estimer la probabilité que deux individus tirés au hasard soient de la même espèce. A condition que le nombre d'individus soit assez grand, cet indice peut être approximé à :

$$\lambda = \sum_{i=1}^q p_i^2$$

La notation est similaire à l'indice de Shannon. Il apparaît donc qu'il s'agit ici d'un indice de concentration et non de diversité (Legendre & Legendre, 2012). Pour y remédier, son complément est proposé comme suit :

$$D = 1 - \lambda$$

Celui-ci est nommé l'indice de Gini-Simpson et il s'agit dans ce cas de la probabilité que deux individus ayant été tirés au sort n'appartiennent pas à la même espèce (Legendre & Legendre, 2012).

Trois indices ont donc été vus, représentant la diversité d'un milieu sous la forme d'entropie ou de probabilités. A cela s'ajoute la possibilité de caractériser la diversité d'un

milieu à travers un nombre d'espèces (Marcon, 2015). Cela est possible grâce aux nombres de Hill définis par l'équation :

$$H_a = \frac{1}{1-a} \log \sum_{i=1}^q p_i^a$$

Où a correspond à l'ordre de la mesure de diversité. De fait, si $a = 0$, $H_0 = \log q$ et si $a = 2$, $H_2 = -\log \lambda$. Enfin si $a = 1$, l'équation n'est pas définie mais la limite de $H_{a \rightarrow 1}$ équivaut à l'indice de Shannon (Legendre & Legendre 2012). De là, Hill a défini des nombres de diversité selon l'équation :

$$N_a = e^{H_a}$$

Comme dit précédemment, les nombres de Hill renseignent sur la diversité d'un milieu au travers de nombres d'espèces. En fait, les nombres de Hill sont au nombre de trois. N_0 correspond à la richesse spécifique, N_1 correspond au nombre d'espèces qui seraient retrouvées au sein d'un échantillon doté du même indice de Shannon mais dont l'équitabilité serait parfaite et N_2 représente le nombre d'espèces particulièrement abondantes (Legendre & Legendre, 2012). Ce concept est simplifiable en résumant à N_1 le nombre d'espèces abondantes et N_2 le nombre d'espèces très abondantes de l'assemblage (Hill, 1973). Enfin, la décroissance de N_a est d'autant plus importante que l'équitabilité de l'échantillon est faible.

Il est néanmoins important de noter que ces nombres de Hill ne sont pas en tant que tels comparables entre eux. En effet, l'ensemble de l'échantillonnage au fil des ans étant très variable, il est important de d'abord standardiser ces nombres par rapport à l'effort de collecte.

3.6.3. Raréfaction

La raréfaction peut être résumée en la standardisation des différents échantillons dans l'optique de les comparer à complétude égale. En effet, les différents indices de biodiversité décrits ci-dessus, dont les nombres de Hill, dépendent fortement de la complétude de l'échantillonnage rendant cette étape de standardisation essentielle à une bonne analyse. Pour se faire, la démarche est opposée à la réalisation d'une courbe d'accumulation, il ne s'agit

pas d'extrapoler mais d'interpoler en retirant une unité d'échantillonnage de manière aléatoire au jeu de données, diminuant ainsi potentiellement sa richesse spécifique (q). La moyenne de la richesse spécifique découlant de ce retrait est alors représentée par un point de la courbe de raréfaction. Il faut ensuite recommencer ce processus en retirant deux échantillons, trois, quatre, et ainsi de suite, afin de déterminer une relation liant le nombre d'espèces et le nombre d'individus capturés, soit l'abondance. Ainsi, il est possible de comparer visuellement les richesses spécifiques des différentes périodes tout en prenant en compte leur complétude.

Néanmoins, ce procédé, bien que classiquement utilisé, conduit inévitablement à l'élimination d'une grosse partie des données. De plus, cette méthode ne tient pas en compte les différences d'abondance et de richesse spécifique indépendantes de l'effort de collecte. L'alternative à cette méthode se base sur la notion de couverture. Elle peut être définie comme la proportion du nombre total d'individus d'un assemblage appartenant à des espèces découvertes dans un échantillon de cet assemblage (Chao & Jost, 2012). L'étape suivante est donc une raréfaction selon la couverture sur les nombres de Hill afin de les standardiser. Ainsi, cette méthode permet de conserver un plus grand nombre d'observations et caractériserait mieux la biodiversité du milieu étudié (Chao & Jost, 2012). Pratiquement, la réalisation de la courbe de raréfaction se fait au moyen de la fonction `rarecurve()` du package `vegan` tandis que la raréfaction des indices de diversité en fonction de la couverture passera par la fonction `estimatedD()` du package `iNEXT()` (Chao *et al.*, 2014).

3.7. Analyses des données

3.7.1. Analyses statistiques des traits fonctionnels

Les différents traits fonctionnels sont utilisés lors de tests de chi-carré afin de comparer l'échantillonnage des quatre périodes et de déterminer si les différences de distribution de fréquences sont significatives lorsque les différents traits sont considérés. Puisqu'il s'agit d'un test d'hypothèse, l'hypothèse nulle correspond à une différence non significative entre les distributions de fréquence pour chaque trait étudié entre les quatre périodes. Ce test a été réalisé grâce à la fonction `chisq.test()`. Pour les valeurs numériques correspondant aux valeurs de STI et SCI, un test statistique est également réalisé afin de comparer les moyennes de

chaque période. Pour se faire, un graphique de normalité est réalisé afin de vérifier si les données suivent une distribution normale. Ensuite, un test d'homogénéité des variances est réalisé via le test de Levene dont le seuil alpha est de 5%. Si les données ne suivent pas une distribution normale, un test de Kruskal-Wallis est réalisé, dans le cas contraire, un test ANOVA est réalisé. L'hypothèse nulle correspond ici à une différence non-significative entre les moyennes de chaque période.

3.7.2. Zones d'occupation spécifique

Une alternative à l'abondance d'une espèce est son aire de distribution. Pour se faire, la région étudiée, c'est-à-dire la province du Hainaut, a été quadrillée à l'aide d'une grille de 10 x 10 km UTM permettant une comparaison spatiale mais aussi temporelle des distributions de chaque espèce. Cela permet également de limiter l'impact d'un suréchantillonnage d'espèces rares à un endroit donné. Pour chaque carré, une valeur de richesse spécifique est ainsi déterminée pour chaque période.

Le top 30 des espèces des périodes P3 et P4 ont ensuite été sélectionnées afin d'évaluer la tendance de leurs répartitions géographiques. Un test de chi-carré post-hoc a été réalisé afin d'évaluer la significativité de ces tendances. La fonction `chisq.posthoc.test()` du package du même nom a été utilisée dans ce but.

4. Résultats

4.1. Abeilles sauvages de la province du Hainaut

La première étape consiste en une description des données temporelles (Fig.9) et spatiales (Fig. 10).



Figure 9 Distribution des données au cours du temps pour l'ensemble des sources utilisées. 62044 spécimens au total.

Avant les années 80, les données sont majoritairement opportunistes. Quelques années font exception entre 1915 et 1918 ainsi qu'en 1923. Ces pics correspondent aux collections de Grenson L., Severin G. et Ball F.J. (Rasmont, 1988) ainsi que Desmet H. et Cavro en 1923 (Cavro, 1950). Au-delà des années 80, l'échantillonnage s'intensifie, particulièrement en 2006 où un pic important est visible et correspond aux collectes de Popeler A.S. (Popeler, 2007). Il est également possible d'observer ces mêmes données au travers d'une carte du Hainaut (Fig. 10).

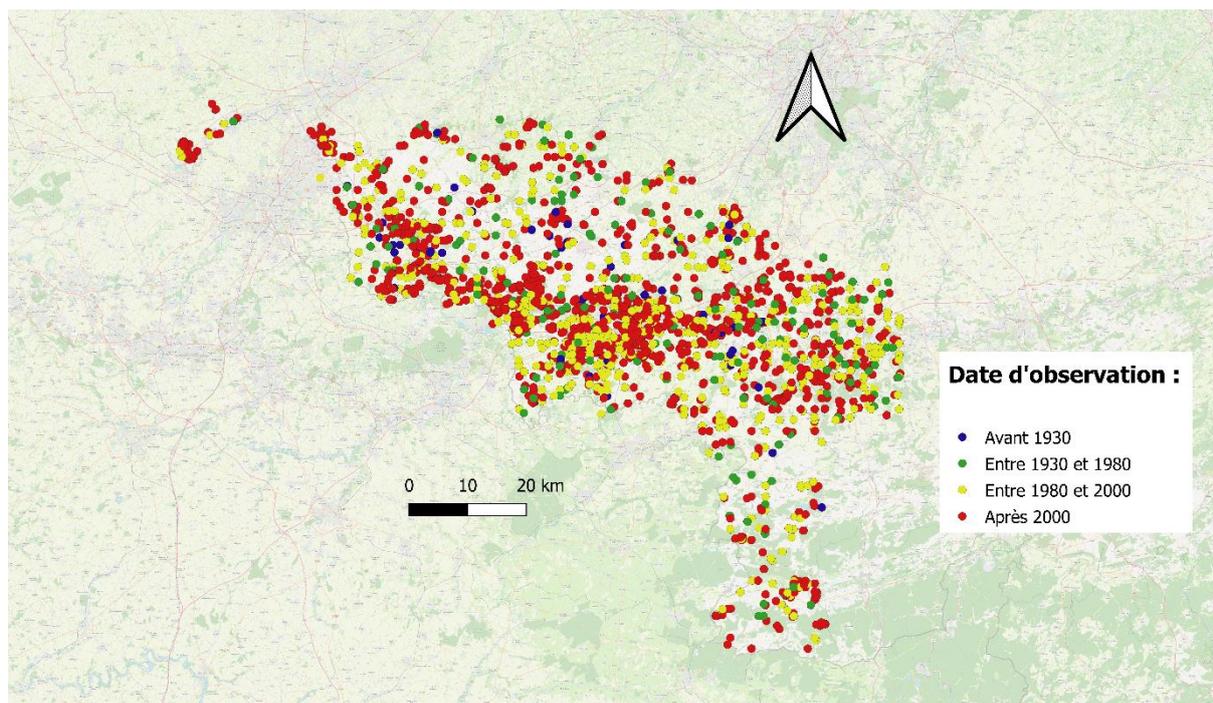


Figure 10 Distribution spatio-temporelle des données. Les données en bleues correspondent à avant 1930 (P1), en vert entre 1930 et 1980 (P2), en jaune entre 1980 et 2000 (P3) et en rouge après 2000 (P4).

La majorité des données sont situées au centre du Hainaut en partant de Tournai à Charleroi, en passant par Mons. Un plus faible nombre d'observations sont réparties au nord et au sud, dans la botte du Hainaut. Le tableau ci-dessous (Tab. 2) présente un récapitulatif des données en nombre d'espèces, d'observations et de spécimens pour chaque période considérée.

Tab 2 Description de l'inventaire selon la période considérée

<i>Période</i>	Nombre total d'espèces	Nombre d'observations	Nombre de spécimens
<i>P1 (1866-1929)</i>	139	2088	8870
<i>P2 (1930-1979)</i>	149	2234	2588
<i>P3 (1980-1999)</i>	178	8289	13712
<i>P4 (2000-2020)</i>	214	12813	36874
<i>Total</i>	277	25424	62044

Une augmentation importante des observations est constatable entre P1 et P4. Cependant, le nombre de spécimens en P2 est nettement plus faible.

Le tableau ci-dessous (Tab. 3) résume la diversité des familles d'abeilles sauvages durant la période P4 (2000-2020), donc actuellement, en précisant pour chaque famille la répartition selon le statut IUCN. Ce statut renseigne sur la proportion d'espèces menacées. A noter qu'une espèce est considérée comme menacée lorsqu'elle est listée comme vulnérable VU, en danger EN ou en danger critique d'extinction CR.

Tab 3 Répartition des abeilles entre les 6 familles et les différents statuts IUCN pour la période P4 (2000-2020). RE = Regionally Extinct, CR = Critically Endangered, EN = Endangered, VU =Vulnerable, NT=Near Threatened, LC=Least Concern, DD=Data Deficient. Le pourcentage d'espèces menacées est donné suivant l'équation $(CR+EN+VU)/(Total-DD)$. A noter que les espèces localement éteintes n'entrent pas dans le calcul.

Famille	Total	RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD	% menacé
<i>Andrenidae</i>	42	0	0	0	3	7	27	5	8
<i>Apidae</i>	59	0	2	8	6	5	38	0	27
<i>Colletidae</i>	21	0	0	0	0	1	14	6	0
<i>Halictidae</i>	48	1	1	2	5	2	37	0	19
<i>Megachilidae</i>	38	0	3	0	4	3	27	1	19
<i>Melittidae</i>	6	0	0	0	1	1	4	0	17
<i>Total</i>	214	1	6	10	19	19	147	12	18

On observe donc un pourcentage d'espèces menacées montant à 18% lorsque toutes les familles d'anthophiles sont considérées. Une espèce d'*Halictidae* pourtant statuée comme éteinte localement a été à nouveau observée en juillet 2020 par Eulalie Ruelle dans la région d'Harmignies (Ruelle, 2021). Il s'agit de *Lasioglossum politum*. Concernant les *Colletidae*, aucune observation d'espèces menacées n'a eu lieu alors que celles-ci sont au plus haut avec 27% pour les *Apidae*. La famille la plus représentée en termes de richesse spécifique est celle des *Apidae* avec 59 espèces. Ensuite vient la famille des *Halictidae* contenant 19% d'espèces menacées sur 48 au total, puis la famille des *Andrenidae* pour 42 espèces avec 8% d'espèces menacées, et la famille des *Megachilidae* avec 19% d'espèces menacées sur 38 au total. Les *Colletidae* sont au nombre de 21 espèces sans qu'aucune d'entre elles ne soit menacée. En dernier, les *Melittidae* avec 6 espèces dont 1 est menacée *Melitta tricincta*.

4.2. Composition des communautés

4.2.1. Complétude et couverture de l'échantillonnage

La complétude de l'ensemble des données (Fig.11) ainsi que des quatre périodes (Fig. 12) sont reprises au travers des graphiques ci-dessous sous forme de courbes d'accumulation. Associé à ces figures, un tableau récapitulatif (Tab. 4) de la couverture et de la complétude de chaque période est proposé avec les différents estimateurs et leurs erreurs associées.

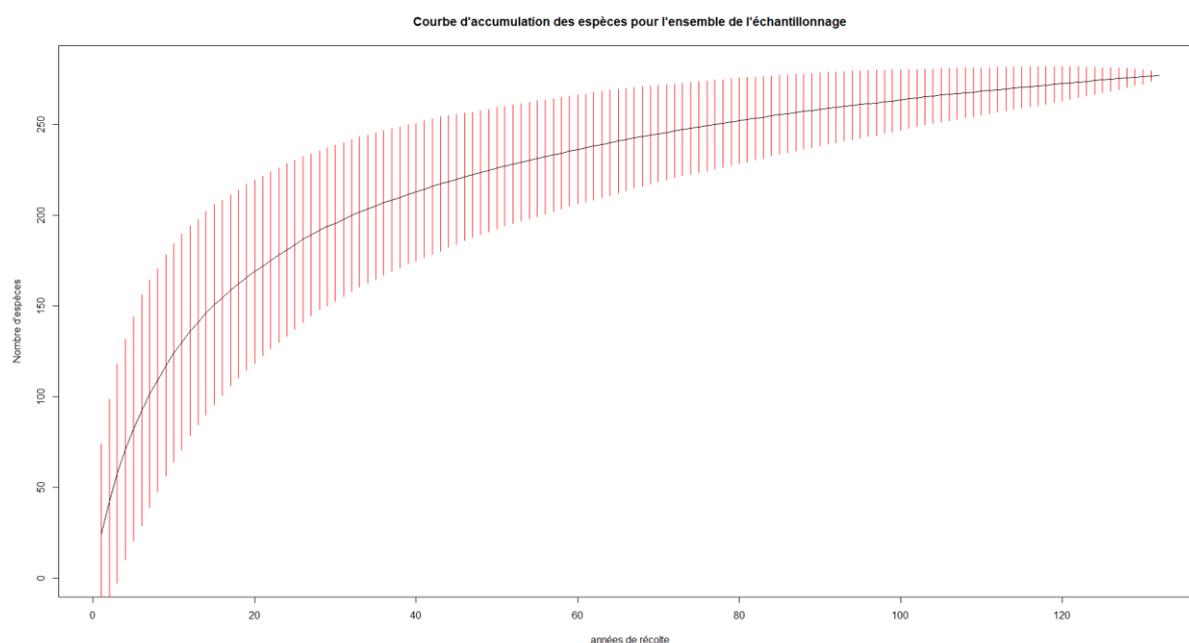
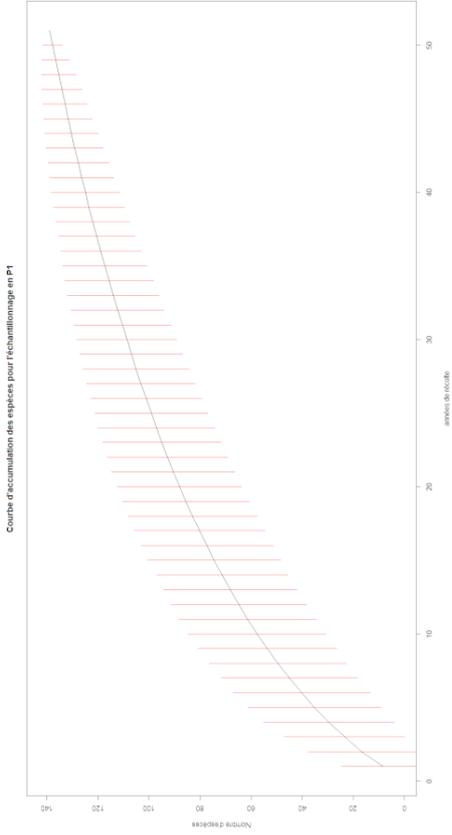


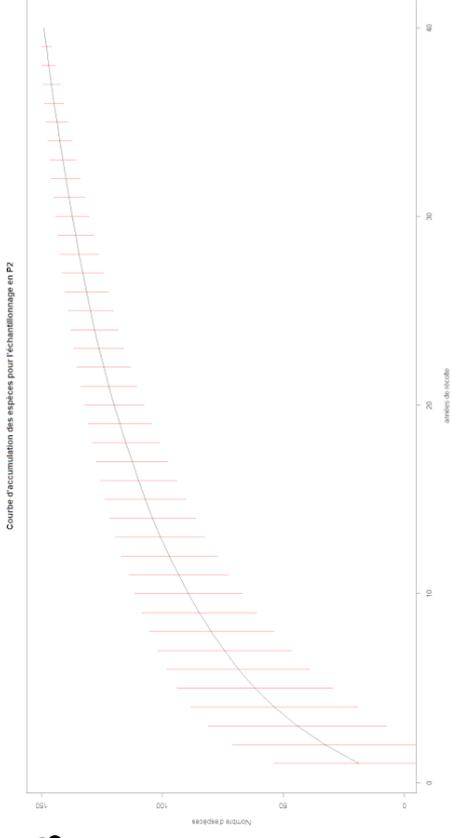
Figure 11 Courbe d'accumulation des espèces concernant l'échantillonnage total. L'intervalle de confiance est défini à la suite de 999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage.

Tab 4 Evaluation de la richesse spécifique de l'échantillonnage pour chaque période au travers de différents estimateurs et de leurs erreurs standards (se), ainsi qu'au travers de la couverture. L'indice N correspond au nombre d'unités d'échantillonnage, c'est-à-dire ici les années contenues dans chaque période.

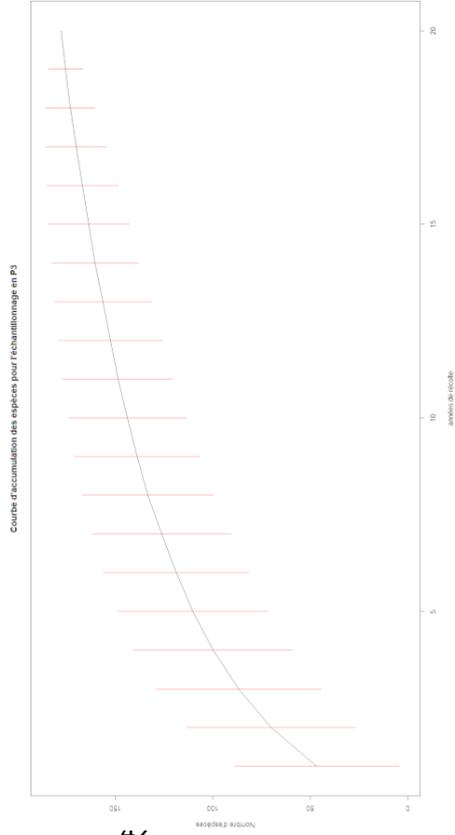
Périodes	N	Espèces observées	Couverture	Chao ± se	Jack1 ± se	Jack2	Bootstrap ± se
P1	51	139	0,99	215±26	199±16	235	165±10
P2	40	149	0,99	186±15	189±9	208	168±6
P3	20	178	0,99	220±16	225±23	246	200±13
P4	21	214	0,99	250±13	263±26	279	237±18
Total	132	277	0,99	317±15	324±18	344	300±11



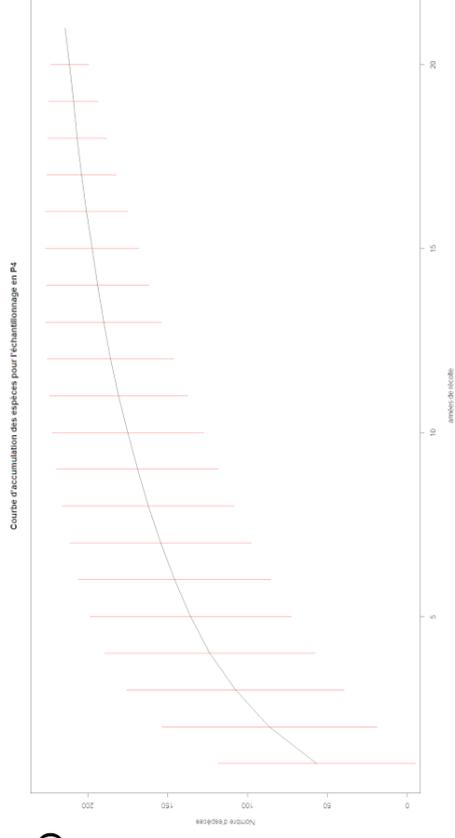
A



B



C



D

Figure 12 Courbe d'accumulation des espèces concernant l'échantillonnage en P1 (A), P2 (B), P3 (C) et P4 (D). L'intervalle de confiance est défini à la suite de 999 permutations aléatoires des unités d'échantillonnage.

Pour l'échantillonnage total, en P1, P2, P3 et P4, l'ensemble des espèces existantes ne semblent pas avoir été observées au sein du territoire de collecte et au moment considéré. Ceci se manifeste par le fait que chaque courbe n'a pas atteint le stade asymptotique, représentatif d'un inventaire complet. Ceci se montre particulièrement vrai pour P1 et P2 puisqu'entre 58 à 90% et 72 à 92% des espèces respectives aux deux périodes auraient été observées. En ce qui concerne P3, 71 à 95% des espèces auraient été capturées. Pour P4, ce ratio se situe entre 74 et 98%. Enfin, si l'ensemble de l'échantillonnage est considéré, 80 à 96% des espèces semblent avoir été observées, comme représenté dans la figure 11, tendant vers une asymptote horizontale. Lorsque les différents estimateurs sont comparés, Jack2 semble rehausser le nombre d'espèces théoriques présentes, diminuant la qualité de l'échantillonnage. A l'inverse, Bootstrap semble baisser ce nombre et décrivant de fait un échantillonnage de bien meilleure qualité.

4.2.2. Description de l'assemblage

La figure 13 reprise ci-dessous est une carte de chaleur permettant de représenter l'abondance de chaque espèce durant les trois périodes considérées. Un scaling des données a été nécessaire au vu de la proportion bien trop importante de certaines espèces, notamment de bourdons, par rapport aux autres espèces (voir section 3.6.1). Dans un souci de clarté, les espèces présentant au total moins de 30 spécimens collectés ont été écartées.

Abondance des abeilles sauvages durant chaque période considérée

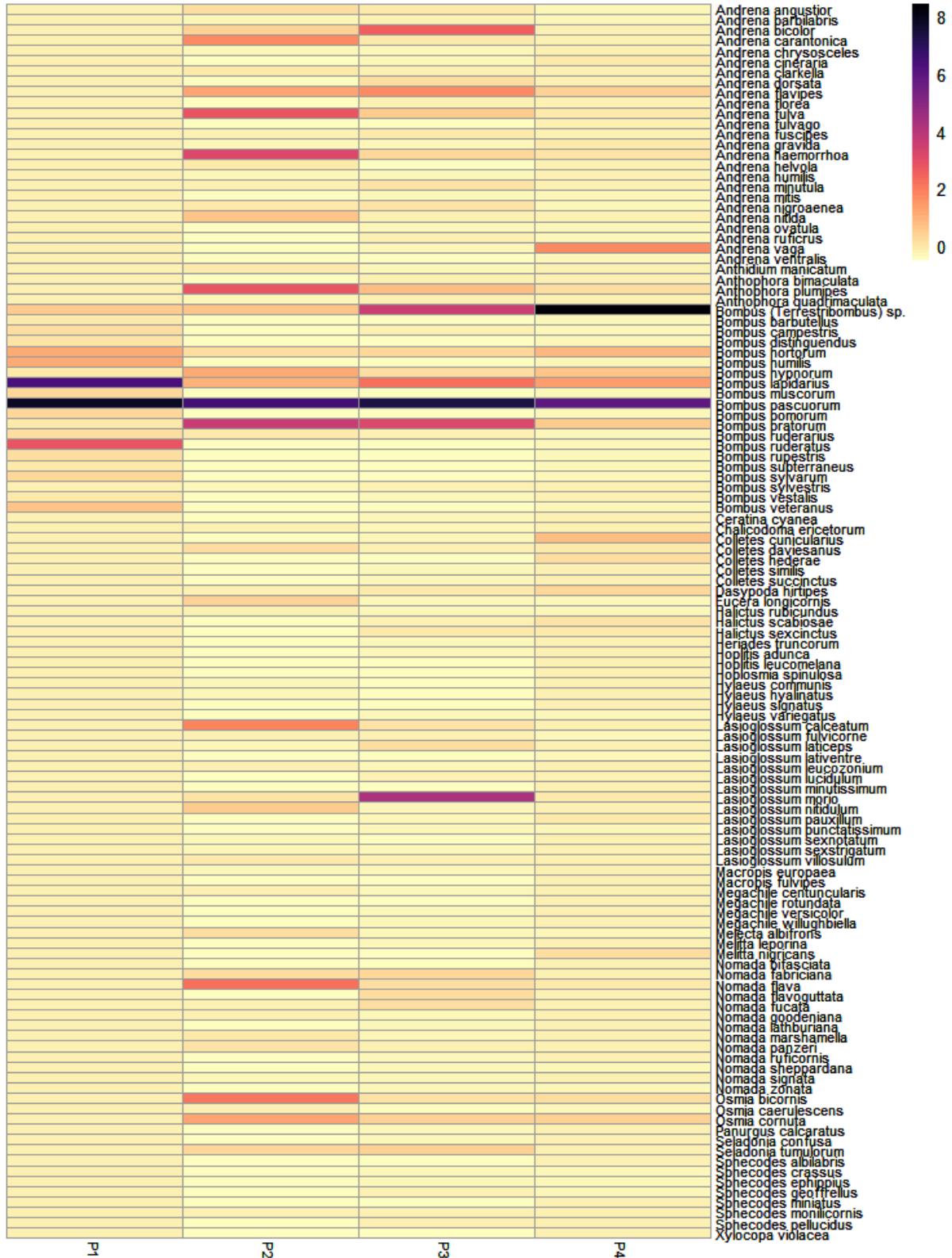


Figure 13 Heatmap, provenant du package pheatmap, représentant l'abondance des espèces durant chaque période. Le gradient de couleur représente la proportion d'individus capturés.

Une très forte abondance d'espèces de bourdons est visible, particulièrement concernant *Bombus pascuorum*. En P1, l'assemblage est nettement dominé par le genre *Bombus* avec *Bombus pascuorum*, *B. lapidarius* et *B. ruderatus*.

En P2, cette domination est plus partagée entre les genres. Une forte abondance relative de *Bombus pascuorum* et *B. pratorum* est observée mais également de certaines andrènes dont *Andrena haemorrhoa*, *A. fulva* et *A. carantonica*. Une certaine abondance d'*Anthophora plumipes* est également observable ainsi que *Lasioglossum calceatum*, *Nomada flava* et *Osmia bicornis*.

En P3, les espèces du genre *Bombus* reprennent la domination de l'assemblage avec *B. pascuorum*, *B. pratorum* et *B. lapidarius* mais également avec *Terrestribombus sp.*. Concernant les autres genres, *Andrena bicolor* se démarque ainsi que *Lasioglossum morio*.

Enfin, en P4, l'assemblage est nettement dominé par *Terrestribombus sp.* ainsi que par *B. pascuorum*. Une certaine abondance d'*Andrena vaga* est également observable.

Les graphiques suivants (Fig. 14-17) représentent l'abondance des différentes espèces d'une autre manière. Ces espèces sont classées sous la forme de graphiques en barres, classées par rang d'abondance. A ces graphiques, sont ajoutées des courbes de Pareto, permettant de visualiser la proportion d'individus cumulés à chaque rang d'espèce. Quatre graphiques sont ainsi proposés, un pour chacune des périodes considérées.

Les quatre périodes présentent la même allure appelée modèle géométrique où quelques espèces dominent les autres. Cependant, la composition des espèces dominantes est quelque peu différente. La majorité des espèces présentes en P1 en termes d'abondance sont des *Bombus*, notamment *Bombus pascuorum* et *Bombus lapidarius*. Toutes les autres espèces se retrouvent loin derrière ce genre. En P2, une homogénéisation des genres dominants est observable avec par exemple *Andrena haemorrhoa*, *Andrena fulva* ou *Anthophora plumipes* bien que l'espèce dominante soit toujours *Bombus pascuorum*. En P3, la même tendance se poursuit avec une domination de *Bombus pascuorum* mais suivi de *Lasioglossum morio* et *Terrestribombus sp.*. Enfin, en P4, l'assemblage est dominé ici par *Terrestribombus sp.* suivi de *Bombus pascuorum*. Les espèces suivantes sont bien moins abondantes que ces deux premières en commençant par *Andrena vaga* et *Bombus lapidarius*.

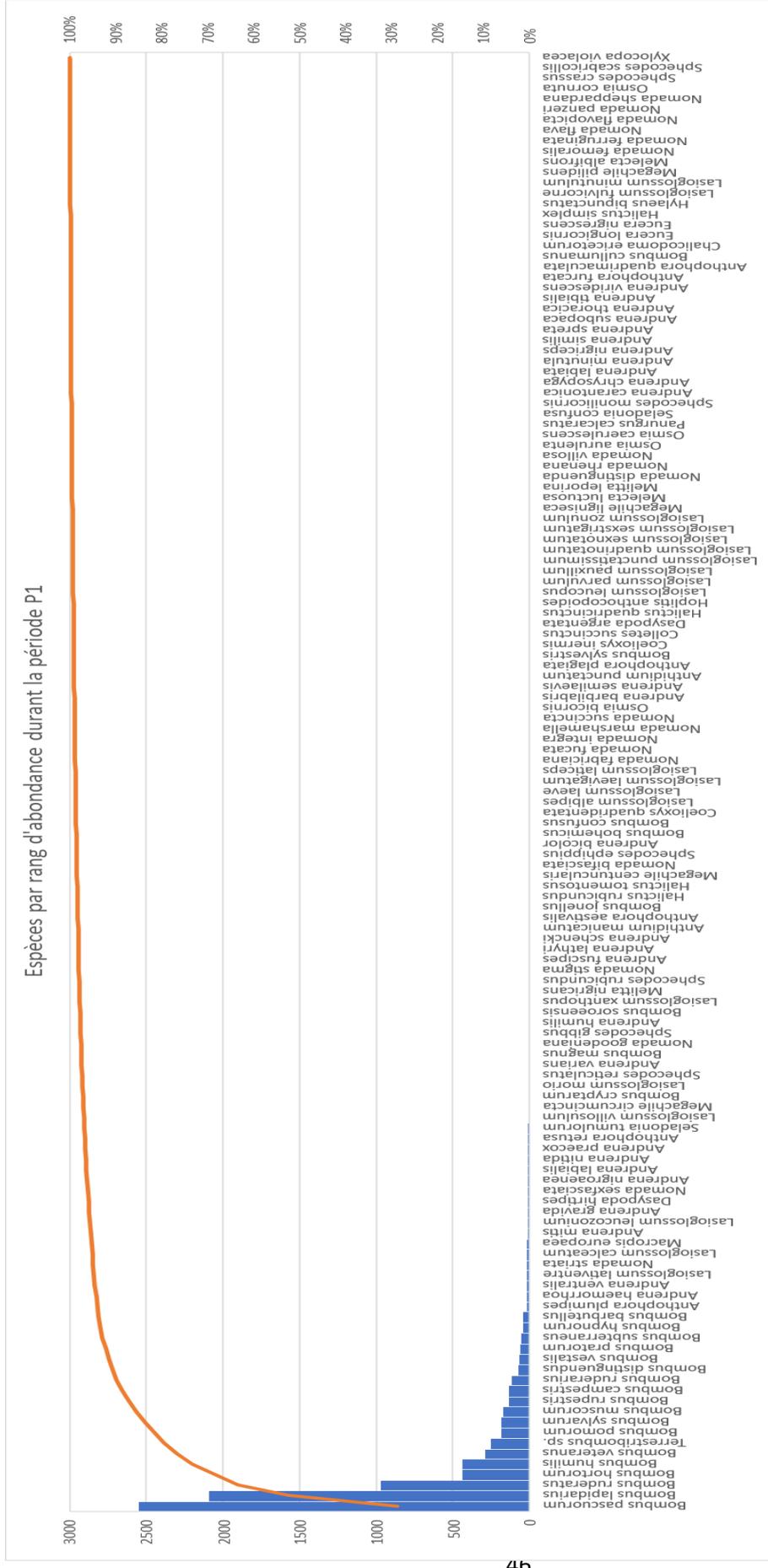


Figure 14 Classement des espèces selon leur rang d'abondance durant la période P1 et courbe de Pareto associée

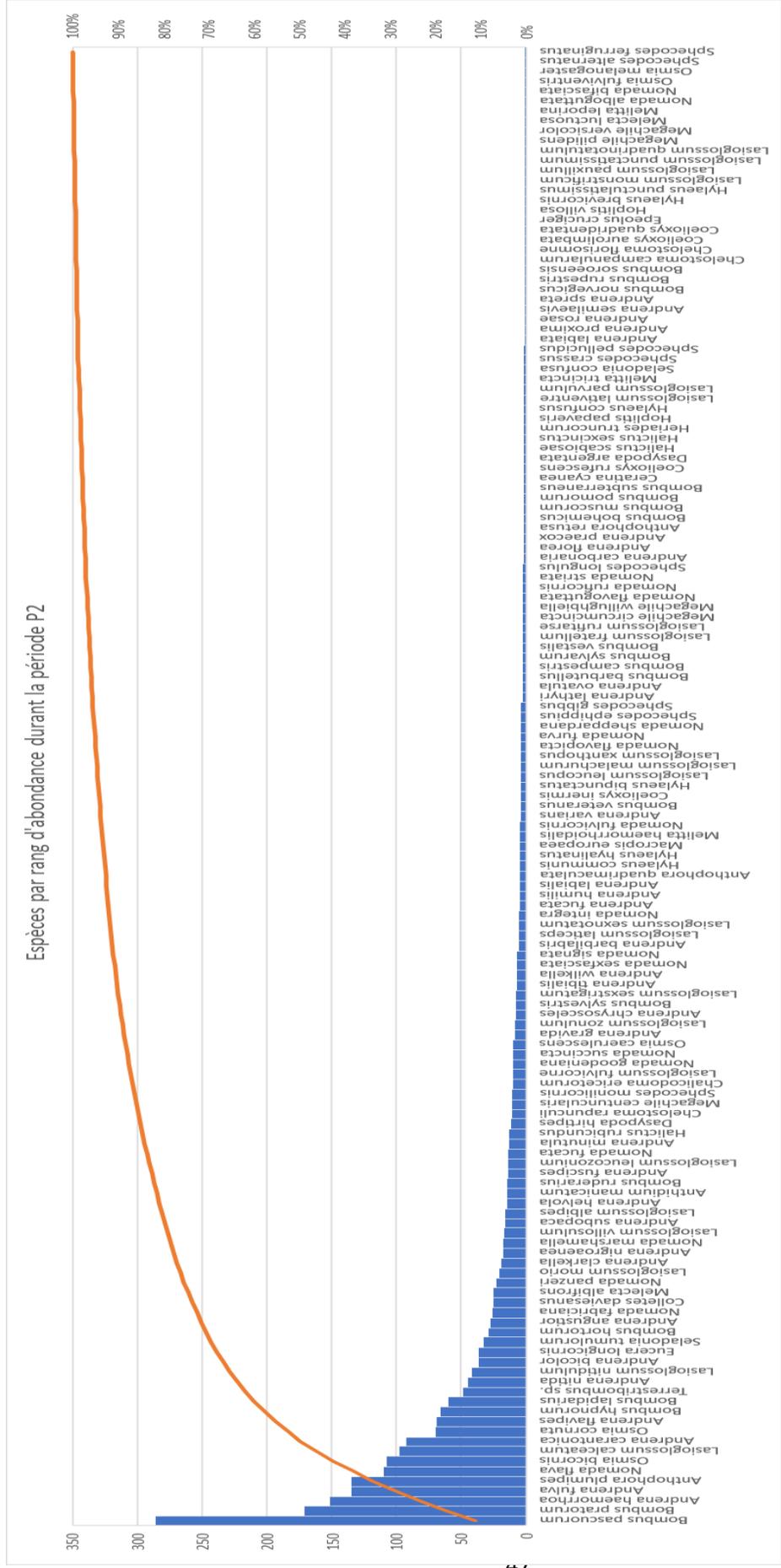


Figure 15 Classement des espèces selon leur rang d'abondance durant la période P2 et courbe de Pareto associée

Espèces par rang d'abondance durant la période P3

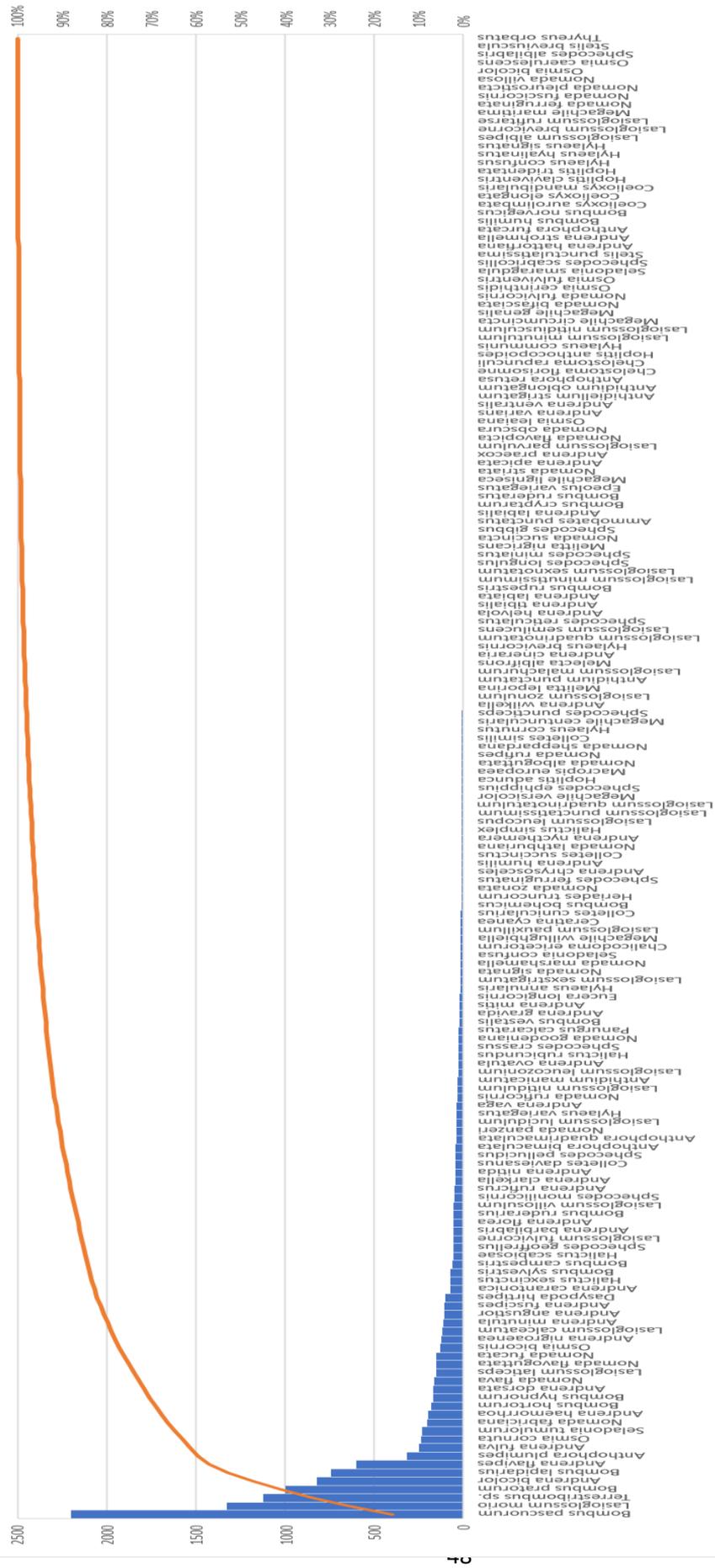


Figure 16 Classement des espèces selon leur rang d'abondance durant la période P3 et courbe de Pareto associée

Espèces par rang d'abondance durant la période P4

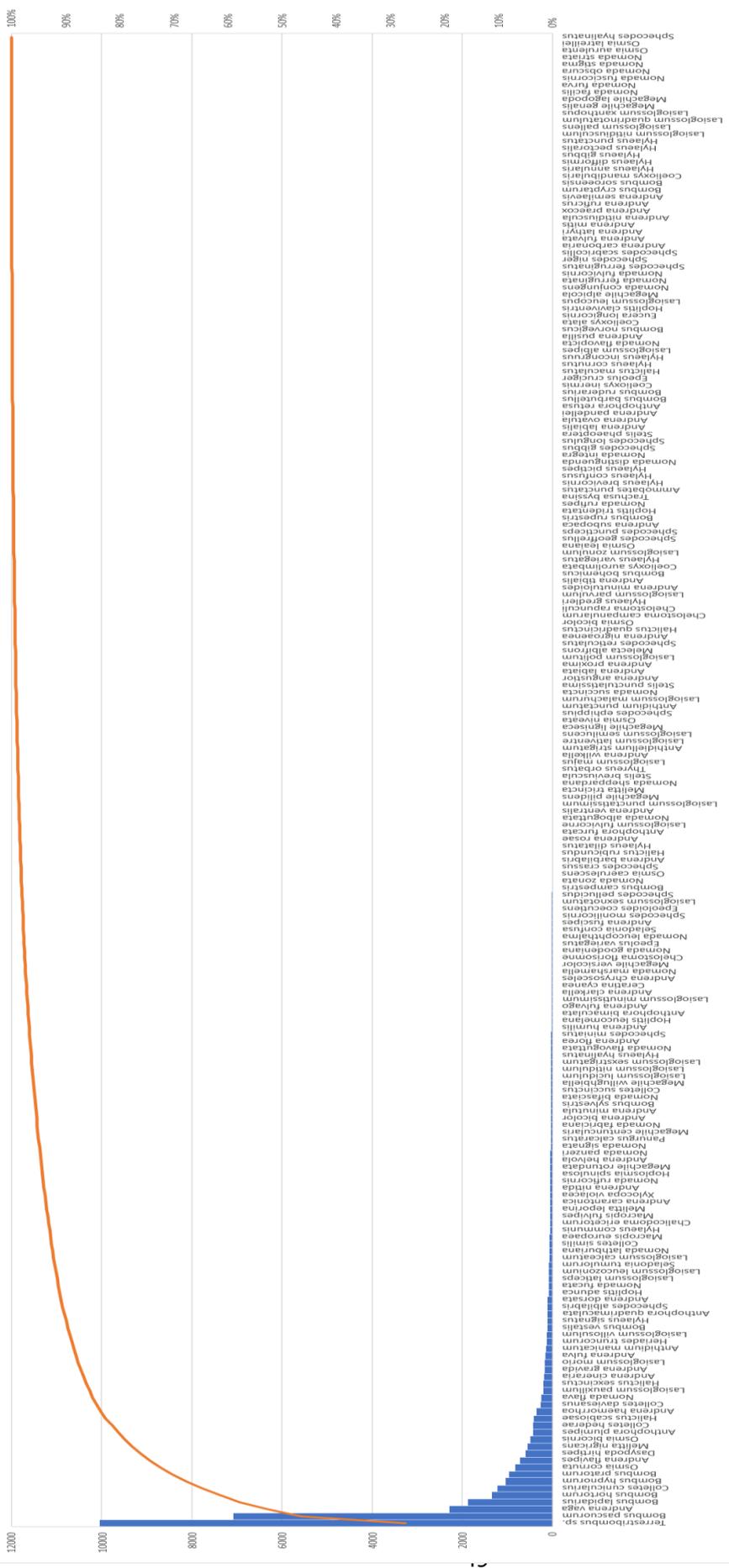


Figure 17 Classement des espèces selon leur rang d'abondance durant la période P4 et courbe de Pareto associée

Une autre façon de représenter ces rangs d'abondance consiste à regrouper par genre les différentes espèces constituant nos différents assemblages.

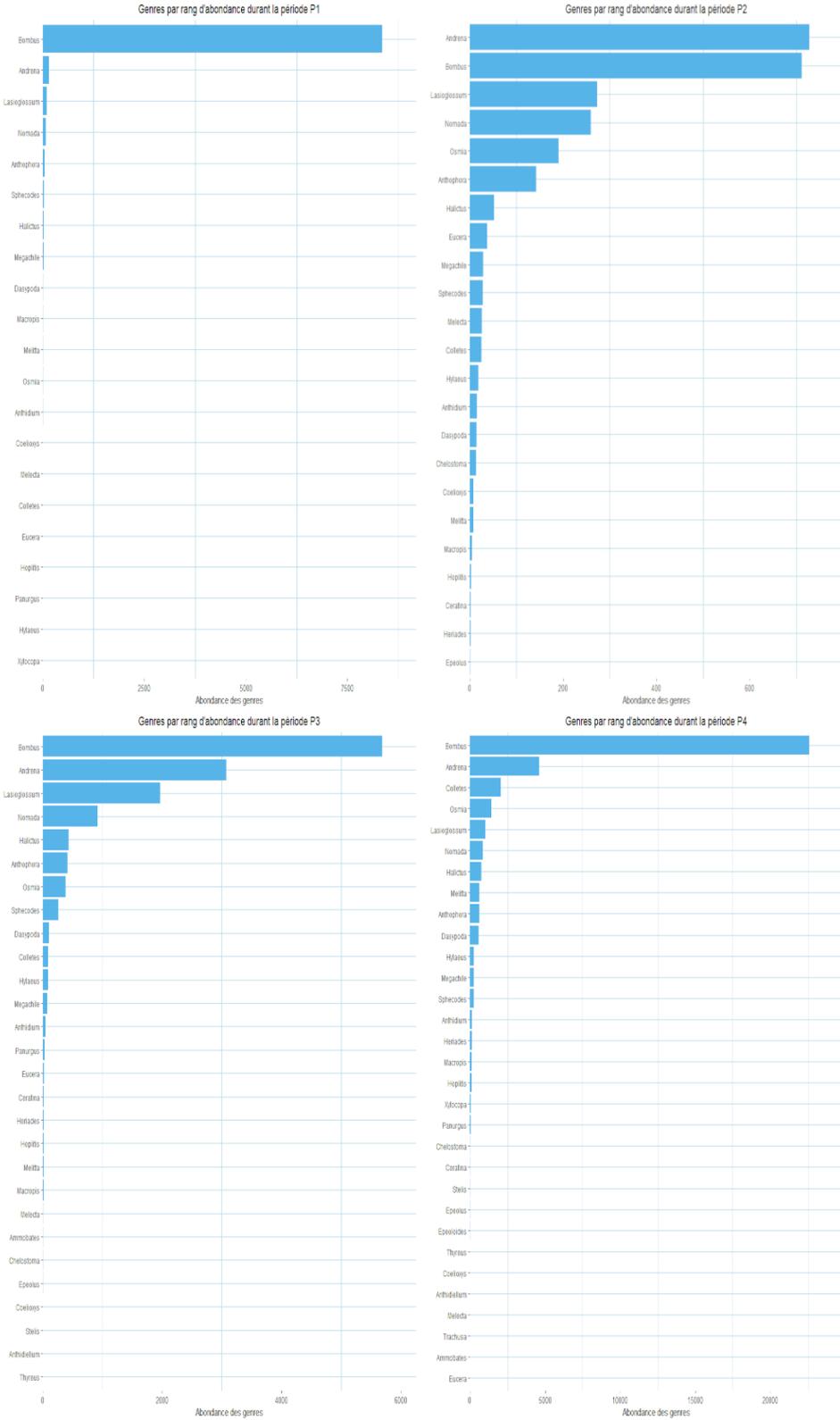


Figure 18 Classement des genres recensés durant les périodes P1, P2, P3 et P4 selon leurs abondances respectives

Durant les quatre périodes, le genre *Bombus* est nettement plus abondant, à l'exception de la période P2, dominée par le genre *Andrena*. Le genre *Bombus* est quasiment le seul genre présent en P1 alors que la répartition en P2 est plus diffuse entre les genres. La domination du genre *Bombus* est retrouvée en P3 et P4 bien que moins extrême qu'en P1.

4.2.3. Raréfaction et nombre de Hill

La raréfaction des nombres de Hill et les courbes de raréfaction vont permettre de comparer l'échantillonnage des quatre périodes en prenant en compte à la fois le nombre d'espèces et l'abondance de chacune d'entre elles. Le premier graphique représenté ci-dessous correspond aux courbes de raréfaction des quatre périodes. P1, P3 et P4 présentent des allures similaires bien que P1 présente un nombre d'espèces bien inférieur à P3 et P4. De même, P4 est prolongé bien plus loin que les trois autres périodes au vu du nombre plus important de spécimens collectés. P2 présente une allure différente, bien loin d'une asymptote horizontale, indiquant que l'échantillonnage n'est pas représentatif du nombre possible d'espèces présentes durant cette période.

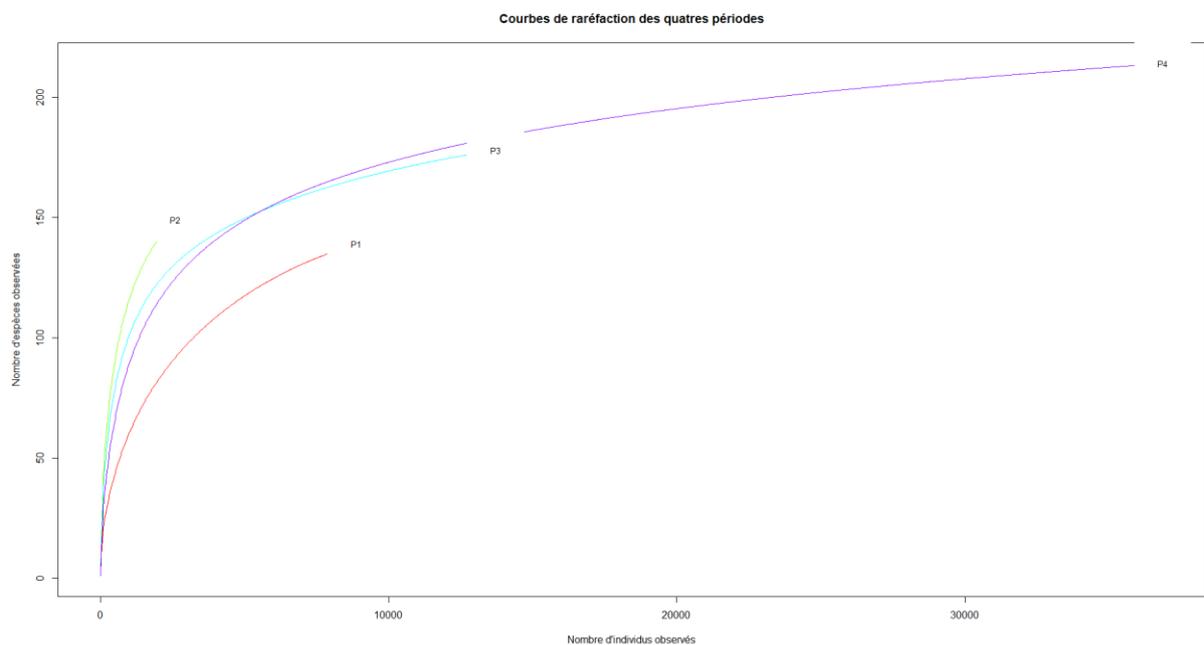


Figure 19 Courbes de raréfaction des quatre périodes interpolant le nombre d'espèces observées en fonction du nombre de spécimens collectés.

L'étape suivante consiste à calculer les nombres de Hill de chaque période ainsi que leur raréfaction.

Tab 5 Nombre de Hill correspondant à chaque période ainsi que les nombres de Hill raréfiés suivant les trois premiers ordres de la mesure d'entropie ($\alpha=0,1,2$).

Période	Ordre					
	H0	H1	H2	H0r	H1r	H2r
P1	92	12	6	102	12	6
P2	149	49	27	149	49	27
P3	131	34	17	130	34	17
P4	125	20	8	132	20	8

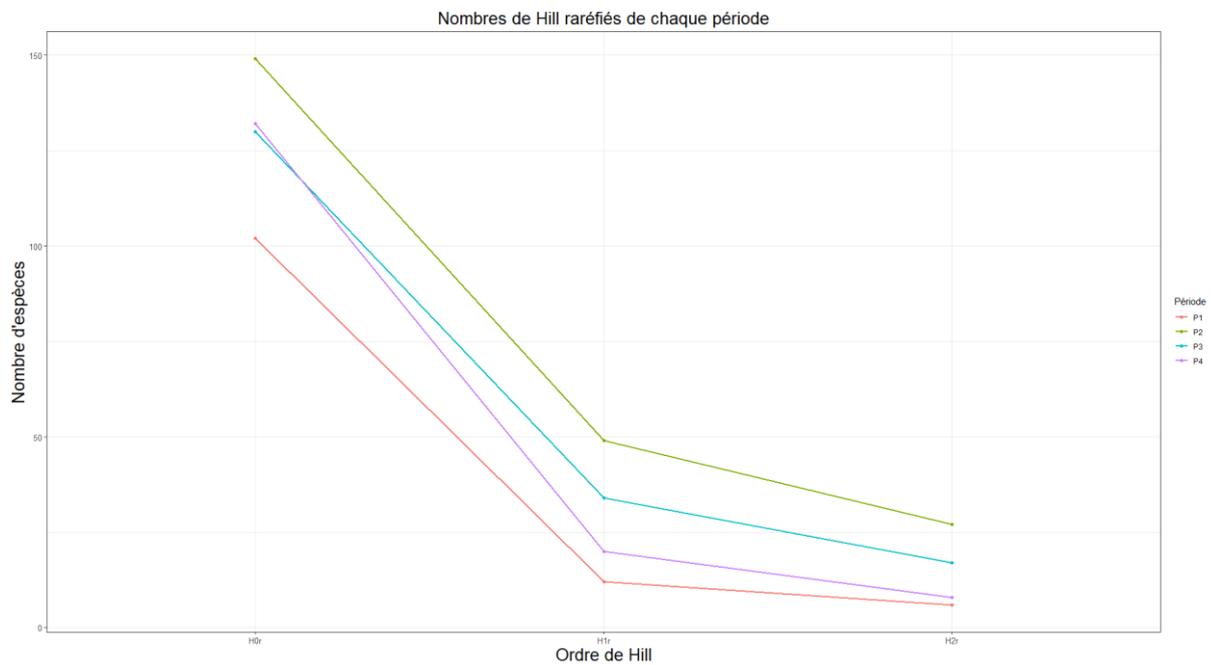


Figure 20 Nombres de Hill raréfiés pour chaque période.

À la suite de la mise en graphique de nos nombres de Hill raréfiés, une allure similaire pour les quatre périodes est constatable. La période P2 semble présenter le plus d'espèces que ce soit pour l'ordre 0, 1 ou 2. La période P1 semble être la moins diversifiée pour les trois ordres. Enfin, les périodes P3 et P4 présentent un ordre 0 similaire bien que la période P3 dénombre davantage d'espèces pour les ordres 1 et 2 que la période P4.

4.2.4. Analyse des traits fonctionnels

4.2.4.1. Nidification

Tab 6 Répartition du mode de nidification des espèces de chaque période (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge).

	Sous le sol		Au-dessus du sol		Variable	
P1	73%	11%	10%	18%	17%	71%
P2	71%	63%	14%	9%	15%	28%
P3	71%	51%	16%	4%	13%	45%
P4	69%	58%	19%	6%	12%	36%
Total	69%	50%	19%	8%	12%	42%

En ce qui concerne les espèces, leurs modes de nidification restent cohérents entre les différentes périodes avec davantage d'espèces nidifiant sous le sol (70%) et un nombre relativement similaire au-dessus du sol ou de manière variable (autour de 15%).

Pour ce qui est de l'abondance des individus, les tendances sont plus diverses. En P1, la majorité adopte un mode variable (71%) alors qu'en P2, la majorité nidifie sous le sol (63%). En P3, les proportions sont plus équilibrées entre le mode souterrain et variable. En revanche, en P4, la majorité nidifie sous le sol (58%). La nidification au-dessus du sol reste en tout temps minoritaire.

Le test de chi-carré a été effectué sur l'ensemble des espèces et l'ensemble des individus avec un seuil alpha de 5%. Celui-ci a montré une différence significative pour l'ensemble des individus entre chaque période (valeur de $p < 0.05$).

4.2.4.2. Choix floraux

Tab 7 Répartition des choix floraux des espèces de chaque période (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge)

	Oligolectique		Polylectique	
P1	16%	1%	84%	99%
P2	21%	7%	79%	93%
P3	23%	5%	77%	95%
P4	25%	15%	75%	85%
Total	25%	10%	75%	90%

Pour ce qui est des espèces, la même tendance est suivie bien que plus marquée en P1, c'est-à-dire une nette majorité d'espèces polylectiques (environ 80%). Pour l'ensemble des individus, le même constat est observable mais encore plus marqué surtout en P1 (environ 95%).

De même que pour le trait précédent, un test de chi-carré a été réalisé montrant une différence significative pour l'ensemble des individus entre chaque période (valeur de $p < 0.05$).

4.2.4.3. Socialité

Tab 8 Répartition de la socialité des espèces de chaque période (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge).

	Cleptoparasite		Eusocial primitif		Parasite social		Solitaire	
P1	22%	1%	23%	91%	4%	4%	51%	4%
P2	23%	12%	18%	37%	5%	1%	54%	50%
P3	26%	9%	14%	55%	3%	1%	57%	35%
P4	27%	3%	11%	64%	3%	1%	59%	32%
Total	25%	5%	14%	65%	3%	1%	58%	29%

En ce qui concerne l'ensemble des espèces, les proportions sont relativement similaires au fil des périodes avec une majorité d'espèces solitaires (51-59%) puis viennent les espèces cleptoparasites (22-27%), ensuite les espèces eusociales primitives (11-23%) et enfin les espèces parasites sociales (3-5%).

Pour ce qui est de l'ensemble des individus, les proportions sont plus diverses. En P1, La majorité des individus sont eusociales primitifs (91%). En P2, la moitié de individus sont solitaires (50%) puis seulement eusociales primitifs (37%), cleptoparasites (12%) et parasites sociaux (1%). En P3 et P4, la tendance est similaire avec une majorité d'individus eusociaux primitifs (55 et 64% respectivement) suivis par les individus solitaires (35 et 32% respectivement), puis cleptoparasites (9 et 3%) et enfin les parasites sociaux (1% dans les deux cas).

Un test de chi-carré a été réalisé montrant une différence significative pour l'ensemble des individus pour chaque période (valeur de $p < 0.05$).

4.2.4.4. Taille des abeilles

Tab 9 Répartition des tailles des abeilles en petites et grandes espèces (en noir) et en petits et grands individus (en rouge).

	Petite Taille		Grande Taille	
P1	36%	2%	64%	98%
P2	44%	26%	56%	74%
P3	47%	29%	53%	71%
P4	49%	8%	51%	92%
Total	50%	12%	50%	88%

Pour l'ensemble des espèces, la majorité sont de grande taille en P1 (64%) mais ces proportions s'équilibrent au fil des périodes, tendant vers 50%.

Pour l'ensemble des individus, cette différence est bien plus marquée avec, pour chaque période, une majorité d'individus de grande taille (71-98%).

Un test de chi-carré a été réalisé montrant une différence significative pour l'ensemble des individus pour chaque période (valeur de $p < 0.05$).

4.2.4.5. Indices de température et de continentalité

Tab 10 Moyenne des indices de température et de continentalité des espèces (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge) pour chaque période.

	STI		SCI	
P1	8,003	8,000	6,219	5,862
P2	7,951	7,728	6,307	6,034
P3	8,074	8,116	6,340	5,928
P4	8,134	8,073	6,365	6,103
Total	8,151	8,058	6,219	6,027

Concernant l'ensemble des espèces, le STI est très similaire au fil des périodes malgré une forte hétérogénéité au sein des espèces (4,9 à 14,4). Celui-ci est néanmoins au plus haut en P4 avec 8,134. Pour le SCI, ceux-ci sont également très similaires bien que le maximum soit atteint en P4. Pour l'ensemble des individus, les moyennes des STI et SCI sont également similaires.

Un test ANOVA a été réalisé pour l'ensemble des espèces pour le STI et le SCI mais ne révélant pas de différence significative entre les moyennes de chaque période (valeur de $p > 0.05$). Pour ce qui est de l'ensemble des individus, un graphique de normalité a été réalisé révélant une distribution normale des résultats pour les deux indices. Cependant, le test de Levene indique une différence significative dans les variances des deux indices (valeur de

p<0.05). Le test de Kruskal-Wallis a donc été utilisé dans les deux cas. Une différence non-significative en est ressortie pour le STI et pour le SCI (valeur de p>0.05).

4.2.5. Apparitions et disparitions d'espèces

Le nombre d'espèces n'ayant plus été observées dans la province du Hainaut est visible à l'aide du diagramme de Venn ci-dessous (Fig 21). De même pour les espèces ayant été observées pour la première fois dans la province durant la période la plus récente (P4). La dernière période d'observation d'une espèce est également renseignée.

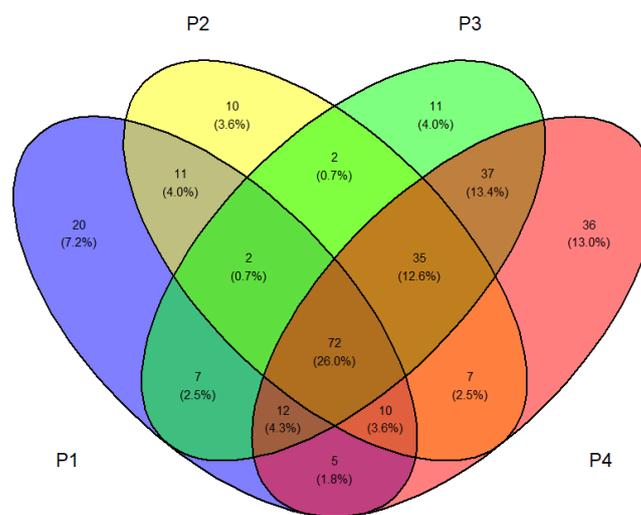


Figure 21 Diagramme de Venn concernant la richesse spécifique de chaque période.

36 espèces ont été observées pour la première fois dans le Hainaut durant la période P4. A l'inverse, 20 espèces n'ont plus été observées depuis la période P1, 21 depuis P2 et 22 espèces depuis P3. Au total, 63 espèces auraient donc disparu de la province du Hainaut. Le tableau listant les différentes espèces apparues ou disparues de la province du Hainaut est disponible dans l'annexe 8.3. A noter que 72 espèces persistent durant chaque période.

4.3. Changement dans les zones d'occupation

L'abondance de chaque espèce peut être évaluée au travers de zone d'occupation et ce pour chaque période. Ainsi, l'évolution au fil des périodes de la richesse spécifique de chaque carré peut être suivie comme c'est le cas dans les quatre cartes suivantes (Fig 22).

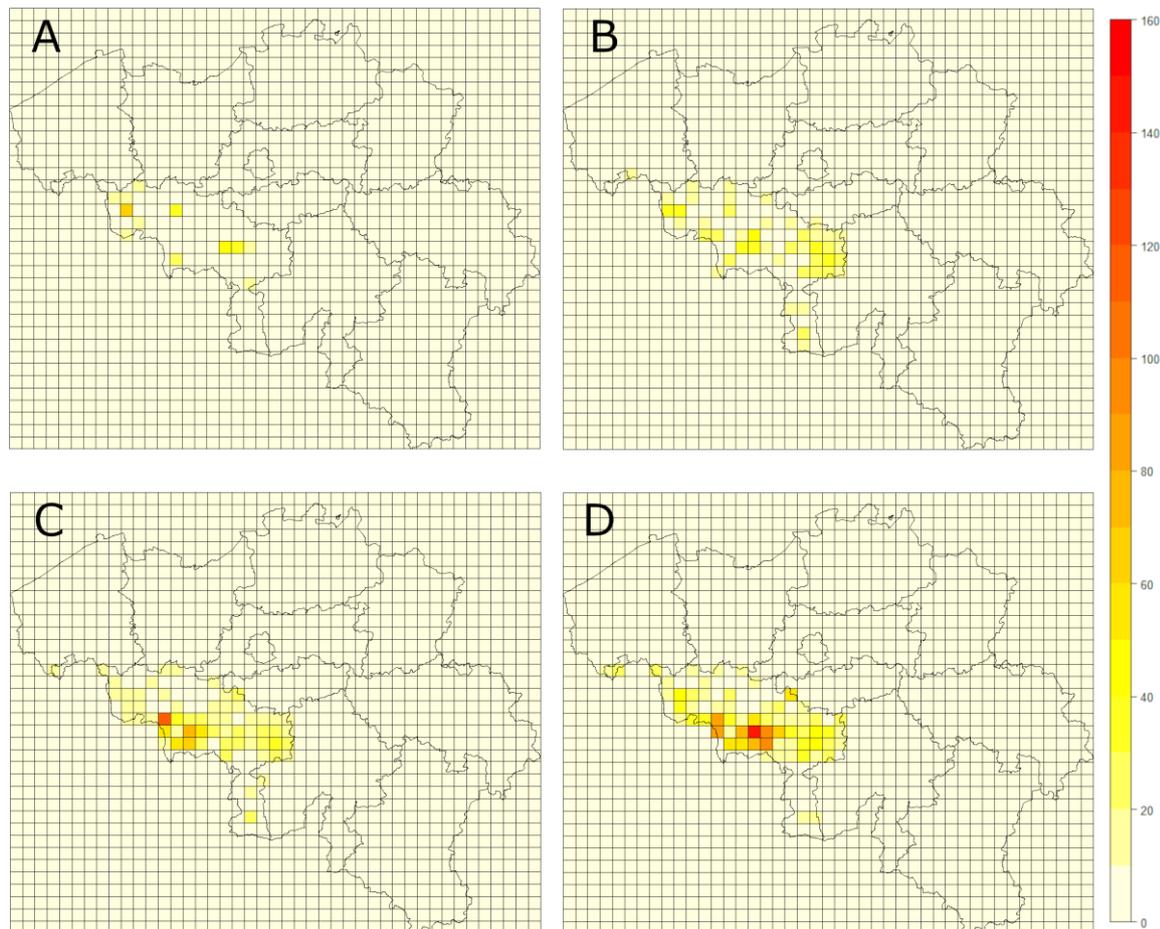


Figure 22 Richesse spécifique de chaque carré UTM pour la période P1 (A), P2 (B), P3 (C) et P4 (D).

La richesse spécifique en P1 et P2 est bien moindre que celle présente en P3 et P4. De même, peu de régions sont échantillonnées en P1 alors que cet échantillonnage se diversifie davantage en P2. Néanmoins, il faut attendre P3 afin d'obtenir un échantillonnage comparable à celui actuel (P4). La majorité de la diversité spécifique est retrouvée au centre du Hainaut, dans la région de Mons et dans la région de Bernissart. En revanche, peu de données existent pour le nord ainsi que la botte du Hainaut.

À la suite de cela, le top 30 des espèces des périodes P3 et P4 ont été sélectionnées afin d'évaluer la tendance de leurs distributions géographiques. Pour se faire, les carrés UTM durant ces deux périodes ont été dénombrés pour chaque espèce. Un test de chi-carré post-hoc a ensuite été réalisé afin d'attester de la significativité de ces tendances (Tab 11).

Tab 11 Récapitulatif des zones d'occupation (AOO pour area of occupancy) du top 30 des espèces durant les périodes P3 et P4, ainsi que leurs tendances de distribution. = signifie une tendance stable, - une tendance décroissante et + une tendance croissante. Le symbole * indique la significativité de la tendance à un seuil alpha de 5%.

Espèce	AOO_P3	AOO_P4	Tendance
<i>Andrena angustior</i>	4	4	=
<i>Andrena bicolor</i>	24	14	=
<i>Andrena carantonica</i>	30	31	=
<i>Andrena cineraria</i>	5	30	+ ***
<i>Andrena dorsata</i>	10	18	=
<i>Andrena flavipes</i>	42	45	=
<i>Andrena fulva</i>	62	37	- *
<i>Andrena fuscipes</i>	1	4	=
<i>Andrena gravida</i>	13	17	=
<i>Andrena haemorrhoa</i>	60	49	=
<i>Andrena minutula</i>	3	8	=
<i>Andrena nigroaenea</i>	10	5	=
<i>Andrena vaga</i>	3	29	+ ***
<i>Anthidium manicatum</i>	4	19	=
<i>Anthophora plumipes</i>	74	54	=
<i>Terrestribombus sp.</i>	73	80	=
<i>Bombus hortorum</i>	48	42	=
<i>Bombus hypnorum</i>	49	59	=
<i>Bombus lapidarius</i>	64	79	=
<i>Bombus pascuorum</i>	98	97	=
<i>Bombus pratorum</i>	82	71	=
<i>Bombus sylvestris</i>	26	13	=
<i>Bombus vestalis</i>	10	17	=
<i>Colletes cunicularius</i>	4	13	=
<i>Colletes daviesanus</i>	4	18	=
<i>Colletes hederæ</i>	0	22	+ ***
<i>Dasypoda hirtipes</i>	5	16	=
<i>Halictus scabiosæ</i>	5	24	+ *
<i>Halictus sexcinctus</i>	3	10	=
<i>Heriades truncorum</i>	5	21	=
<i>Hylæus signatus</i>	1	10	=
<i>Lasioglossum calceatum</i>	36	21	=
<i>Lasioglossum laticeps</i>	20	13	=
<i>Lasioglossum morio</i>	24	21	=
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	6	19	=
<i>Lasioglossum villosulum</i>	10	15	=

<i>Melitta nigricans</i>	2	12	=
<i>Nomada fabriciana</i>	12	22	=
<i>Nomada flava</i>	53	77	=
<i>Nomada flavoguttata</i>	10	17	=
<i>Nomada fucata</i>	7	14	=
<i>Osmia bicornis</i>	52	56	=
<i>Osmia cornuta</i>	64	63	=
<i>Seladonia tumulorum</i>	25	22	=

Quatre espèces présentent une tendance croissante significative. Ces espèces sont *Andrena cineraria*, *Andrena vaga*, *Colletes hederæ* et *Halictus scabiosæ*. En revanche, une espèce montre une tendance décroissante significative, il s'agit de *Andrena fulva*.

5. Discussion

5.1. Caractéristiques des abeilles sauvages du Hainaut

Actuellement, la majorité des abeilles nidifient sous le sol que ce soit en termes d'espèces (69%) ou d'abondance générale (58%). Pour ce qui est des espèces, la deuxième place est occupée par les espèces nidifiant au-dessus du sol (19%) puis seulement les espèces à nidification variable (12%). En termes d'abondance, davantage d'individus nidifient de manière variable (36%) plutôt qu'au-dessus du sol (6%). Au niveau de la Belgique, la tendance est cohérente avec 66% des espèces d'abeilles non-parasites nidifiant sous le sol (Drossart *et al.*, 2019). Au niveau mondial, la tendance est également similaire avec 64% des espèces non parasites nidifiant sous le sol (Cane & Neff, 2011).

Pour ce qui est des choix floraux, la grande majorité des abeilles sont polylectiques (75% des espèces et 85 % des individus). Ceci s'explique d'une part par la forte représentation en *Terrestribombus sp.* et *Bombus pascuorum*, occupant près de la moitié de l'effectif total à eux seuls, mais également par une dépendance à une ressource florale précise pour les espèces oligolectiques, ressource bien souvent limitée dans sa disponibilité (Ritchie *et al.*, 2016). En Belgique, 30% des espèces non parasites sont oligolectiques suivant ainsi la même tendance qu'au niveau du Hainaut (Drossart *et al.*, 2019). De nombreuses études ont été réalisées montrant que cette proportion d'espèces oligolectiques pouvait varier entre 0 et 60% selon le milieu étudié, le maximum étant atteint dans un désert chaud nord-américain (Danforth *et al.*, 2019 ; Moldenke, 1979). La province du Hainaut et la Belgique présentant des milieux relativement diversifiés mais sans climat ni environnement extrêmes, il n'est pas étonnant de se situer au centre de cette estimation.

En ce qui concerne la socialité, la majorité des espèces sont solitaires (59%) puis cleptoparasites (27%), eusociales primitifs (11%) et enfin parasites sociales (3%). Cette tendance n'est pas la même lorsque les nombres d'individus appartenant à chaque catégorie sont comparés. Dans ce cas, la majorité des individus sont eusociaux primitifs (64%) puis seulement solitaires (32%). Les espèces cleptoparasites et parasites sociales ne représentent qu'une faible proportion des individus (3% et 1% respectivement). Ces tendances s'expliquent par l'abondance importante de chaque espèce eusociale primitive formant des colonies, *a*

contrario des espèces solitaires, par définition moins abondantes bien que plus diversifiées. Les espèces parasites sont peu abondantes de manière générale cependant une certaine diversité d'espèces cleptoparasites existe. Lorsque l'entièreté du territoire belge est considérée, la même tendance se retrouve dans les proportions d'espèces. La majorité des espèces sont solitaires (61%), puis parasites (26%) et enfin eusociales primitives (11.5%) (Drossart *et al.*, 2019 ; Falk, 2015 ; Vereecken, 2017). Les proportions restent similaires au niveau mondial bien qu'une plus forte représentation en espèces solitaires existe avec 77.4% des espèces, alors que 13.2% des espèces sont parasites et 9.4% sont sociales (Danforth *et al.*, 2019).

On recense dans le Hainaut autant d'espèces de petite taille que de grande taille (49 et 51% respectivement), les abeilles étant séparées dans l'une ou l'autre catégorie en fonction du seuil de 2.1 mm de distance inter-tégulaire. A l'échelle de la Belgique, les mêmes proportions sont retrouvées avec 47% de petites espèces et 53% de grandes espèces (Duchenne *et al.*, 2020a). Néanmoins, en termes d'abondance, la grande majorité des abeilles sont considérées de grande taille (92%). Ici encore, la prédominance de *Terrestribombus sp.* et de *Bombus pascuorum* en abondance explique en partie ce phénomène. La majorité des abeilles étant eusociales primitives et celles-ci principalement de grande taille (60% des espèces eusociales primitives), ceci expliquerait également la proportion conséquente en individus de grande taille au sein de l'effectif.

Enfin, le dernier point concerne les indices de température et de continentalité spécifiques. Le STI moyen des espèces est de 8.134, celui-ci variant de 4.9 à 14.4. Si l'ensemble des individus est considéré, le STI moyen n'est pas bien différent avec une valeur de 8.073. Le SCI moyen, quant à lui, est de 6.365 pour les espèces alors qu'il est de 6.103 si tous les individus sont considérés. En Belgique, le STI moyen des espèces est de 8.05, variant de 3.9 à 14.4. Pour ce qui est du SCI, la moyenne est de 6.3 (Duchenne *et al.*, 2020a). Ces valeurs sont donc fortement similaires à ce qui est retrouvé en Belgique.

5.2. Variation des communautés d'abeilles du Hainaut

5.2.1. Diversité durant la période P1, 1866-1929

Durant cette période, 139 espèces ont été observées dans la province du Hainaut grâce à la capture de 8870 spécimens. Parmi ces 139 espèces, 20 n'ont plus jamais été observées depuis cette période. En termes d'abondance, presque l'entièreté des spécimens proviennent du genre *Bombus*. Ceci s'explique par l'intérêt presque exclusif à ce genre durant cette période (Ball, 1914 ; Cavro, 1950 ; Rasmont, 1988). En revanche, l'intensité d'échantillonnage est marquée entre 1915 et 1923. Due à cela, la caractérisation des autres genres que celui des bourdons est compromise. Une complétude basse montre le même phénomène (58 à 90% de la richesse spécifique extrapolée) ainsi qu'un nombre de singletons et de doubletons respectivement égal à 33 et 29 espèces soit 24 et 21 % de l'inventaire.

Il est néanmoins possible de décrire les communautés de bourdons de l'époque. 26 espèces de bourdons sont recensées durant cette période. Au niveau de la Belgique, ce sont 31 espèces qui sont recensées (Rasmont & Mersch, 1988). Les deux espèces présentant les plus grandes abondances sont les mêmes au niveau belge et dans le Hainaut, il s'agit de *Bombus pascuorum* et *Bombus lapidarius*. En revanche, la troisième espèce la plus abondante dans le Hainaut, *Bombus ruderatus*, ne représente que 3,17% des espèces capturées de Belgique (Rasmont & Mersch, 1988). De même, *Bombus humilis* classé 5^e dans le Hainaut, ne représente que 1,09% des espèces belges (Rasmont & Mersch, 1988). Des 20 espèces disparues dans le Hainaut, 5 sont des bourdons. Ce sont *Bombus confusus*, *Bombus cullumanus*, *Bombus distinguendus*, *Bombus jonellus* et *Bombus magnus*. Ce phénomène a été confirmé au niveau belge sauf pour *Bombus jonellus* et *Bombus magnus* qui semblent avoir diminué en abondance mais sont toujours présents en un certain nombre actuellement dans le nord-est du pays, principalement dans les landes en Campine et en Ardenne (Folschweiller *et al.*, 2020 ; Rasmont & Mersch, 1988 ; Rollin *et al.*, 2020 ; Vray *et al.*, 2019).

5.2.2. Diversité durant la période P2, 1930-1979

2588 spécimens sont récoltés durant cette période permettant de dénombrer 149 espèces. Cela représente 41% des anthophiles observées au niveau de la Belgique à cette époque (Rasmont & Mersch, 1988). Il s'agit d'un faible échantillonnage mais décrivant 10

espèces de plus que durant la période P1. En revanche, 21 espèces ne seront plus observées après cette période. Un intérêt plus diversifié est visible durant cette période. Cela se reflète par une abondance relative plus importante de certains genres par rapport aux bourdons, autant d'andrènes sont collectées que ces derniers.

L'espèce la plus abondante reste *Bombus pascuorum* suivie par *Bombus pratorum*, néanmoins, la troisième place est occupée par *Andrena haemorrhoa*, suivie par *Andrena fulva* et *Anthophora plumipes*. Durant cette période, *Bombus pascuorum* présente une tendance stable au niveau belge (Rasmont & Mersch, 1988) bien que celle-ci devienne croissante lorsque des données plus tardives sont considérées (Rasmont *et al.*, 1993). Cette espèce est la plus abondante de cette période en Belgique (Rasmont & Mersch, 1988). Pour ce qui est de *Bombus pratorum*, cette espèce devient la deuxième espèce la plus abondante de Belgique après 1950 (Rasmont & Mersch, 1988 ; Rasmont *et al.*, 1993 ; Rollin *et al.*, 2020). En ce qui concerne *Andrena haemorrhoa*, une expansion a été démontrée en Belgique (Rasmont *et al.*, 1993), expliquant cette présence dans le top d'abondance. Cette situation est similaire pour *Andrena fulva* et *Anthophora plumipes* (Rasmont *et al.*, 1993).

5.2.3. Diversité durant la période P3, 1980-1999

Durant cette période, 178 espèces ont été identifiées au travers de 13712 spécimens. Au-delà de cette période, 22 espèces ne seront plus retrouvées dans la province du Hainaut. Ceci représente un effort d'échantillonnage bien supérieur à celui effectué en P2 et s'intéressant à davantage d'anthophiles qu'en P1. Les espèces les plus abondantes de cette période sont dans l'ordre décroissant : *Bombus pascuorum*, *Lasioglossum morio*, *Terrestribombus sp.*, *Bombus pratorum* et *Andrena bicolor*.

Bombus pascuorum conserve donc cette première place en abondance en adéquation avec les tendances positives démontrées (Rasmont *et al.*, 1993 ; Rollin *et al.*, 2020). *Lasioglossum morio* apparaît en seconde place alors que sa tendance était considérée comme stable jusque-là (Rasmont *et al.*, 1993). Il est possible que celle-ci affectionne les sites urbains puisqu'il peut parfois s'agir de l'espèce la plus abondante dans certaines villes telles que Paris (Geslin *et al.*, 2016a ; Ropars *et al.*, 2017, 2018) ou tout du moins fortement abondante (Fiordaliso, 2020 ; Pauly, 2019a). Néanmoins, cette espèce ne se retrouve pas dans le top d'abondance en P4, sa tendance entre ces deux périodes est pourtant considérée comme

stable (voir TAB11). La troisième espèce est *Terretribombus sp.*. S'imposant en termes d'abondance à partir de cette période, cette espèce connaît une forte expansion (Rollin *et al.*, 2020). Vient ensuite *Bombus pratorum*. Bien que celui-ci affectionne les milieux forestiers, sa capacité à subsister en milieux urbains, son caractère généraliste et une forte capacité de dispersion pourrait expliquer cette forte abondance (Rasmont *et al.*, 2015). Enfin, *Andrena bicolor* a connu une expansion durant cette période en Belgique (Gusenleitner & Schwarz, 2002 ; Rasmont *et al.*, 1993), expliquant sa place dans le top 5 du Hainaut.

5.1.4. Diversité durant la période P4, 2000-2020

214 espèces ont été observées durant cette période à la suite de la collecte de 36874 spécimens. Il s'agit d'un effort d'échantillonnage incomparable avec ce qui était réalisé auparavant dans le Hainaut. De ces 214 espèces, 36 n'avaient jamais été observées avant 2000 dans cette province. 53% des espèces de Belgique se retrouvent donc au sein de la province du Hainaut (Drossart *et al.*, 2019).

Trois espèces occupent la moitié de l'abondance totale. Il s'agit, dans l'ordre décroissant, de *Terretribombus sp.*, *Bombus pascuorum* et *Andrena vaga*. Les deux espèces suivantes sont *Bombus lapidarius* et *Bombus hortorum*. Les deux premières espèces continuent donc de dominer l'assemblage, leur succès étant dû à un opportunisme alimentaire ainsi qu'à une forte capacité de dispersion (Folschweiller *et al.*, 2020). Une tendance stable avait été observée en 1993 pour *Andrena vaga* (Rasmont *et al.*, 1993), or, comme décrit plus bas, celle-ci suit actuellement une tendance croissante dans la province du Hainaut. En ce qui concerne *Bombus lapidarius* et *Bombus hortorum*, ces deux espèces présentaient auparavant une tendance stable (Rasmont *et al.*, 1993). Actuellement, *Bombus lapidarius* est en expansion et fait partie des espèces les plus communes de Belgique (Rollin *et al.*, 2020). Cette dernière profiterait de son écologie généraliste et de sa capacité à s'acclimater à de nombreux habitats différents (Rasmont *et al.*, 2015). De plus, cette espèce serait capable d'élargir son régime alimentaire afin de profiter de davantage de plantes dont l'aire de distribution augmente (Roger *et al.*, 2017). De même, *B. hortorum* est une espèce généraliste, bien qu'avec une certaine préférence pour les longues corolles, et présente une capacité de dispersion importante pouvant expliquer cette abondance (Rasmont *et al.*, 2015). A l'opposé de ces espèces abondantes, une espèce pourtant éteinte au niveau belge a été

observée en 2020 dans la province du Hainaut. Il s'agit de *Lasioglossum politum* (Drossart *et al.*, 2019). Celle-ci possède néanmoins le statut LC au niveau européen (Drossart *et al.*, 2019).

5.2.5. Diversité de l'ensemble de l'échantillon

En considérant l'entièreté de l'échantillon, 273 espèces ont été recensées dans la province du Hainaut. Cela correspond à 68% des espèces de Belgique (Drossart *et al.*, 2019). A titre de comparaison, 366 espèces sont recensées en Wallonie, 341 en Flandres et 246 dans la région de Bruxelles-Capitale (Drossart *et al.*, 2019). Bien que la superficie de cette dernière soit nettement moindre que celle de la province du Hainaut, la diversité des habitats, des espaces verts et de la flore de cette région pourrait permettre à une large gamme d'espèces de subsister (Fortel, 2014 ; Pauly, 2019a). En effet, Bruxelles est la deuxième capitale la plus verte dans le Monde présentant de nombreux parcs, friches, jardins et potagers (Bruxelles Environnement, 2015 ; Pauly, 2019a). A noter qu'une grosse part des espèces est observée au sein du Jardin Botanique de Jean Massart à Bruxelles (Pauly, 2019b). Un inventaire du département de l'Aveyron en France a, quant à lui, permis le recensement de 199 espèces sur une superficie de 8735 km² (Baliteau *et al.*, 2013). Un autre département a été recensé, celui du Lot, mettant en évidence 398 espèces pour une superficie de 5217 km² (Philippe, 2020). Au total, 970 espèces d'abeilles sont recensées sur le territoire français (FlorAbeilles, 2016). Ces chiffres sont cohérents avec le fait que le nombre d'espèces augmente généralement avec la diversité d'habitats présents dans la région étudiée ainsi que sa surface (Hendrickx *et al.*, 2007), mais également du travail d'échantillonnage et d'identification fourni.

5.3. Comparaison de la diversité et de la structure des communautés au fil des périodes

La période présentant la plus basse diversité serait la période P2 suivie par la période P1, P3 et P4, d'après les différents estimateurs de la complétude d'échantillonnage. En revanche, la raréfaction des nombres de Hill indique que la période P2 serait la plus diversifiée suivie par la période P3, P4 et enfin P1. Néanmoins, les différents biais existants lors de ce genre de comparaison sont essentiels à prendre en compte. En effet, durant les différentes périodes, les méthodes, l'intensité voire les objectifs d'échantillonnage n'étaient pas les mêmes. Durant la période P1, les efforts d'échantillonnage étaient particulièrement concentrés sur le genre *Bombus* (Ball, 1914 ; Cavro, 1950 ; Rasmont, 1988). En revanche, la période P2 est caractérisée par une faible intensité d'échantillonnage, rendant une analyse comparative difficile. C'est pourquoi les différentes comparaisons se concentreront sur la transition de la période P3 à P4.

5.3.1. Traits fonctionnels

Ces deux périodes peuvent être comparées par rapport aux traits fonctionnels des espèces respectives à chaque période. Bien que les différents tests statistiques n'aient pas montré de différence significative concernant la diversité spécifique, une tendance est constatable concernant la taille des abeilles. En effet, les espèces d'abeilles occupant la province du Hainaut actuellement (2000-2020) semblent être plus petites que celles présentes durant les périodes précédentes. De plus, chaque période contient des espèces de plus en plus petites (Tab. 9). Cela est cohérent avec certaines études observant le même phénomène (Gerard *et al.*, 2018 ; Larsen *et al.*, 2005 ; Rader *et al.*, 2014 ; Scheper *et al.*, 2014). Une première hypothèse serait que de grosses espèces nécessitent davantage de ressources, celles-ci pouvant être faiblement disponibles dans la région concernée ou bien de manière irrégulière durant l'année (Larsen *et al.*, 2005 ; Rader *et al.*, 2014 ; Scheper *et al.*, 2014). Une seconde hypothèse concerne la règle de Bergmann. Cette règle stipule que les espèces vivant dans des climats plus froids tendraient à avoir un poids et une taille supérieurs aux espèces de climats plus chauds (Bergmann, 1847), or il apparaîtrait que cette règle soit applicable aux abeilles (Gerard *et al.*, 2018). Dans un contexte de réchauffement climatique, il est probable que les espèces d'abeilles soient progressivement remplacées par des espèces plus petites. En

revanche, une autre étude montre des résultats contraires à cette tendance mais celle-ci considère l'abondance des individus (Duchenne *et al.*, 2020a). Les espèces de grosse taille profiteraient d'une plus grande résistance aux pesticides (Rafael Valdovinos-Núñez *et al.*, 2009 ; Uhl *et al.*, 2016) et posséderaient une meilleure capacité de dispersion (Greenleaf *et al.*, 2007).

5.3.2. Aires de distribution

L'analyse des variations dans les zones d'occupation spécifiques a montré certaines tendances pour quelques espèces. L'une d'entre elles voit son nombre de carrés UTM 10x10km diminuer de 62 à 37 soit près de la moitié (Tab. 11), il s'agit de *Andrena fulva*. Cette abeille est polylectique et nidifie sous le sol. Elle est solitaire et univoltine, c'est-à-dire présentant une génération annuelle, durant le printemps et l'été (Paxton, 1991). Son STI est relativement élevé avec une valeur de 8.68. *Andrena fulva* est considérée de grande taille avec un ITD de 2.78. Il s'agit d'une espèce commune de nos régions depuis longtemps (Chansigaud, 1972). Elle est également commune au Danemark et dans le sud de la Scandinavie (GBIF, 2021), or cette espèce a été retrouvée pour la première fois au Danemark en 1983 (Lomholdt, 1984), indiquant une expansion vers le nord. Une étude polonaise a, quant à elle, montré une expansion vers l'est de cette espèce (Banaszak, 2010). Cependant, aucune étude ne montre une diminution dans l'abondance ou dans l'aire de distribution de *Andrena fulva*. Au contraire, une étude de 1993 a montré une augmentation de l'aire de distribution de cette abeille en Belgique (Rasmont *et al.*, 1993). Cette diminution pourrait être expliquée par l'étendue du régime alimentaire de cette espèce. Bien que polylectique, elle est fortement associée à des Rosaceae ligneux fleurissant durant le printemps tels que *Prunus*, *Malus* ou *Crataegus* (Chambers, 1968). Dû à une intensification de l'agriculture, ces essences ont vu leur distribution diminuer au profit de champs plus ouverts (Robinson & Sutherland, 2002). Cela pourrait donc négativement impacter *Andrena fulva* (Wood & Roberts, 2017).

A contrario, quatre autres espèces voient leurs aires de distribution augmenter. La première est *Andrena cineraria* dont le nombre de carrés UTM augmente de 5 à 30 (Tab. 11). Cette espèce est solitaire, polylectique et nidifie sous le sol. Son STI est dans la moyenne belge avec une valeur de 7.9 et il s'agit d'une espèce de grande taille dont l'ITD est de 2.76. En 1993,

en Belgique, son aire de distribution avait été catégorisée comme stable (Rasmont *et al.*, 1993). Ceci semble avoir changé tout du moins dans la province du Hainaut. Une première explication à cette expansion est avancée par deux études françaises corrélant le nombre et la superficie des champs de colza (*Brassica napus*), plante dont la famille Brassicaceae est fortement préférée par cette espèce (Wood & Roberts, 2017), à l'abondance et la taille de cette dernière (Le Féon *et al.*, 2013 ; Van Reeth *et al.*, 2018). Or, ces champs de colza ont vu une expansion depuis les années 50, par exemple en France, passant de 100 000 ha en 1960 à 1 500 000 ha en 2006 (Carré & Pouzet, 2014 ; Pinochet & Renard, 2012). En Belgique, la superficie des champs de colza suit la même tendance, augmentant de 327 ha en 1980 à 5303 ha en 1990 (Van Hecke, 1992). Une étude italienne a, quant à elle, recensé pour la première fois en Sardaigne *Andrena cineraria* en 2019 (Nobile *et al.*, 2021).

La deuxième espèce est *Andrena vaga* dont le nombre de carrés UTM passe de 3 à 29 (Tab. 11). Il s'agit ici d'une espèce solitaire, bien qu'elle présente des bourgades fortement peuplées (Bellman *et al.*, 2019), oligolectique sur *Salix sp.* (Bischoff *et al.*, 2003b) et nidifiant sous le sol, plus particulièrement dans les sols sablonneux voire argilo-sablonneux. Son STI est bas avec une valeur de 6.7. Il s'agit d'une espèce de grande taille au vu de son ITD de 2.76. L'étude de Rasmont *et al.* (1993) n'avait pas montré de variation dans son aire de distribution en Belgique, or celle-ci s'observe à présent au niveau du Hainaut. La raison de son succès ces dernières décennies pourrait être due à sa capacité à rapidement coloniser de nouveaux habitats sablonneux (Westrich, 1990) lorsque les modifications environnementales sont trop importantes menant à une émigration importante des femelles depuis leur sites de nidification originels (Bischoff, 2003a). Là où la fragmentation de l'habitat est dommageable pour de nombreuses espèces, *Andrena vaga* ne semble pas en souffrir, probablement dû à sa forte capacité de dispersion notamment démontrée par des échanges génétiques importants entre les populations (Exeler *et al.*, 2008).

La troisième espèce est *Colletes hederæ* qui n'avait jamais été observée dans le Hainaut et qui présente maintenant 22 carrés UTM (Tab. 11). Cette abeille est solitaire, polylectique et nidifie sous le sol. Elle présente un STI élevé de 10.2. Son ITD, quant à lui, est de 3.22 indiquant une abeille de grande taille. Cette espèce n'a que récemment été décrite. En effet, avant 1993, elle était considérée comme une sous-espèce de *Colletes succinctus* (Schmidt & Westrich, 1993). Cependant, ceci ne suffit pas à expliquer la propagation de

Colletes hederæ puisque l'aire de distribution de *C. succinctus* n'était que très limitée dans le Hainaut et l'est toujours (1 carré UTM en P3 et 2 en P4). De nombreuses études ont montré la colonisation de *C. hederæ* à travers l'Europe (Bischoff *et al.*, 2005 ; Burger, 2010 ; Frommer, 2010 ; Hennessy *et al.*, 2021 ; Vereecken *et al.*, 2009), et celle-ci s'explique probablement par son caractère thermophile allant de pair avec une hausse des températures (Hopfenmüller, 2014). Sa capacité de dispersion serait également importante, allant de 400m à 1km (Schmid-Egger *et al.*, 1995 ; Westrich, 1996, 2008), lui permettant de joindre facilement les différents patches de *Hedera helix* en nombre conséquent en Europe (Hopfenmüller, 2014). Cette distribution serait néanmoins limitée à la distribution de cette plante, son hôte principal (Frommer, 2010), bien que cette abeille ne semble pas avoir rempli sa distribution potentielle (Roberts *et al.*, 2011).

Enfin, la quatrième espèce est *Halictus scabiosæ* dont l'aire de distribution augmente de 5 à 24 carrés UTM (Tab. 11). Cette espèce est eusociale primitive, polylectique et nidifie sous le sol. Elle présente un STI élevé de 10.6 et elle est considérée de grande taille avec un ITD de 2.44. Bien que cette espèce fut considérée comme rare auparavant (Westrich, 1990), son expansion a été remarquée depuis 1990 en Allemagne (Frommer & Flügel, 2005), alors qu'en Belgique, son aire de distribution était statuée comme stable (Rasmont *et al.*, 1993). D'autres articles plus récents montrent également cette expansion (Frommer, 2010 ; Hopfenmüller, 2014 ; Petrischak, 2015). Frommer décrit une vitesse de propagation de 9.5 km par an (Frommer, 2010). Cette vitesse est supérieure à celle de *Colletes hederæ* estimée à 8 km par an (Frommer, 2008), bien que cette dernière serait en fait supérieure à cette valeur (Hopfenmüller, 2014). Une autre explication de cette propagation serait, tout comme *C. hederæ*, son caractère thermophile lui permettant de bénéficier des changements climatiques (Schanowski, 2013). Il s'agit d'une espèce eusociale primitive dont les stratégies de reproduction sont assez flexibles. En effet, lorsque les conditions ne sont pas favorables, une génération est produite alors que lorsque les conditions sont davantage favorables, deux générations sont produites, la deuxième plus fructueuse que la première. Les nouvelles ouvrières peuvent alors pondre dans leur nid de naissance ou partir fonder une nouvelle colonie (Brand, 2014 ; Petrischak, 2015). Ce phénomène, combiné avec une hausse des températures, serait donc probablement à l'origine du développement de *Halictus scabiosæ*.

6. Conclusion

214 espèces ont été recensées durant ces 20 dernières années dans la province du Hainaut. Ceci représente 53% de la richesse contenue sur le territoire belge. 18% de ces espèces sont considérées comme menacées dont *Lasioglossum politum* pourtant considérée comme éteinte au niveau belge. 63 espèces n'ont plus été observées depuis au plus tard 2000 alors que 36 espèces n'avaient jamais été observées auparavant dans cette région.

Une modification dans les communautés d'abeilles s'observe entre les différentes périodes. Bien qu'aucune différence significative n'ait été observée, une nette tendance est constatable. Les espèces occupant la province du Hainaut seraient de plus en plus petites. Plusieurs hypothèses existent comme l'importance de la présence en quantité suffisante et de manière régulière en ressources florales ou l'application de la règle de Bergmann aux abeilles dans un contexte de réchauffement climatique.

Des modifications s'observent également pour certaines espèces, notamment une diminution de l'aire de distribution de *Andrena fulva* et une augmentation de celles de *Andrena cineraria*, *Andrena vaga*, *Colletes hederæ* et *Halictus scabiosæ*. Des modifications environnementales pourraient être à l'origine des variations des trois premières espèces, notamment des changements dans la présence des ressources florales ou dans la qualité de l'habitat pour *A. vaga*. En revanche, il s'agirait probablement de modifications climatiques qui permettraient aux deux dernières espèces de se développer.

7. Bibliographie

Alston, J. (2010). The Benefits from Agricultural Research and Development, Innovation, and Productivity Growth, OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, 31.

Anderson J., Inouye D., McKinney A., Colautti R., Mitchell-Olds T. (2012). Phenotypic plasticity and adaptive evolution contribute to advancing flowering phenology in response to climate change, *Proc. R. Soc. B.*, 279, 3843–3852.

Arca, M., Mougél, F., Guillemaud, T. et al. (2015). Reconstructing the invasion and the demographic history of the yellow-legged hornet, *Vespa velutina*, in Europe, *Biol Invasions* 17, 2357–2371.

Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., *et al.* (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects, *Proc. R. Soc. B.*, 282, 20142849.

Baliteau, L., Iserbyt, S., Mahé, G., Rasmont, P., Le Goff, G., Pauly, A., Scheuchl, E. (2013). Contribution à l'inventaire des Abeilles sauvages du département de l'Aveyron (France) (Hymenoptera, Apoidea). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 118(3), 343-362.

Ball, F. J. (1914). Les Bourdons de la Belgique, *Annales de la société Entomologique de la Belgique*, 58, 77-108.

Banaszak, J. (2010). The persistence of and changes in a bee fauna over the last century: case of Wielkopolska-Kujawy Lowland in western Poland (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes), *Polish Journal of Entomology*, 79(4), 367-409.

Barbier, Y. (1989). Entomofaune comparée des Terrils d'Hensies et St-Antoine (Hainaut). Application à l'aménagement écologique d'un teruil. Mémoire de fin d'études, Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, 98+26pp.

Bellmann, H., Dubourg. & Dronneau, C. (2019). Abeilles, bourdons, guêpes et fourmis d'Europe : identification, comportement, habitat. Paris: Delachaux et Niestle.

Bergmann, C. (1847). Ueber die verhältnisse der wärmeökonomie der thiere zu ihrer grösse. *Gottinger studien*, 3, 595–708.

Bischoff, I. (2003a). Population dynamics of the solitary digger bee *Andrena vaga* Panzer (Hymenoptera, Andrenidae) studied using mark-recapture and nest counts, *Population Ecology*, 45, 197-204.

Bischoff, I., Feltgen, K., Breckner, D. (2003b). Foraging strategy and pollen references of *Andrena vaga* (PANZER) and *Colletes cunicularius* (L.) (Hymenoptera: Apidae), *Journal of Hymenoptera Research*, 12, 220-237.

Bischoff, I., Eckelt, E., Kuhlmann, M. (2005). On the biology of the ivy-bee *Colletes hederæ* Schmidt & Westrich, 1993 (Hymenoptera, Apidae), *Bonner Zoologische Beiträge*, 53, 27–36.

Brand, N. (2014). Social evolution in the sweat bee *Halictus scabiosae*. Thèse, Université de Lausanne, 93p.

BRUXELLES ENVIRONNEMENT (2015). La biodiversité à Bruxelles, une chance exceptionnelle. 47 pp.

Burger, R. (2010). On the presence of *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH and *C. brevigena* NOSKIEWICZ (Hymenoptera, Colletidae) in Serbia, *OSMIA*, 4, 11-14.

Cacheux, L. & Nieto, V. (2020). Artificialisation dans les Ardennes, *Insee Flash Grand Est*, 30.

Cane, J.H. (1987). Estimation of Bee Size Using Intertegular Span (Apoidea), *Journal of the Kansas Entomological Society*, 60, 145–147.

Cane, J. H. & Sipes, S. (2006). Floral specialization by bees: analytical methodologies and a revised lexicon for oligolecty. In: Waser, N. and Ollerton, J. (eds.) *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. Univ. Chicago Press, 99-122.

Cane, J.H., Minckley, R.L., Kervin, L.J., Roulston, T.H., Neal, M. (2006). Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecol. Appl.* 16, 632–644.

Cane, J. H. & Neff, J. L. (2011). Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths, *Biological Conservation*, 144, 2361-2636.

Cane, J.H. (2015). Landscaping pebbles attract nesting by the native ground-nesting bee *Halictus rubicundus* (Hymenoptera: Halictidae), *Apidologie*, 46, 728–734.

Carré, P. & Pouzet, A. (2014). Rapeseed market, worldwide and in Europe, *OCL*, 21(1), 12p.

Carrié, R., Andrieu, E., Cunningham, S., Lentini, P., Loreau M., & Ouin, A. (2016). Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation, *Ecography*, 40, 85–97.

Carvalho, L.G., Kunin, W.E., Keil, P. *et al* (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecol. Lett.*, 16, 870–878.

Cavro, E. (1950). Catalogue des Hyménoptères du Département du Nord et régions limitrophes, *Bull. Soc. Entomol. Nord France*, 52, 1-85.

Chambers, V.H. (1968). Pollens collected by species of *Andrena* (Hymenoptera: Apidae), *Proceedings of the Royal Entomological Society of London (A)*, 43, 155-160.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size, *Ecology*, 93(12), 2533-2547.

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies, *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.

Chapman, A.D. (2009). Numbers of living species in Australia and the World, 2nd edition. Australian Biological Resources Study.

Charlier, J. & Reginster, I. (2017). Artificialisation et utilisation résidentielle du sol en Wallonie : quelles tendances récentes (2000-2015) ? *Dynamiques Régionales*, 5, 52-69.

Christians, C. (1998). Quarante ans de politique agricole européenne commune et d'agriculture en Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 35, 41–55.

Citypopulation (2020). Retrieved February 16, 2021, from https://www.citypopulation.de/en/belgium/bruxelles/21000__bruxelles_capitale/

Corbet, A., Williams, I., Osborne, J. (1991). Bees and the Pollination of Crops and Wild Flowers in the European Community, *Bee World*, 72(2), 47-59.

Cosse, M. (2019). Etude des communautés d'abeilles sauvages en fonction d'un gradient d'urbanisation au sein de la commune de Mons, Hainaut, Belgique. Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons, 95p.

Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L., & Fawcett, F. (2019). *The solitary bees: biology, evolution, conservation*. Princeton University Press.

Day, J., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D., Stolton, S., Wells, S. (2012). *Guidelines for applying the IUCN Protected Area Management Categories to Marine Protected Areas*. Gland, Switzerland: IUCN. 36pp.

Delbrassine, S. & Rasmont, P. (1988). Contribution à l'étude de la pollinisation du colza, *Brassica napus* L. var. *oleifera* (MOENCH) DELILE, en Belgique, *Bulletin des Recherches agronomiques de Gembloux*, 27pp.

Dervin, A. (1960). Notes de chasse. Hyménoptères (suite) – Apides. *Bulletin de la Société d'Histoire naturelle des Ardennes*, 50, 61-67.

Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., & Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(18), 6668– 6672.

Drossart M., Rasmont P., Vanormelingen P., Dufrêne M., Folschweiller M., Pauly A., Vereecken N. J., Vray S., Zambra E., D'Haeseleer J. & Michez D. (2019). *Belgian Red List of Bees*. Mons: Presse universitaire de l'Université de Mons. 140 p.

Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Gérard, M., Devaux, C., Rasmont, P., Vereecken, N.J., & Fontaine, C. (2020a). Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium, *Global Change Biology*, 26, 6753–6766.

Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J.S., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020b). Phenological shifts alter the

seasonal structure of pollinator assemblages in Europe, *Nature Ecology & Evolution*, 4, 115–121.

Exeler, N., Kratochwil, A., Hochkirch, A. (2008). Strong genetic exchange among populations of a specialist bee, *Andrena vaga* (Hymenoptera: Andrenidae), *Conserv Genet*, 9, 1233-1241.

Falk, S. J. (2015). *Field guide to the bees of Great Britain and Ireland*, British Wildlife Publishing.

Fiordaliso, W. (2020). *Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action*, Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie.

FLORABEILLES (2016). *FlorAbeilles: Base de données en ligne sur les interactions plantes-abeilles en France métropolitaine*. Inra, Unité abeilles et environnement, Laboratoire de pollinisation et écologie des abeilles, Avignon, France. <http://www.florabeilles.org>

Folschweiller M., Hubert B., Rey G., Barbier Y., D'Haeseleer Y., Drossart M., Lemoine G., Proesmans W., Rousseau-Piot J.S., Vanappelghem C., Vray S., Rasmont P. (2020). *Atlas des bourdons de Belgique et du nord de la France*.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *Pesticides Use*. Retrieved February 10, 2021, from <http://www.fao.org/faostat/en/?#data/RP/visualize>

Fortel, L. (2014). *Ecologie et conservation des abeilles sauvages le long d'un gradient d'urbanisation*, Agricultural sciences. Université d'Avignon.

Frommer, U. & Flügel, H-J. (2005). Zur Ausbreitung der Furchenbiene *Halictus scabiosae* (Rossi, 1790) in Mitteleuropa unter besonderer Berücksichtigung der Situation in Hessen (Hymenoptera: Apidae), *Mitt. internat. entomol. Ver.* Band 30 Heft 1/2, 51-79.

FROMMER, U. (2008). Grundlagen der Ausbreitung und aktuellen nördlichen Verbreitung der EfeuSeidenbiene *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH, 1993 in Deutschland, *Mitteilungen des internationalen entomologischen Vereins*, 33 (1/2), 59-74.

Frommer, U. (2010). Beobachtungen zum Ausbreitungsmodus der Efeu-Seidenbiene *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH, 1993 (Hymenoptera, Apidae) in Hessen und die Bedeutung des blühenden Efeus (*Hedera helix* L.), *Hessische Faunistische Briefe*, 29(1), 1-20.

Fuchs R., Herold M., Verburg P.H., Clevers J.G.P.W. (2013). A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe, *Biogeosciences*, 10(3), 1543–1559.

Fuchs R., Herold M., Verburg P.H., Clevers J. G. P.W., Eberle J. (2014). Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900-2010, *Global Change Biology*, 21, 299-313.

Garrard, G.E., Williams, N.S.G., Mata, L., Thomas, J., Bekessy, S.A. (2018). Biodiversity Sensitive Urban Design, *Conservation Letters*, 11: e12411.

Gaspar, C., Leclercq, J., Wonville, C. (1975). Examen synoptique des 784 premières cartes de l'Atlas Provisoire des insectes de Belgique. *Annales*.

Gerard, M., Vanderplanck, M., Franzen, M., Kuhlmann, M., Potts, S., Rasmont, P., Schweiger, O., Michez, D. (2018). Patterns of size variation in bees at a continental scale: does Bergmann's rule apply? *Oikos*, 127(8), 1095-1103.

Gerard, M., Vanderplanck, M., Wood, T., Michez D. (2020). Global warming and plant-pollinator mismatches, *Emerg Top Life Sci*, 4(1), 77-86.

Geslin, B., Le Féon, V., Kuhlmann, M., Vaissière, B., Dajoz, I. (2016a). The bee fauna of large parks in downtown Paris, France. *Annales de la Société entomologique de France*, 51, 487-493.

Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., *et al.* (2016b). The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region, *Ecology and evolution*, 6(18), 6599-6615.

Ghisbain, G., Gerard, M., Wood, T., Heather, H., Michez, D. (2021). Expanding insect pollinators in the Anthropocene, *Biological Reviews*, <https://doi.org/10.1111/brv.12777>.

Global Health Data Index (2018). Deaths from protein-energy malnutrition, by age. Retrieved February 10, 2021, from <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>

Goddard M., Dougill, A., Benton, T. (2010), Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 90-98.

Greenleaf, S., Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Sep 2006, 103 (37), 13890-13895.

Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size, *Oecologia*, 153, 589–596.

Grundel, R., Frohnapple, K. J., Jean, R. P., & Pavlovic, N. B. (2011). Effectiveness of bowl trapping and netting for inventory of a bee community, *Environmental Entomology*, 40(2), 374-380.

Gusenleitner, F., Schwarz, M. (2002). Weltweite Checkliste der Bienengattung *Andrena* mit Bemerkungen und Ergänzungen zu paläarktischen Arten (Hymenoptera, Apidae, Andreninae, *Andrena*). *Entomofauna, Supplement*. 10, 1–1280.

Haddad, N., Brudvig, L., Clobert J., *et al.* (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, *Science Advances*, 1, E1500052.

Hall, M.A., Nimmo, D.G., Cunningham, S.A., Walker, K., & Bennett, A.F. (2019). The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits, *Biological Conservation*, 231, 1–12.

Hardy, J. (2003). *Climate change, causes, effects and solutions*, Wiley, 47p.

Hendrickx, F., Maelfait, J-P., Van Wingerden W. *et al.* (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes, *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340-351.

Hennessy, G., Uthoff, C., Abbas, S., *et al.* (2021). Phenology of the specialist bee *Colletes hederæ* and its dependence on *Hedera helix* L. in comparison to a generalist, *Apis mellifera*, *Arthropod-Plant Interactions*, 15, 183–195.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Holzschuh, A., Dudenhöffer J-H., Tschardtke, T. (2012). Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry, *Biological Conservation*, 153, 101-107.

Hopfenmüller, S. (2014). Folgt die Efeu-Seidenbiene *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH, 1993 dem Ausbreitungsweg der Furchenbiene *Halictus scabiosæ* (ROSSI, 1790) in Bayern? (*Hymenoptera: Apoidea*), *NachrBl. bayer. Ent.*, 63, 2-7.

IRM (2021). Retrieved 20 July, 2021, from <https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/atlas-climatique/cartes-climatiques/temperature-de-lair/moyenne/jan>

IWEPS (2020a). Principales catégories d'occupation du sol en Wallonie. Retrieved February 10, 2021, from <https://www.iweps.be/indicateur-statistique/utilisation-du-sol/#:~:text=En%202020%2C%20les%20terrains%20artificialis%C3%A9s,surfaces%20enherb%C3%A9es%20et%20friches%20agricoles>.

IWEPS (2020b). Caractéristiques de la commune de Mons. Retrieved February 16, 2021, from https://walstat.iweps.be/walstat-catalogue.php?niveau_agre=C&theme_id=1&indicateur_id=215700&sel_niveau_catalogue=T&ordre=0

Joris, I. (2006). Eco-éthologie des pollinisateurs de *Lythrum salicaria* L. (*Lythraceae*) en Belgique. Mémoire de Licence, Université de Mons-Hainaut, Mons, 85pp.

Kadlec, T., Tropek, R., Konvicka, M. (2012). Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots, *J Insect Conserv*, 16, 275–280.

Kearns, C.A., Inouye, D.W., Waser, N.M. (1998). Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, 29, 83-112.

Kleijn, D. & Raemakers, IP. (2008). A retrospective analysis of pollen host plant use by stable and declining bumblebee species, *Ecology*, 89, 1811–1823.

Kudo, G. & Ida, T.Y. (2013). Early onset of spring increases the phenological mismatch between plants and pollinators, *Ecology*, 94, 2311-2320.

Larsen, T. H., Williams, N. M., & Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning, *Ecology Letters*, 8(5), 538–547.

Lavoie, C. (2017). The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives, *Biol Invasions* 19, 2319–2337.

Leclercq, J. (1975). La Cartographie des Invertébrés européens : l'apport de la Belgique et de Gembloux. *Annales de la Société Royale zoologique de Belgique*, 105(1-2), 87-109.

Lefebvre, A. (2021). Communautés d'abeilles sauvages des terrils des régions de Mons et Charleroi – Proposition de plans de gestion, Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons.

Le Féon, V., Burel, F., Chiffet, R. *et al.* (2013). Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 94-101.

Legendre, P., & Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology*, third edition. Elsevier.

Lhomme, P. P. (2009). L'inquilinisme chez les bourdons, *OSMIA*, 3, 17-22.

Living Planet Index (2020). Retrieved February 9, 2021, from <http://stats.livingplanetindex.org/>

Lomholdt, O. (1984). *Andrena fulva* Schrank, 1781- en ny dansk bi (Hymenoptera, Apidae), *Ent. Meddr.*, 51, 118.

Loockx, M. (2021). Conservation des abeilles sauvages dans les anciennes carrières aménagées en réserve semi-naturelle dans le Hainaut, Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons, 137p.

Majewska, A.A. & Altizer, S. (2020), Planting gardens to support insect pollinators. *Conservation Biology*, 34, 15-25.

Marcon, E. (2015). *Mesures de la Biodiversité*. Master. Kourou, France. 284 pp.

Martinet, B., Zambra, E., Przybyla, K., *et al.* (2020a). Mating under climate change: Impact of simulated heatwaves on the reproduction of model pollinators, *Funct Ecol.* 2021, 35, 739– 752.

Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D. & Rasmont, P. (2020b). Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees, *Conservation Biology*, <https://doi.org/10.1111/cobi.13685>.

McBean, G. (2004). *Climate Change and Extreme Weather: A Basis for Action*, *Natural Hazards*, 31, 177-190.

Michener, C. D. (2007). *The bees of the world* (2nd ed.). Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., Vereecken, N. (2019). *Abeilles d'Europe. Les Hyménoptères d'Europe*, volume 1. 552pp., Edition N.A.P., Paris ; ISBN : 978-2-913688-33-9.

Mitchell, J. (1989). The "Greenhouse" effect and climate change, *Rev. Geophys*, 27(1), 115-139.

Moldenke, A. R. (1979). Host-plant coevolution and the diversity of bees in relation to the flora of North America, *Phytologia*, 43, 357-419.

Morellato, L. P., Alberton B., *et al.* (2016). Linking plant phenology to conservation biology, *Biological Conservation*, 195, 60-72.

Müller, A. & Kuhlmann, M. (2008). Pollen hosts of western palaeartic bees of the genus *Colletes* (Hymenoptera: Colletidae): the Asteraceae paradox, *Biological Journal of the Linnean Society*, 95, 719-733.

Mura, M. (1991). *Entomofaune compare des Terrils d'Hornu. Mémoire de Zoologie*, Université de Mons-Hainaut, 83pp.

Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. and Michez, D. (2014). *European Red List of bees*. Luxembourg: Publication Office of the European Union. 96 pp.

Nobile, V., Catania, R., Niolu, P. *et al.* (2021). Twenty New Records of Bees (Hymenoptera, Apoidea) for Sardinia (Italy), *Insects*, 12(7), 627.

Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package, *Community ecology package*, 10(631-637), 719.

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, 321-326.

Onaindia M., Fisher J. (2020). Urban Growth and Biodiversity Conservation. In: Leal Filho W., Azul A., Brandli L., Lange Salvia A., Wall T. (eds) *Life on Land. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer, Cham.

Pauly, A. (2001). Bibliographie des Hyménoptères de Belgique précédée de notices biographiques (1827-2000), Première partie, *Notes fauniques de Gembloux*, 44, 37-84.

Pauly, A. & Vereecken, N. (2018). Les abeilles sauvages des pelouses calcaires de Han-sur-Lesse (Hymenoptera: Apoidea), *Belgian Journal of Entomology*, 61, 1-39.

Pauly, A. (2019a). Contribution à l'inventaire des abeilles sauvages de la Région de Bruxelles-Capitale et de la Forêt de Soignes (Hymenoptera : Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 79, 1-160.

Pauly, A. (2019b). Les abeilles sauvages du Jardin Botanique « Jean Massart » à Bruxelles (Hymenoptera : Apoidea). *Belgian Journal of Entomology*, 78, 1-86.

Paxton, R. J. (1991). Profile of a Solitary Bee: *Andrena Fulva*, *Bee World*, 72:1, 11-18.

Peeters, T.M.J, Nieuwenhuijsen, H, Smit, J, van der Meer, F, Raemakers, I.P, Heitmans, W.R.B, van Achterberg, K, Kwak, M, Loonstra, A.J, de Rond, J, et al. (2012). *De Nederlandse bijen*, Naturalis Biodiversity Center & European Invertebrate Survey, Leiden.

Petruschak, H. (2015). Die Gelbbindige Furchenbiene *Halictus scabiosae* (Rossi, 1790) in den Festungsanlagen von Saarlouis (Hymenoptera: Apidae), *Abhandlungen der Delattinia*, 41, 267-277.

Philippe, C. (2020). Contribution à l'inventaire des Hyménoptères Anthophila du département du Lot : liste préliminaire commentée, *Osmia*, 8, 43-62.

Pinochet, X. & Renard, M. (2012). Progrès génétique en colza et perspectives, *OCL*, 19(3), 147-154.

Popeler, A.S. (2007). Abeilles sauvages et méthodes agro-environnementales. Mise en place d'un protocole expérimental en vue de l'évaluation de l'attractivité des bandes de parcelles aménagées envers les Apoïdes (Hymenoptera : Apoïdea). Mémoire de Licence en Sciences Biologiques, Université de Mons.

Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., ... & Vanbergen, A. (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.

Prévot-Julliard A-C., Clavel, J., Teillac-Deschamps, P., Julliard, R. (2011). The need for flexibility in conservation practices: Exotic species as an example, *Environmental management*, 47, 315-321.

Rader, R., Bartomeus, I., Tylianakis, J. M., & Laliberté, E. (2014). The winners and losers of land use intensification: Pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity, *Diversity and Distributions*, 20(8), 908–917.

Raes, F., Bosteels, E. (2006). *Terrils, de l'or noir à l'or vert*, Editions Racine, 103p.

Rafael Valdovinos-Núñez, G., Quezada-Euán, J. J. G., Ancona-Xiu, P., Moo-Valle, H., Carmona, A., & Ruiz Sánchez, E. (2009). Comparative toxicity of pesticides to stingless bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini), *Journal of Economic Entomology*, 102(5), 1737–1742.

Rasmont, P. (1988). Monographie écologique et zoogéographique des bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). Dissertation, Docteur en Sciences agronomiques. Faculté des Sciences agronomiques de l'Etat, Gembloux, Belgique.

Rasmont, P. & Mersch, P. (1988). Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera: Apidae). *Annales de la Société royale zoologique de Belgique*, 118, 141-147.

Rasmont, P., Leclercq, J., Jacob-Remacle, A., Pauly, A. (1993). The faunistic drift of Apoidea in Belgium, in *Bees for pollination*, 65-87.

Rasmont, P., Pauly, A., Terzo, M., Patiny, S., Michez, D., Iserbyt, S., Barbier, Y., Haubruge, E. (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France, FAO.

Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S.P.M. *et al.* (2015). Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. *Biorisk* 10 (special issue), 246pp.

Ritchie, A.D., Ruppel, R., & Jha, S. (2016). Generalist Behavior Describes Pollen Foraging for Perceived Oligolectic and Polylectic Bees, *Environmental Entomology* 45, 909–919.

Roberts, S., Potts, S., Biesmeijer, K. *et al.* (2011). Assessing continental-scale risks for generalist and specialist pollinating bee species under climate change, *BioRisk*, 6, 1-18.

Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain, *J. Appl. Ecol.*, 39, 158-176.

Roger, N., Moerman, R., Carvalheiro, L.G., *et al.* (2017). Impact of pollen resources drift on common bumblebees in NW Europe. *Global Change Biology*, 23, 68-76.

Rollin, O., Vray, S., Dendoncker, N., Michez D., Dufrêne, M., Rasmont, P. (2020). Drastic shifts in the Belgian bumblebee community over the last century, *Biodiversity and Conservation*, 29, 2553-2573.

Ropars, L., Dajoz, I., Geslin, B. (2018). La diversité des abeilles parisiennes. *OSMIA, Observatoire des Abeilles*, 7, 14-19.

Ropars, L., Dajoz, I., Geslin, B. (2017). La ville un désert pour les abeilles sauvages ? *Journal de Botanique, Société botanique de France*, 79, 29-35.

Ruelle, E. (2021). Impact du paysage sur les communautés d'abeilles sauvages dans la province du Hainaut, Belgique, *Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons*.

Samuelson A., *et al.* (2018), Lower bumblebee colony reproductive success in agricultural compared with urban environments, *Proc. R. Soc. B.* 285:20180807.

Schanowski, A. (2013). Auswirkungen des Klimawandels auf die Insektenfauna, *LUBW (Hrsg.), Karlsruhe*, 97 S.

Scheper, J., Reemer, M., van Kats, R, *et al.* (2014). Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands, PNAS, 111(49), 17552-17557.

Schmid-Egger, C., Risch, S., Niehuis, O. (1995). Die Wildbienen und Wespen in Rheinland-Pfalz (Hymenoptera, Aculeata) – Verbreitung, Ökologie und Gefährdungssituation, Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft 16.

Schmidt, K. & Westrich, P. (1993). *Colletes hederæ* n. sp., eine bisher unerkannte, auf Efeu (*Hedera*) spezialisierte Bienenart (Hymenoptera : Apoidea), Entomol. Z., 103(6), 89-112.

Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents, Science, 367(6478), 685–688.

Southwick, E., Southwick, L. (1992). Estimating the Economic Value of Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) as Agricultural Pollinators in the United States, Journal of Economic Entomology, Volume 85, Issue 3, 621–633.

Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A. (2018). Will drought events become more frequent and severe in Europe?, Int. J. Climatol, 38, 1718-1736.

SPW Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (2020). L'agriculture wallonne en chiffres 2020, SPW Editions, 48p.

Storck, V., Karpouzias, D., Martin-Laurent, F. (2017). Towards a better pesticide policy for the European Union, Science of The Total Environment, 575, 1027-1033.

Uhl, P., Franke, L. A., Rehberg, C., Wollmann, C., Stahlschmidt, P., Jeker, L., & Brühl, C. A. (2016). Interspecific sensitivity of bees towards dimethoate and implications for environmental risk assessment, Scientific Reports, 6(1), 34439.

United Nations (2019). World Population Prospects 2019. Retrieved February 15, 2021, from <https://population.un.org/wpp/DataQuery/>

Vanderplanck, M., Martinet, B., Carvalheiro, L., *et al.* (2019). Ensuring access to high-quality resources reduces the impacts of heat stress on bees, Sci Rep, 9, 12596.

van Grinsven, H. J. M., ten Berge H. F. M., Dalgaard T., *et al.* (2012). Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive; a benchmark study, *Biogeosciences*, 9, 5143-5160.

Van Hecke, E. (1992). Evolution de l'agriculture en Belgique, *Courrier hebdomadaire du CRISP*, 1346-1347, 1-80.

Van Reeth, C., Caro, G., Bockstaller, C., Michel, N. (2018). Current and previous spatial distributions of oilseed rape fields influence the abundance and the body size of a solitary wild bee, *Andrena cineraria*, in permanent grasslands, *PLOS ONE*, 13(5), e0197684.

Vereecken, N., Schwenninger, H., Gogala, A., Roberts, S. (2009). Mise à jour de la distribution de l'abeille du lierre, *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH (Hymenoptera, Colletidae) en Europe, *OSMIA*, 3, 2-3.

Vereecken, N. (2017). Découvrir & protéger nos abeilles sauvages, Glénat.

Vray, S., Rollin, O., Rasmont, P., Dufrêne, M., Michez, D., Dendoncker, N. (2019). A century of local changes in bumblebee communities and landscape composition in Belgium, *Journal of Insect Conservation*, 23, 489-501.

Wcislo, W.T., & Cane, J.H. (1996). Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies, *Annual Review of Entomology* 41, 257–286.

Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., *et al.* (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions, *Ecological monographs*, 78(4), 653-671.

Westrich, P. (1990). *Die Wildbienen Baden-Württembergs*, vol 1/2, 2nd edn. Ulmer, Stuttgart.

Westrich, P. (1996). Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In: MATHESON, S., BUCHMANN, S.L., O'TOOLE, C., WESTRICH, P. & I.H. WILLIAMS (Hrsg.): *The Conservation of Bees*. Linnean Society Symposium Series 18, London, 1-16.

Westrich, P. (2008). Flexibles Pollensammelnverhalten der ansonsten streng oligolektischen Seidenbiene *Colletes hederæ* SCHMIDT & WESTRICH (Hymenoptera: Apidae), *Eucera*, 2, 17-29.

Wilkinson David A., Marshall Jonathan C., French Nigel P. and Hayman David T. S. (2018). Habitat fragmentation, biodiversity loss and the risk of novel infectious disease emergence, *J. R. Soc. Interface.*, 15, 20180403.

Williams, I.H. (1994). The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees, *Agricultural Zoology Reviews*, 1994, 6, 229-257.

Williams, N.M., Minckley, R.L., & Silveira, F.A. (2001). Variation in Native Bee Faunas and its Implications for Detecting Community Changes, *Conservation Ecology*, 5(1).

Wilson, C. J., & Jamieson, M. A. (2019). The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits, *PloS one*, 14(12), e0225852.

Wood, T. & Roberts S. (2017). An assessment of historical and contemporary diet breadth in polylectic *Andrena* bee species, *Biological Conservation*, 215, 72-80.

Yadav, I.C., Devi, N.L. (2017). Pesticides classification and its impact on human and environment, *Environmental Sciences & Engineering*, 6, 140-158.

Zambra, E., Martinet, B., Brasero, N., Michez, D., Rasmont, P. (2020). Hyperthermic stress resistance of bumblebee males : test case of Belgian species, *Apidologie*, 51, 911-920.

Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S. (2010). Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances, *Biological Conservation*, 143(3), 669-676.

8. Annexe

8.1. Liste des sites échantillonnés en 2020

N°	NOM	COMMUNE	RÉCOLTEUR	COORDONNÉES DU CENTROÏDE (WGS84)	SURFACE (M ²)	DESRIPTIF
1	Friche des Vignobles	Tournai	Reese A.	50.5871°N 3.4385°E	1441	Friche calcaire (SGIB)
2	Aérodrome de Maubray	Antoing	Reese A.	50.5301°N 3.4918°E	2812	Butte sableuse, lande à callune (SGIB)
3	Bois de Wadelincourt	Beloeil	Reese A.	50.5310°N 3.6422°E	4547	Clairière humide à inondée (RNA)
4	Mer de sable	Beloeil	Reese A.	50.4969°N 3.7201°E	5254	Pelouses sableuses pauvres et acides (RND)
5	Bois de Bonsecours	Péruwelz	Reese A.	50.4967°N 3.6162°E	4512	Forêt dominée par des boisements acidophiles (Natura 2000)
6	Marcasse	Colfontaine	Reese A.	50.4167°N 3.8308°E	3873	Pelouse sèche en bordure de terril (RNA)
7	Mont-Panisel	Mons	Ruelle E.	50.4330°N 3.9806°E	13240	Bords de chemin et prairie fleurie
8	Ronveaux	Mons	Ruelle E.	50.4205°N 3.9477°E	5198	Réserve naturelle, prairie, petit verger présent
9	Pont du Prince	Mons	Ruelle E.	50.4147°N 3.9711°E	6588	Bords de route, en face de maison, surtout envahi d'orties
10	La Trouille	Mons	Ruelle E.	50.4057°N 4.0117°E	3225	Petit chemin de remembrement entre deux champs, près d'une rivière
11	Carrière Omya	Mons	Ruelle E.	50.4134°N 4.0057°E	2239	Bord de carrière de craie, calcaire
12	Prés du village	Mons	Ruelle E.	50.4469°N 3.9688°E	4283	Réserve naturelle, pelouse à mégaphorbiaie, humide
13	Tilou	Mons	Ruelle E.	50.4970°N 3.9655°E	45307	Réserve naturelle
14	Ancien Moulin	Mons	Ruelle E.	50.4214°N 3.9859°E	9055	Pelouse (champs fauchés) humide près d'une rivière
15	PEMH Obourg - IDEA	Mons	Ruelle E.	50.4756°N 3.9792°E	3117	Petit chemin partant d'une route
16	Clos du verbois	Braine-le-Comte	Loockx M.	50.6025°N 4.1748°E	767	
17	Sablière du Planoi	Braine-le-Comte	Loockx M.	50.6293°N 4.1887°E	204	
18	Grande Bruyère de Blaton	Bernissart	Loockx M.	50.4919°N 3.6672°E	2461	
19	Carrière de Restaumont	Ecaussines	Loockx M.	50.5565°N 4.1390°E	1537	
20	Terril du sept 1	Boussu	Lefebvre A.	50.4212°N 3.8216°E	8665	Base sud du terril sur pelouse sèche
21	Terril du sept 2	Boussu	Lefebvre A.	50.4245°N 3.8187°E	19806	Sommet du terril riche en <i>Echium sp.</i>
22	Terril du sept 3	Boussu	Lefebvre A.	50.4251°N 3.8220°E	7670	Base nord du terril

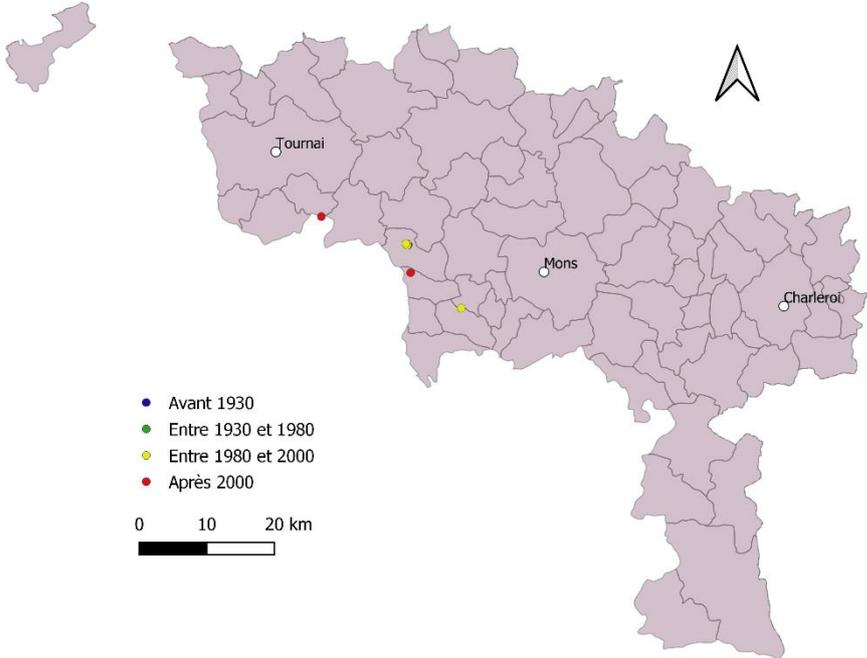
23	Terril du dix-huit	Boussu	Lefebvre A.	50.4175°N 3.8267°E	7989	Pente nord du terril riche en ligneux
24	Terril du Grand Buisson n°1	Boussu	Lefebvre A.	50.4134°N 3.8143°E	5466	Terril rasé et sans gestion
25	Terril de la Cokerie 1	Anderlues	Lefebvre A.	50.4178°N 4.2674°E	10778	Base ouest du terril à milieu fermé
26	Terril de la Cokerie 2	Anderlues	Lefebvre A.	50.4170°N 4.2698°E	16240	Sommet sud du terril ouvert
27	Terril Naye à Bois	Charleroi	Lefebvre A.	50.4284°N 4.4029°E	16105	Milieu ouvert riche en <i>Echium sp.</i>
28	Terril Bayemont-st-Charles	Charleroi	Lefebvre A.	50.4206°N 4.4064°E	13595	Pente nord du terril riche en <i>Medicago sativa</i>
29	Terril Sacré Français 1	Charleroi	Lefebvre A.	50.4248°N 4.4343°E	10538	Base du terril semi-ouvert
30	Terril Sacré Français 2	Charleroi	Lefebvre A.	50.4264°N 4.4334°E	8241	Pelouse riche en <i>Echium sp.</i> au sommet
31	Terril n°8 Pays-Bas	Châtelet	Lefebvre A.	50.4091°N 4.5004°E	7471	Sommet, pauvre en espèces florales bien qu'envahit par <i>Rosa canina</i>
32	Terril Saint-Antoine 1	Boussu	Lefebvre A.	50.4135°N 3.7723°E	13032	Base du terril ouvert envahit d' <i>Echium sp.</i> et de sainfoin.
33	Terril Saint-Antoine 2	Boussu	Lefebvre A.	50.4105°N 3.7724°E	8749	Bassin de décantation
34	Terril Saint-Antoine 3	Boussu	Lefebvre A.	50.4150°N 3.7651°E	5257	Milieu fermé par <i>Betula pendula</i>
35	Terril du Ferrand n°1	Dour	Lefebvre A.	50.3978°N 3.7414°E	10071	Milieu ouvert à la base nord du terril
36	Terril Belle vue du huit	Dour	Lefebvre A.	50.3936°N 3.7552°E	2533	Périphérie du terril boisée
37	Terril de Ciplly 1	Mons	Lefebvre A.	50.4119°N 3.9445°E	4038	Milieu semi-ouvert à la base du terril
38	Terril de Ciplly 2	Mons	Lefebvre A.	50.4127°N 3.9449°E	2070	Milieu fermé, le long d'un sentier
39	Terril de l'Héribus	Mons	Lefebvre A.	50.4337°N 3.9408°E	4048	Sommet du terril progressivement recouvert de ligneux
40	Terril Rieu-du-Cœur n°2c	Quaregnon	Lefebvre A.	50.4298°N 3.8709°E	11908	Base du terril sous forme de plaine riche en graminées
41	Terril du Quesnoy 1	La Louvière	Lefebvre A.	50.4552°N 4.1376°E	10438	Base du terril semi-ouvert
42	Terril du Quesnoy 2	La Louvière	Lefebvre A.	50.4558°N 4.1356°E	9581	Sommet du terril
43	Terril n°5 de Trazegnies 1	Courcelles	Lefebvre A.	50.4616°N 4.3151°E	5187	Milieu semi-fermé et humide
44	Terril n°5 de Trazegnies 2	Courcelles	Lefebvre A.	50.4616°N 4.3168°E	4332	Base du terril ouvert à faible diversité végétale
45	Terril de Hensie	Hensies	Lefebvre A.	50.4554°N 3.6768°E	19146	Milieu ouvert sur un ancien bassin de décantation à substrat sablonneux
46	Rue Jean Winance	Tournai	Reese A.	50.6063°N 3.4296°E	625	Friche en bordure de champs
47	Parc des 5 rocs	Antoing	Reese A.	50.5813°N 3.4303°E	2133	Parc parcouru par un bois et un pré
48	Rue du bois	Antoing	Reese A.	50.5435°N 3.4579°E	2104	Bord de champs
49	Chemin de Jérusalem	Péruwelz	Reese A.	50.5289°N 3.5108°E	1104	Bord de route

50	Chemin de Roucourt	Beloeil	Reese A.	50.5230°N 3.6099°E	2754	Bord de zone industrielle à sol dégagé
51	Rue du Carme	Beloeil	Reese A.	50.5178°N 3.6414°E	1156	Bord de Ravel
52	Pré à Parchon	Beloeil	Reese A.	50.5194°N 3.8891°E	1536	Bord de Ravel
53	Chemin du Trainage	Hensies	Reese A.	50.4486°N 3.6805°E	4556	Pré envahi par les arbustes et ronces
54	Rue du Castillon	Quaregnon	Reese A.	50.4319°N 3.8718°E	1521	Bord de Ravel
55	Ravel 98	Mons	Reese A.	50.4306°N 3.8891°E	3326	Bord de Ravel
56	Mont Ostènes	Frameries	Reese A.	50.4219°N 3.9010°E	4471	Flanc de terril boisé
57	Parc de Jemappes	Mons	Reese A.	50.4558°N 3.8850°E	13686	Parc urbain
58	Marais de Douvrain	Saint-Ghislain	Reese A.	50.4616°N 3.8406°E	2478	Zone industrielle à sol dégagé
59	Vieille Haine	Saint-Ghislain	Reese A.	50.4561°N 3.8288°E	2412	Bord de canal à pelouse sablo-limoneuse
60	Rue Là-dessous	Colfontaine	Reese A.	50.4266°N 3.8456°E	1625	Bord de route
61	Village des abeilles	Mons	Ruelle E.	50.4627°N 3.9550°E	1105	Jardin universitaire dédié à la conservation des abeilles
62	Siège social	Mons	Ruelle E.	50.4585°N 3.9511°E	3244	Pelouse entretenue ouverte
63	Sainte-Waudru	Mons	Ruelle E.	50.4535°N 3.9468°E	5960	Parc entretenu avec zone sableuse et fleurs d'ornements
64	Jardin Suspendu	Mons	Ruelle E.	50.4468°N 3.9500°E	2432	Jardin sauvage
65	Epargne – Umons	Mons	Ruelle E.	50.4461°N 3.9567°E	1455	Prairie fleurie
66	Géothermia – IDEA	Mons	Ruelle E.	50.4616°N 3.9145°E	6744	Terrain non entretenu en bord de chemin
67	Spiennes cimetièr	Mons	Ruelle E.	50.4237°N 3.9816°E	1890	Cimetièr avec zone sableuse
68	Grand Large	Mons	Ruelle E.	50.4744°N 3.9355°E	19152	Pelouse et bord de chemin en bord de lac
69	Camp-à-cayaux	Mons	Ruelle E.	50.4162°N 3.9987°E	2508	Grand talus en bord de carrière
70	Cascade d'Hyon	Mons	Ruelle E.	50.4378°N 3.9670°E	11149	Parc communal peu entretenu
71	Ancienne Gare	Mons	Ruelle E.	50.4118°N 4.0187°E	8185	Ancien chemin de fer recouvert de gravier
72	La Haine	Mons	Ruelle E.	50.4597°N 3.9454°E	11035	Pelouse et chemin en bord de rivière
73	Silex	Mons	Ruelle E.	50.4189°N 3.9815°E	2972	Pelouse calcaire
74	Château d'Havré	Mons	Ruelle E.	50.4643°N 4.0393°E	38055	Pelouse
75	Parc d'Obourg	Mons	Ruelle E.	50.4721°N 4.0076°E	6804	Parc communal
76	Bois d'Havré	Mons	Ruelle E.	50.4575°N 4.0120°E	12210	Bord de chemin dans les bois
77	Gare	Mons	Ruelle E.	50.4276°N 3.9455°E	7209	Ancien chemin de fer recouvert de gravier

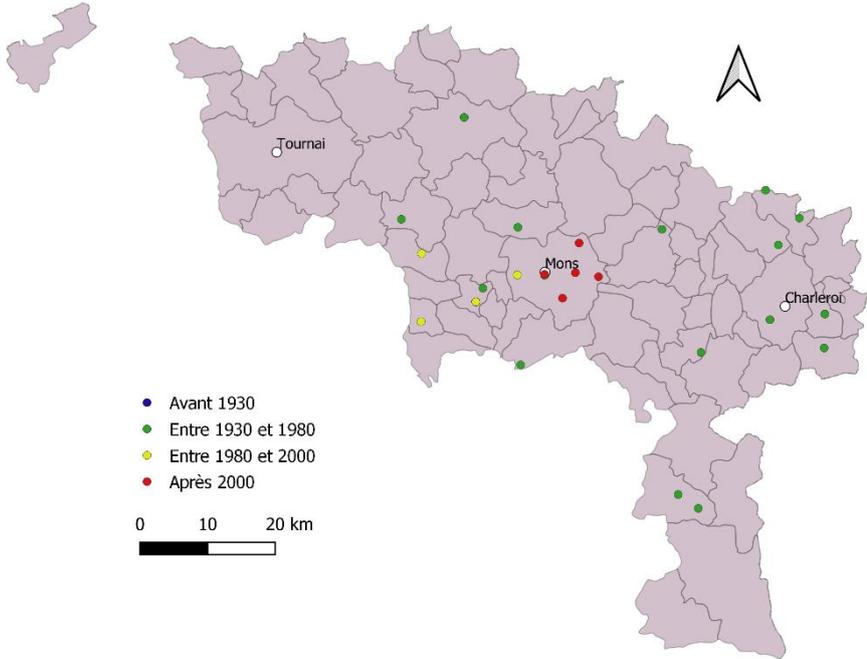
78	Notre dame du petit Nimy	Mons	Ruelle E.	50.4699°N 3.9610°E	7183	Jardin composé de prairies et de zones sableuses
79	Forêt de Beaulieu	Mons	Lefebvre A.	50.4499°N 4.0614°E	21174	Forêt humide
80	Cimetière d'Havré	Mons	Lefebvre A.	50.4549°N 4.0450°E	6209	Pelouse sèche avec fleurs ornementales
81	Rue du port de plaisance	Le Roeulx	Lefebvre A.	50.4708°N 4.0872°E	8519	Pelouse sèche en pente orientée ouest
82	Les étangs de Strépy	La Louvière	Lefebvre A.	50.4573°N 4.1125°E	6853	Pelouse humide entouré de ligneux
83	Rue de la princesse	La Louvière	Lefebvre A.	50.4428°N 4.1370°E	4384	Milieu humide le long d'une boulaie

8.2. Atlas

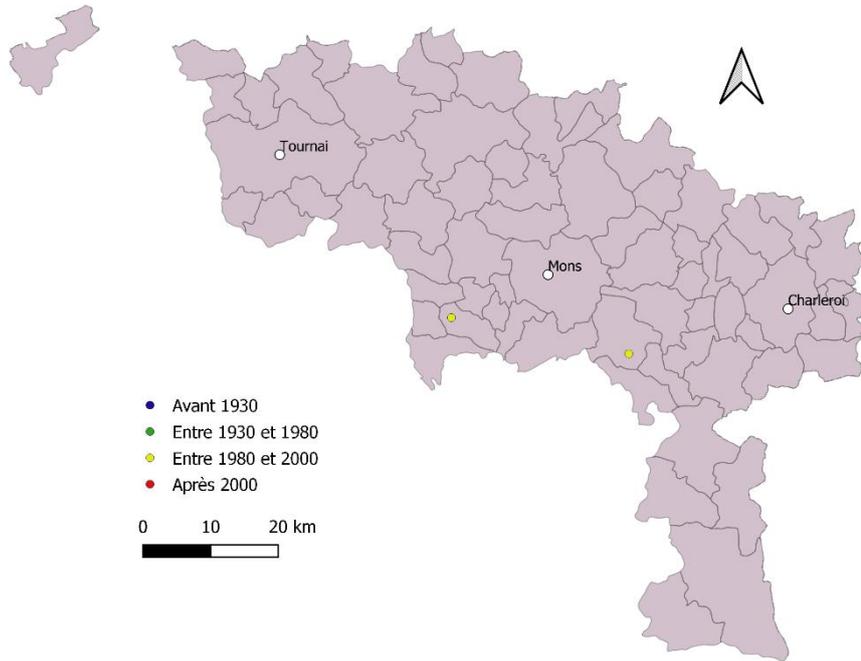
Ammobates punctatus



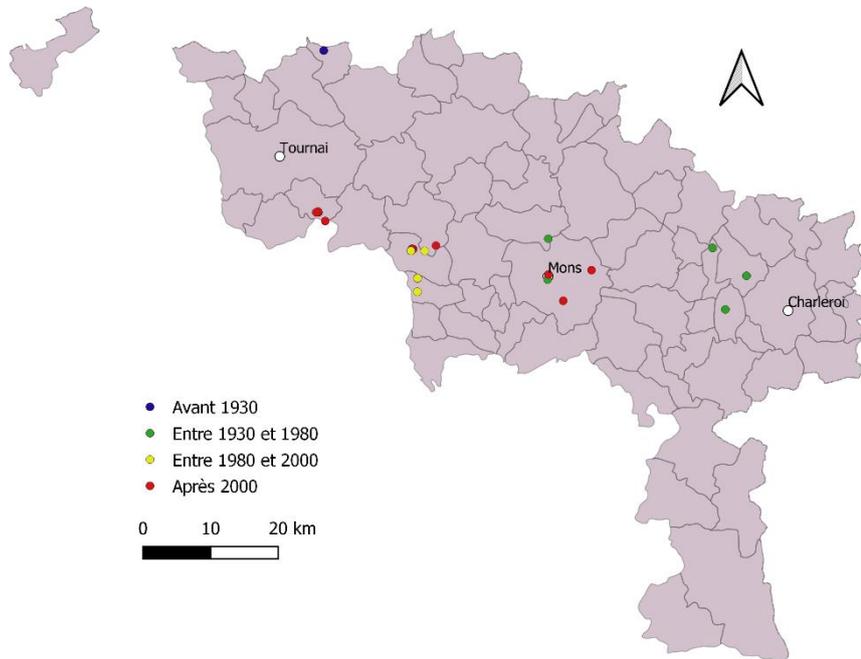
Andrena angustior



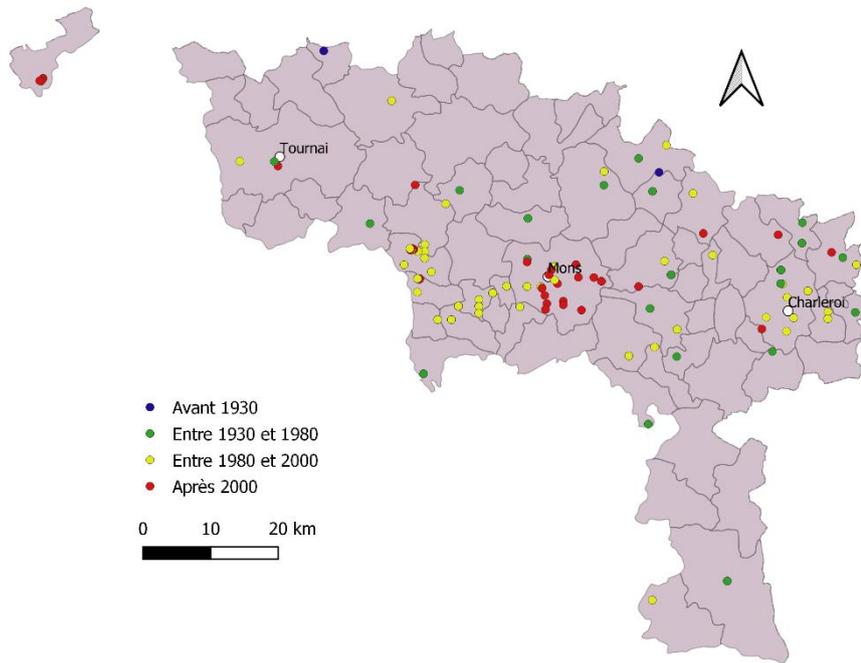
Andrena apicata



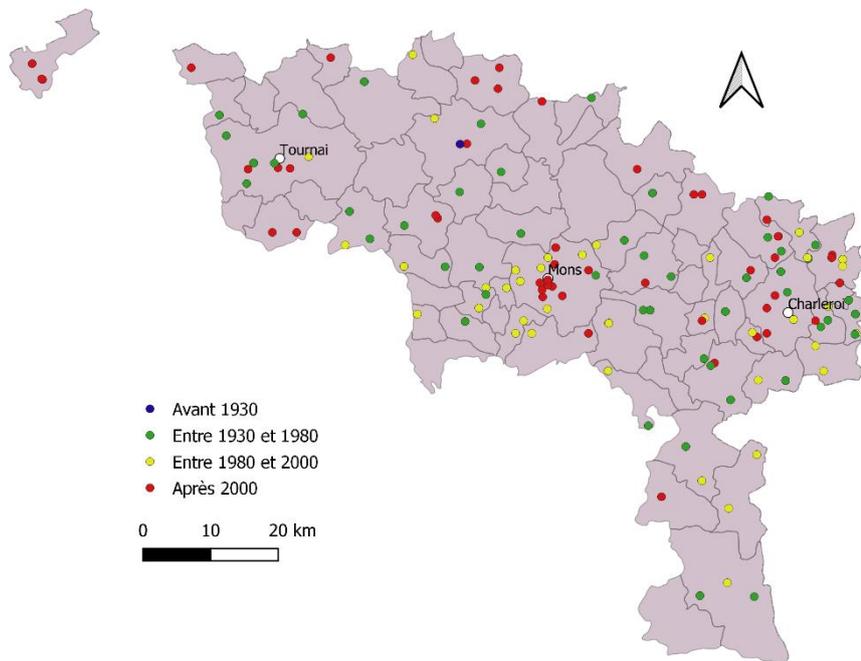
Andrena barbilabris



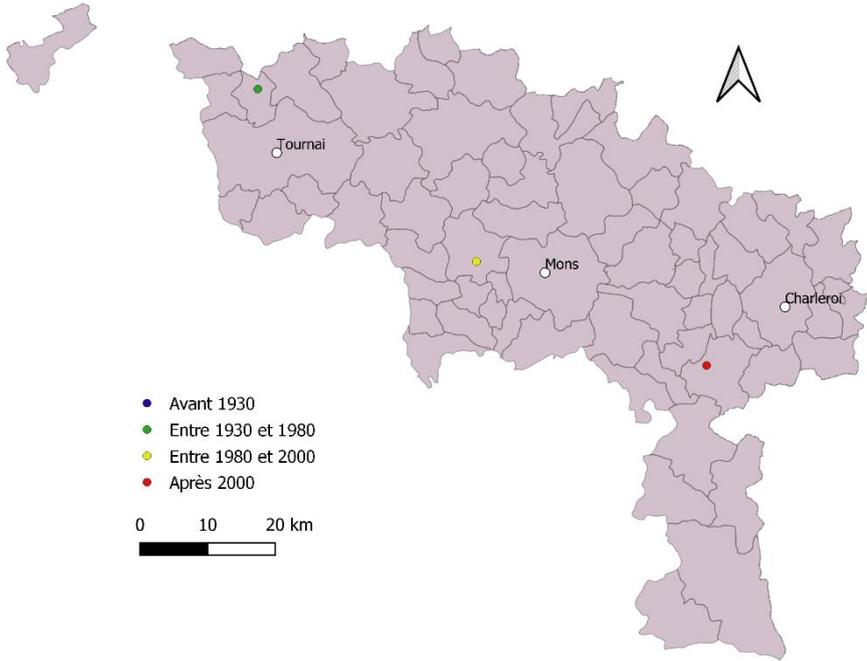
Andrena bicolor



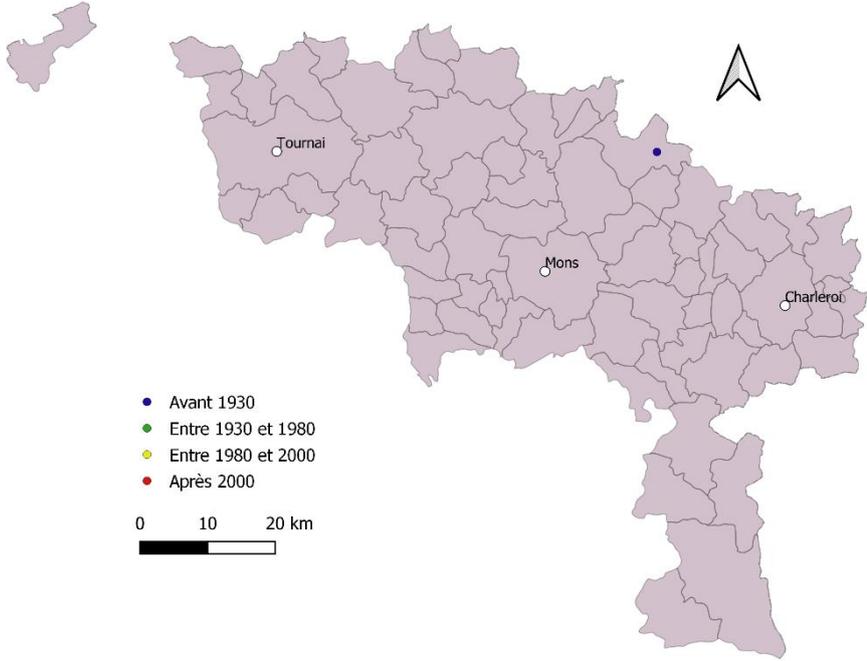
Andrena carantonica



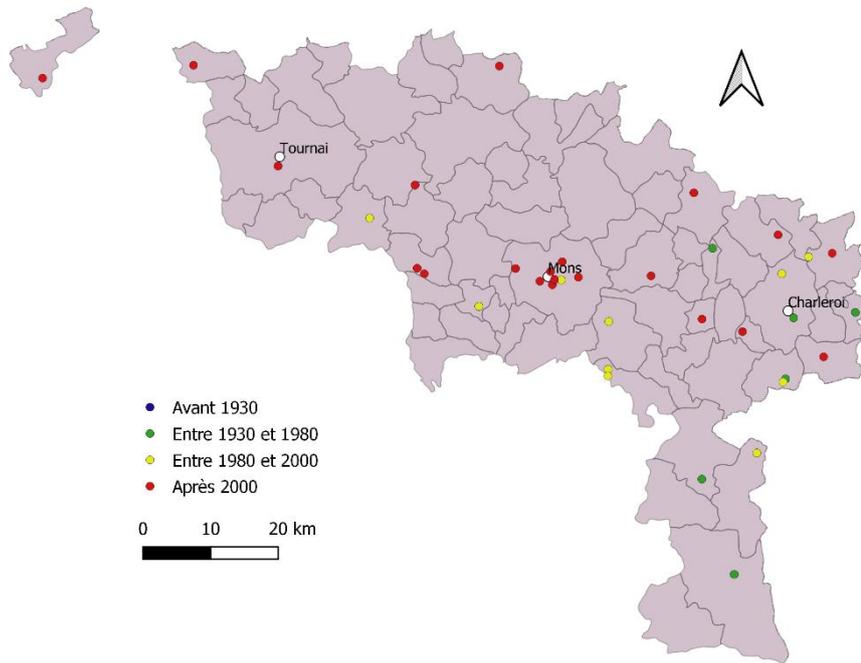
Andrena carbonaria



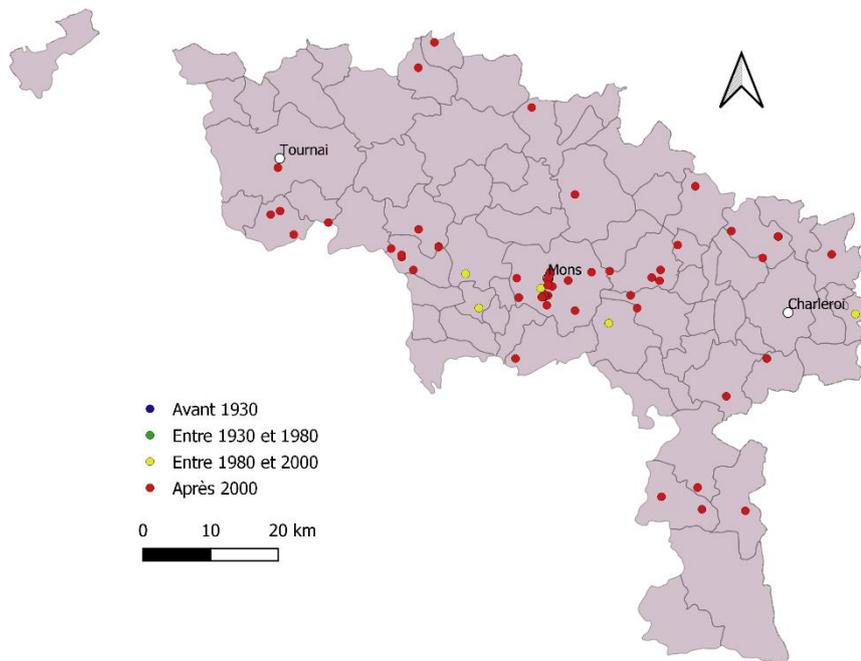
Andrena chrysopyga



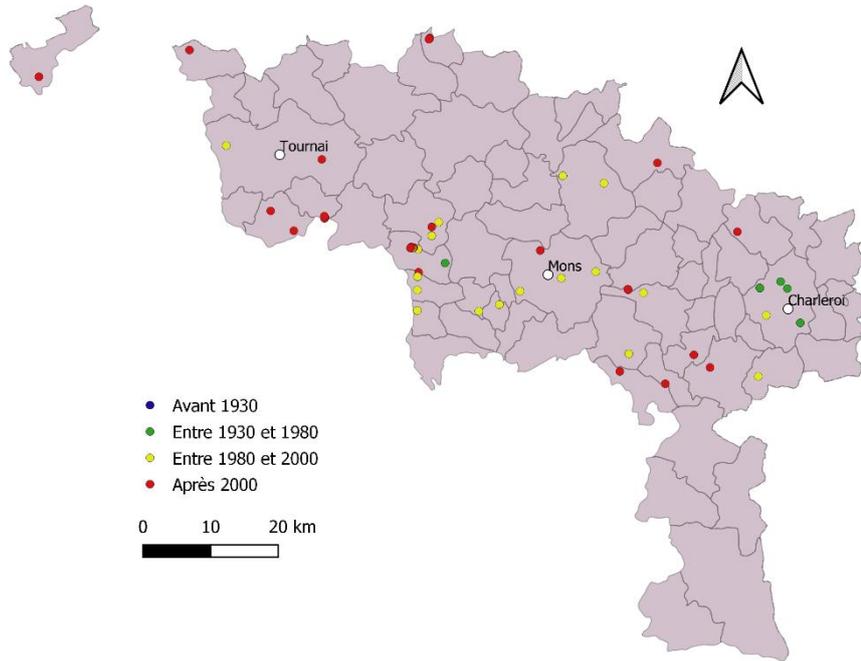
Andrena chrysoseles



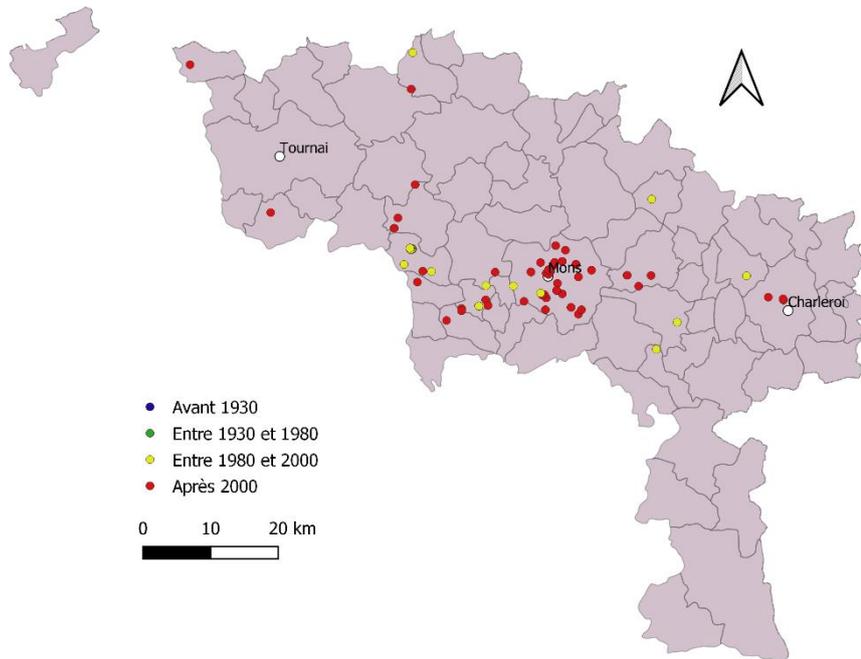
Andrena cineraria



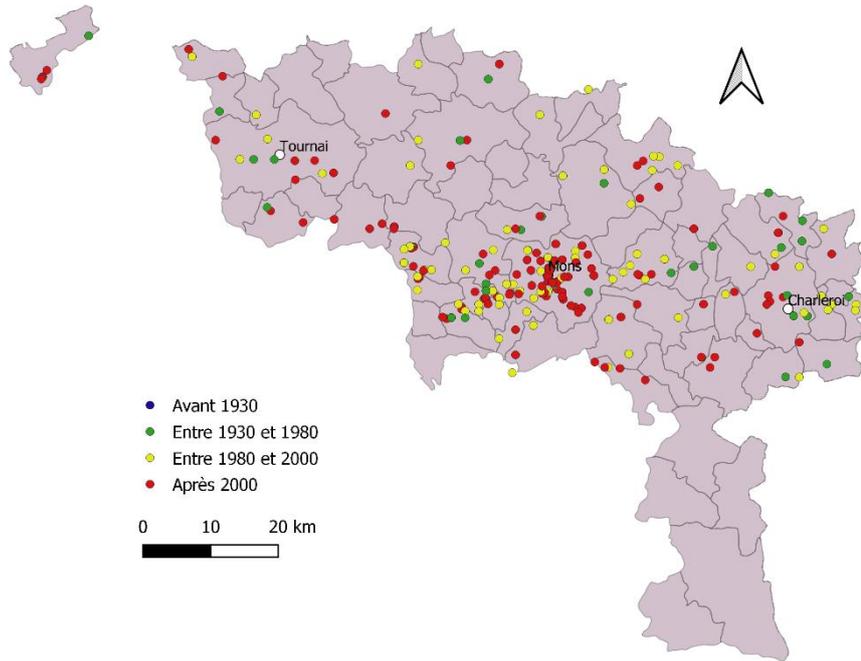
Andrena clarkella



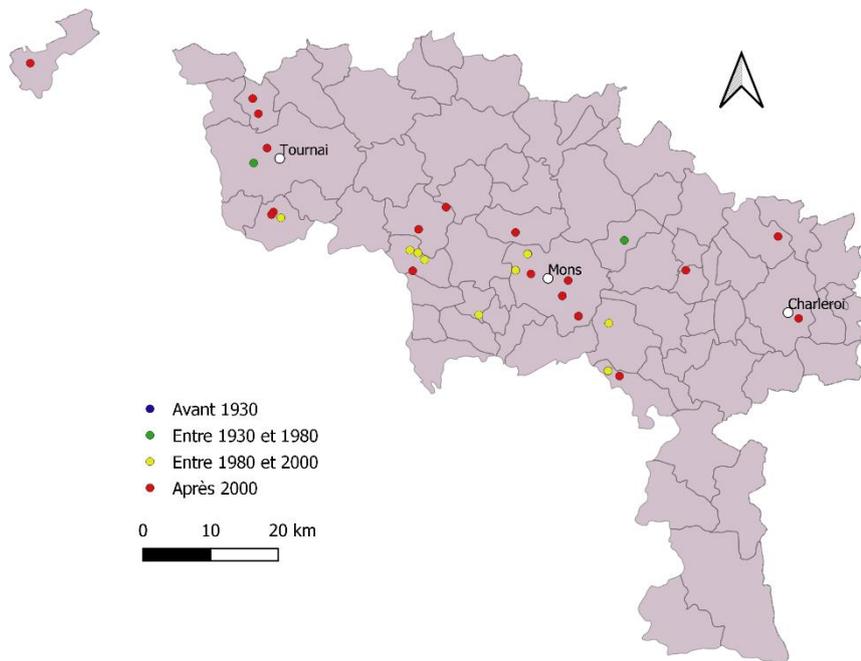
Andrena dorsata



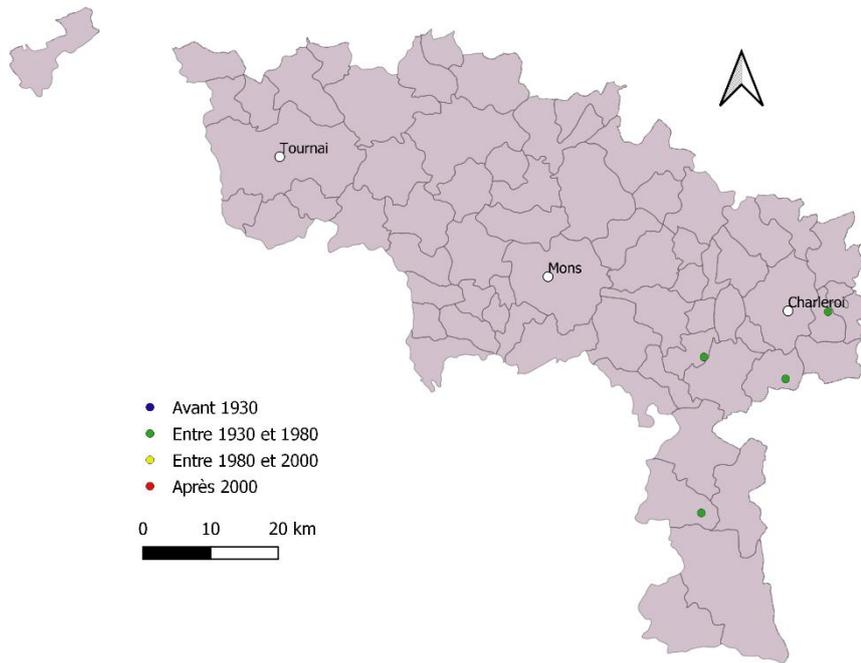
Andrena flavipes



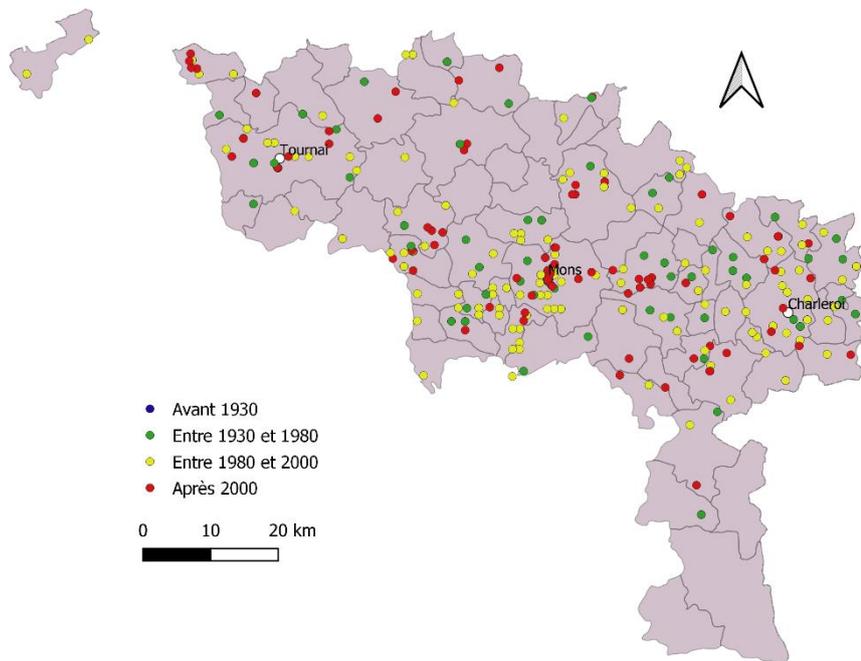
Andrena florea



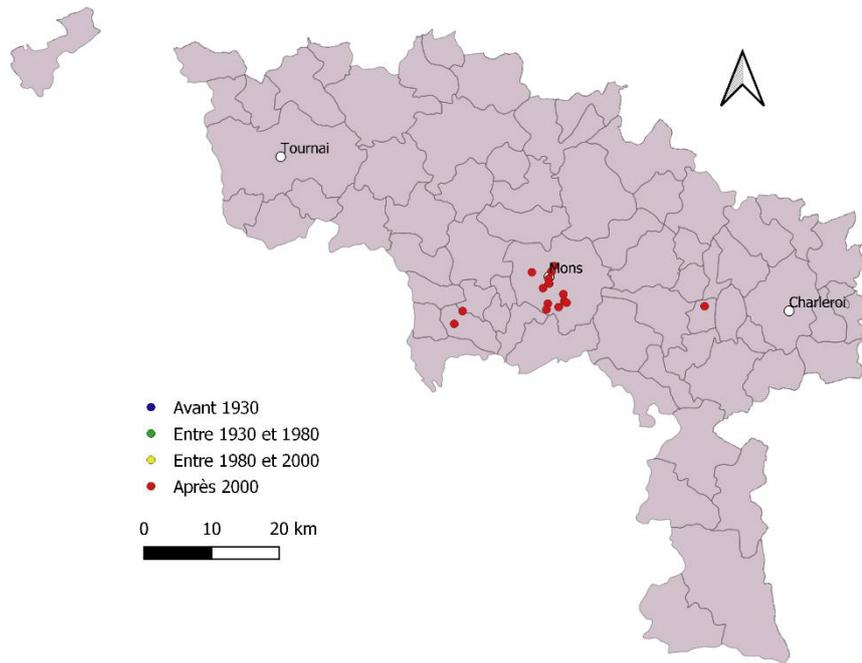
Andrena fucata



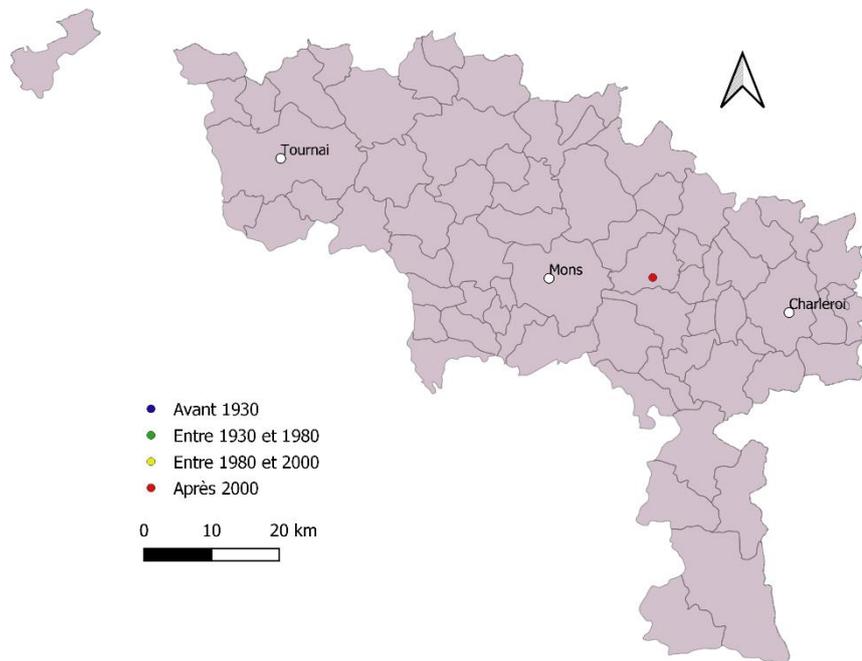
Andrena fulva



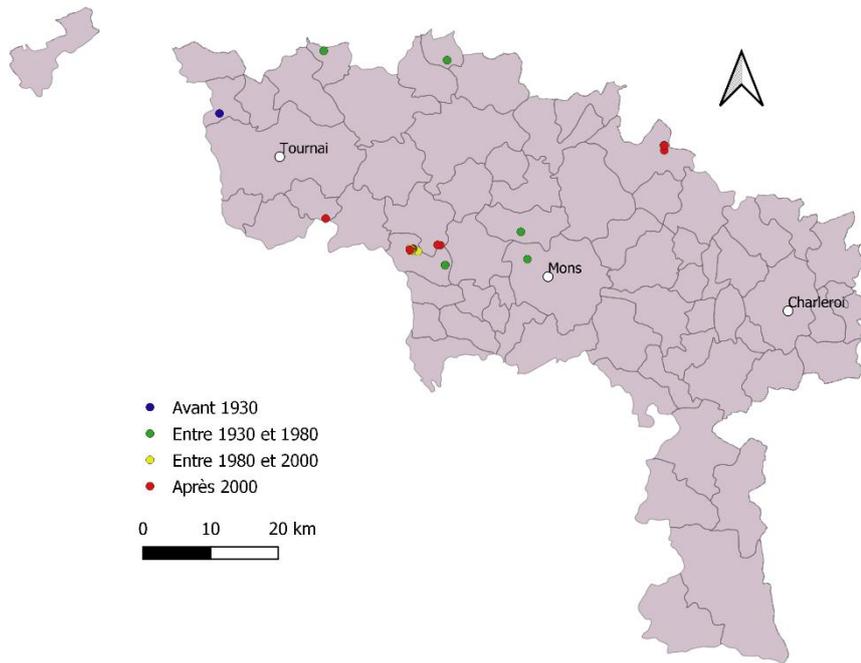
Andrena fulvago



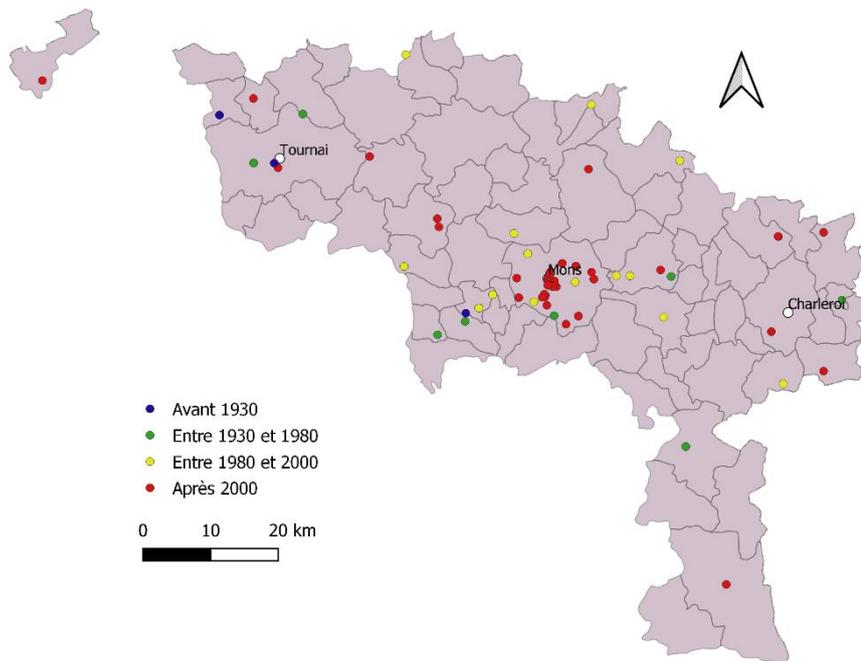
Andrena fulvata



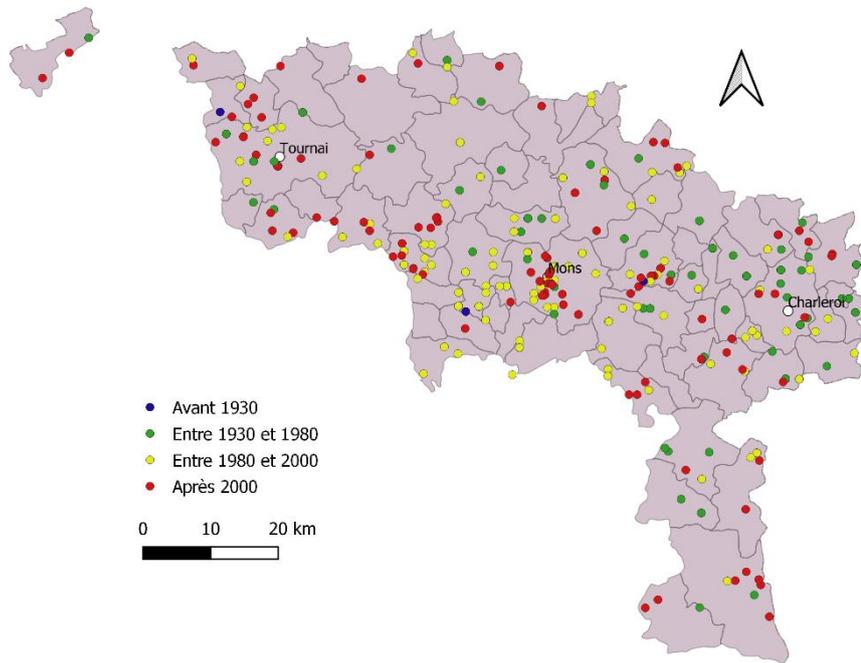
Andrena fuscipes



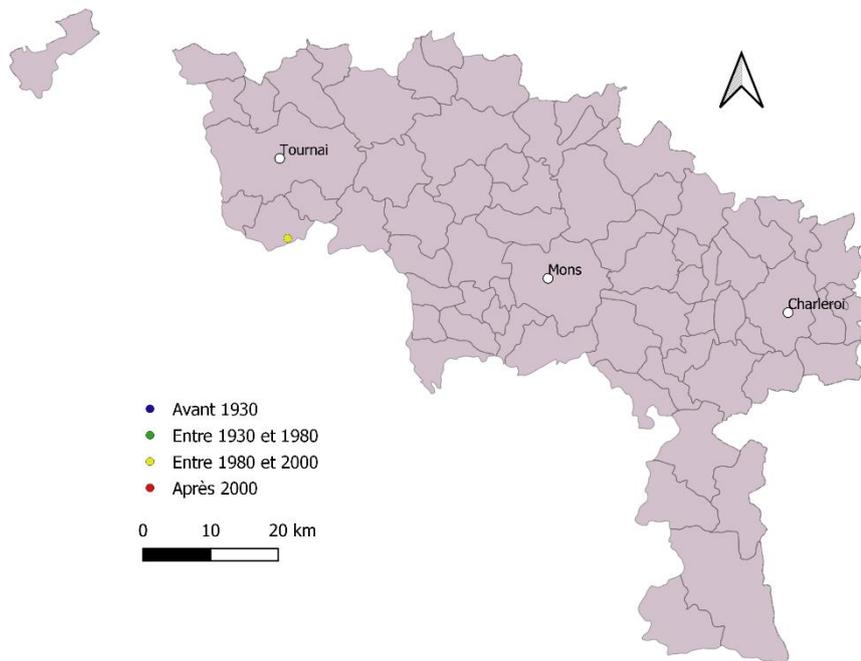
Andrena gravida



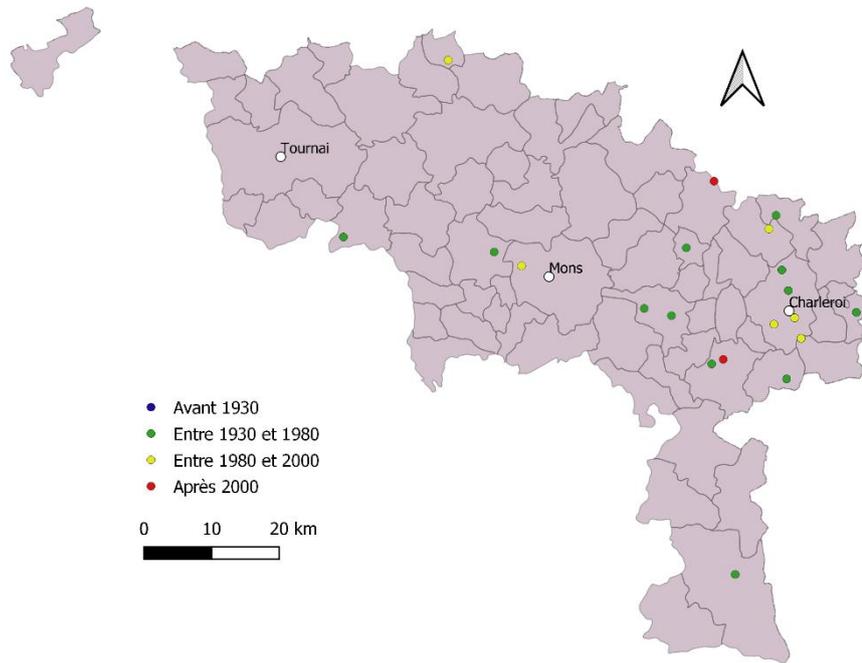
Andrena haemorrhoa



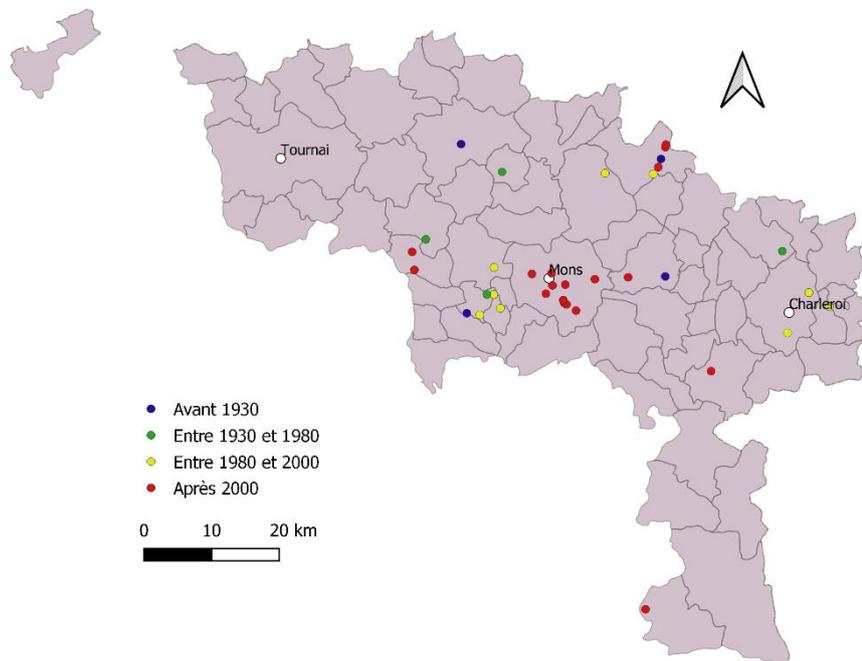
Andrena hattorfiana



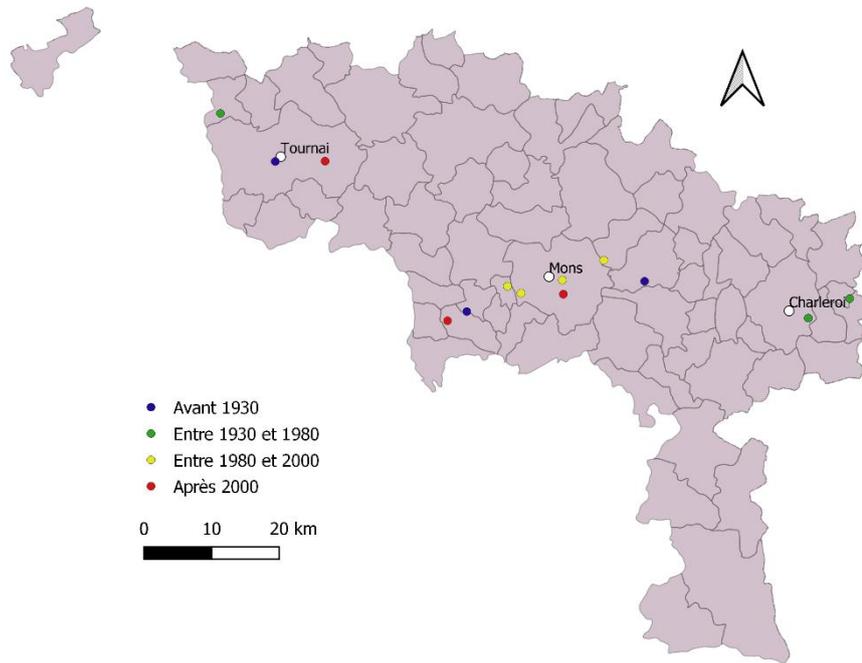
Andrena helvola



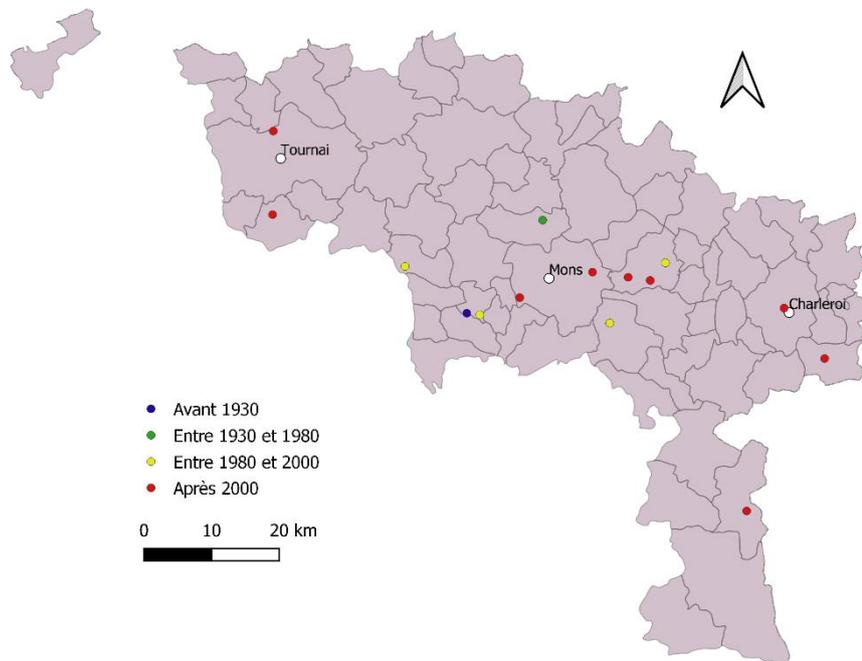
Andrena humilis



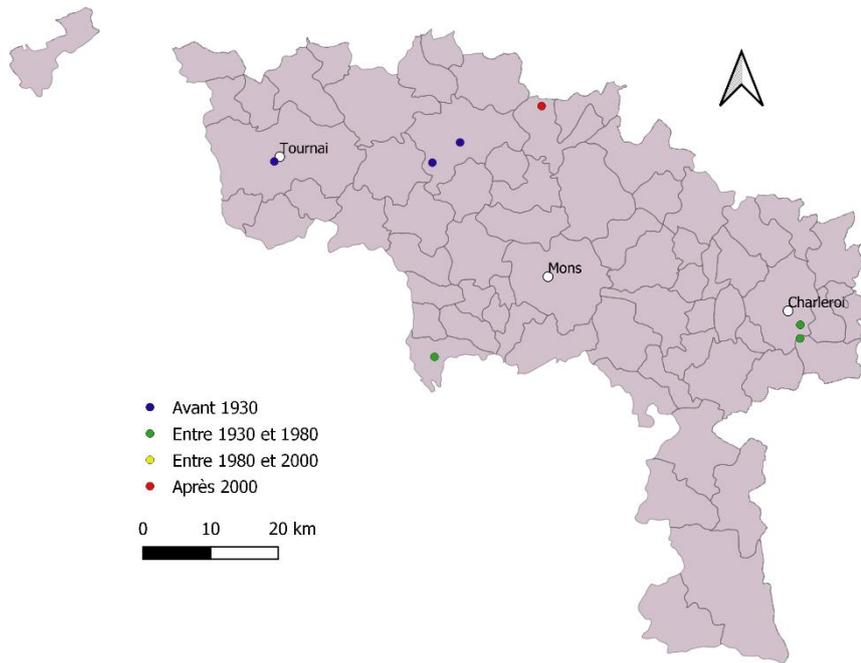
Andrena labialis



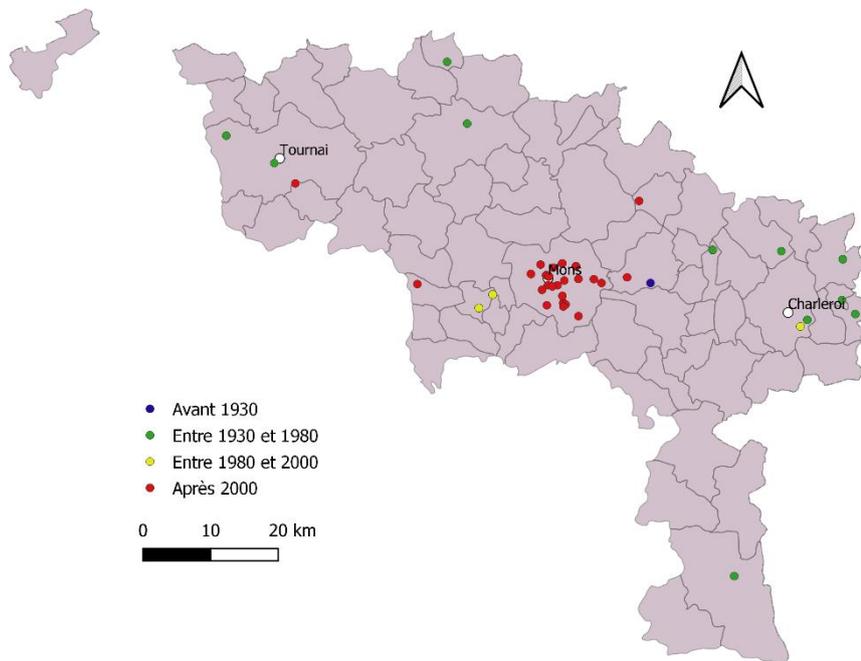
Andrena labiata



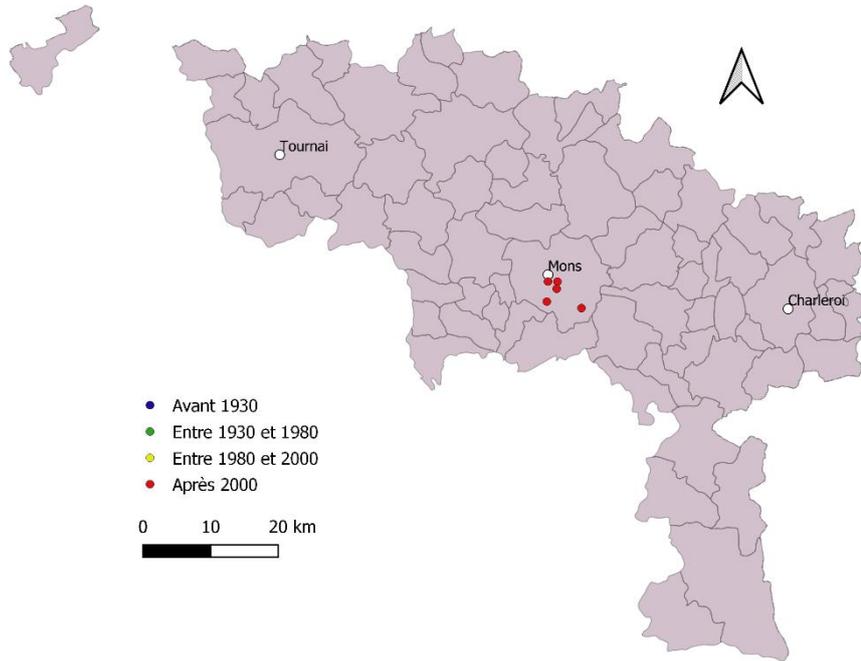
Andrena lathyri



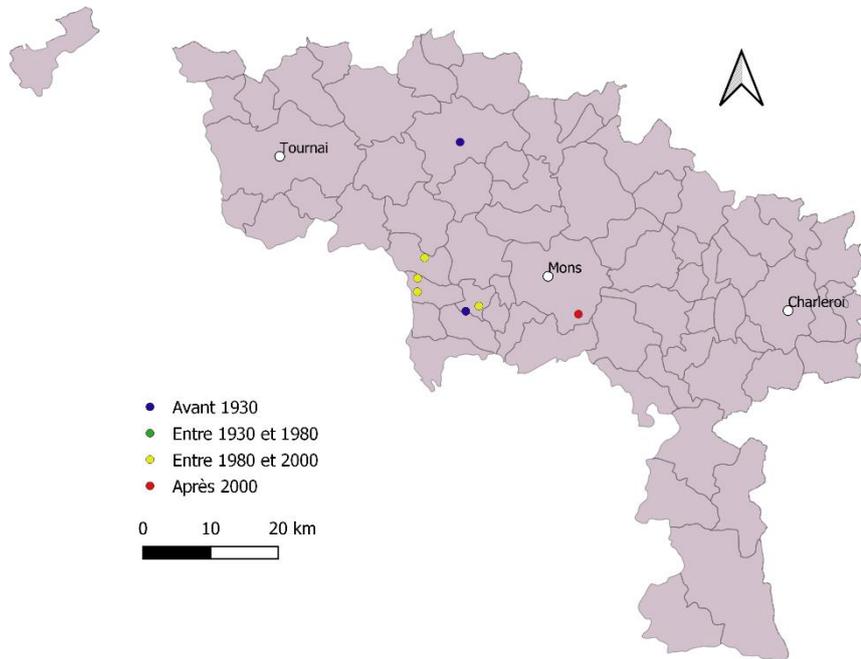
Andrena minutula



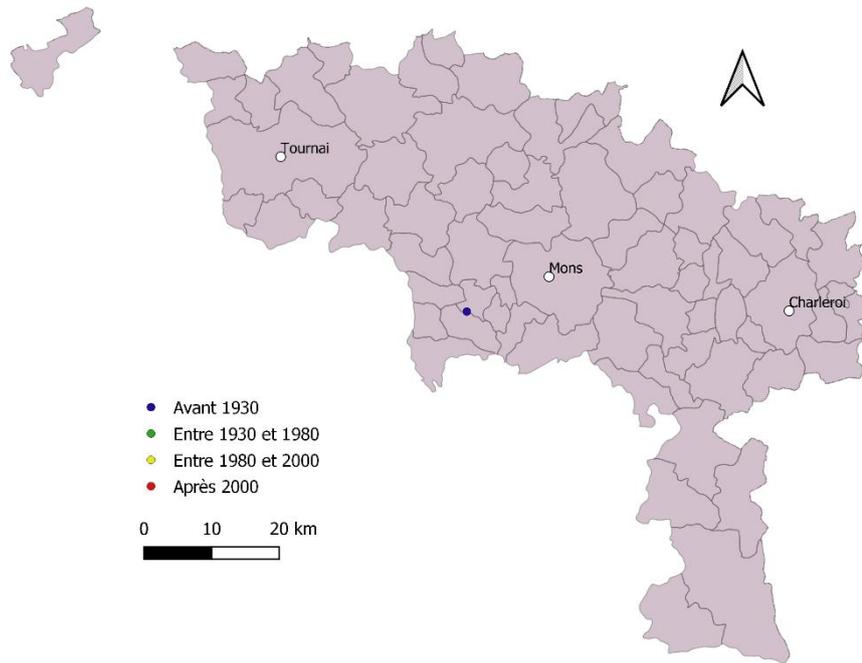
Andrena minutuloides



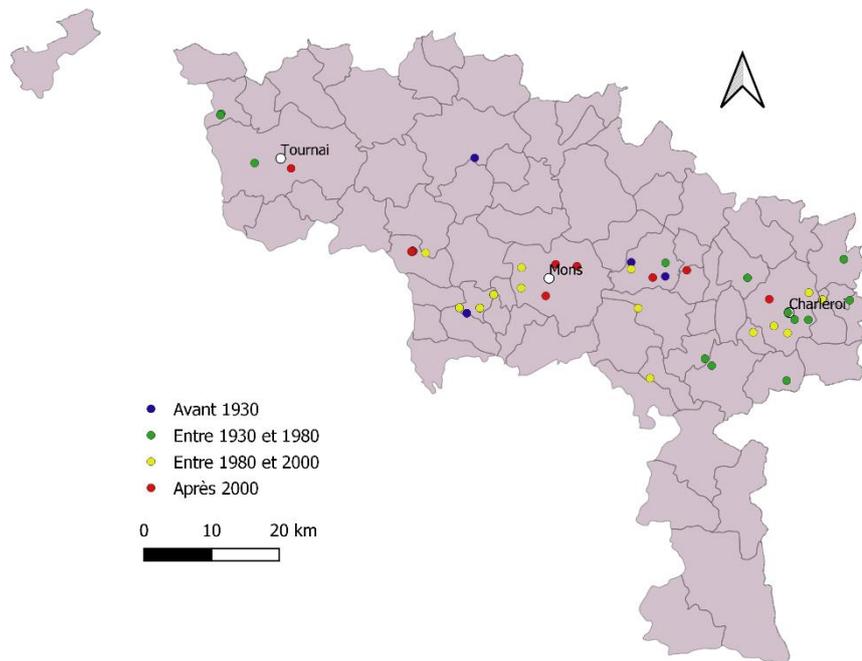
Andrena mitis



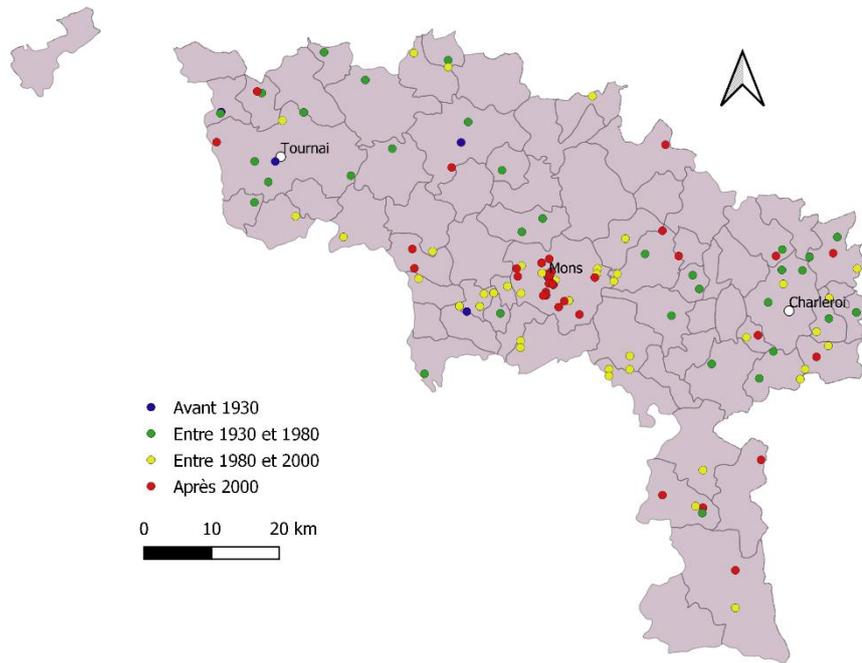
Andrena nigriceps



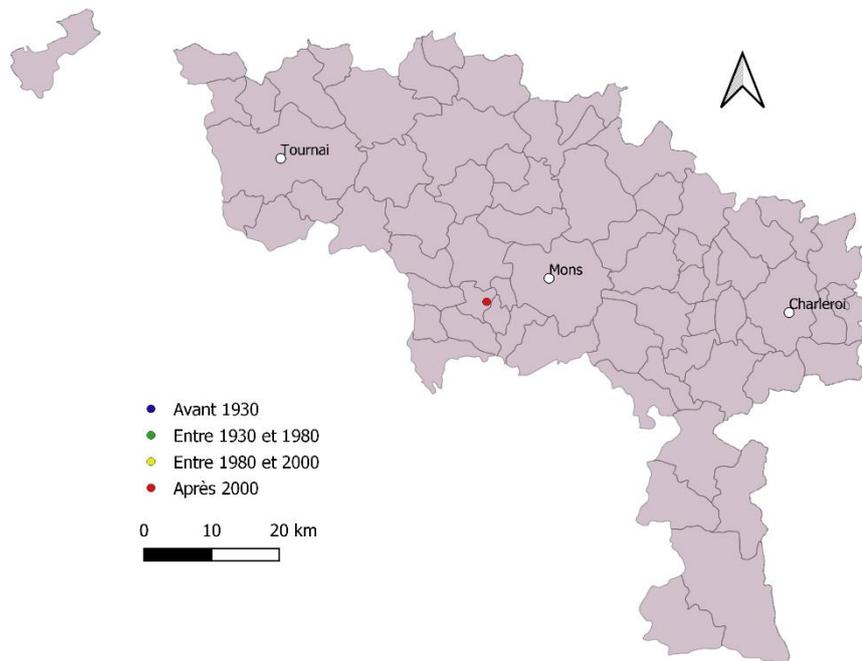
Andrena nigroaenea



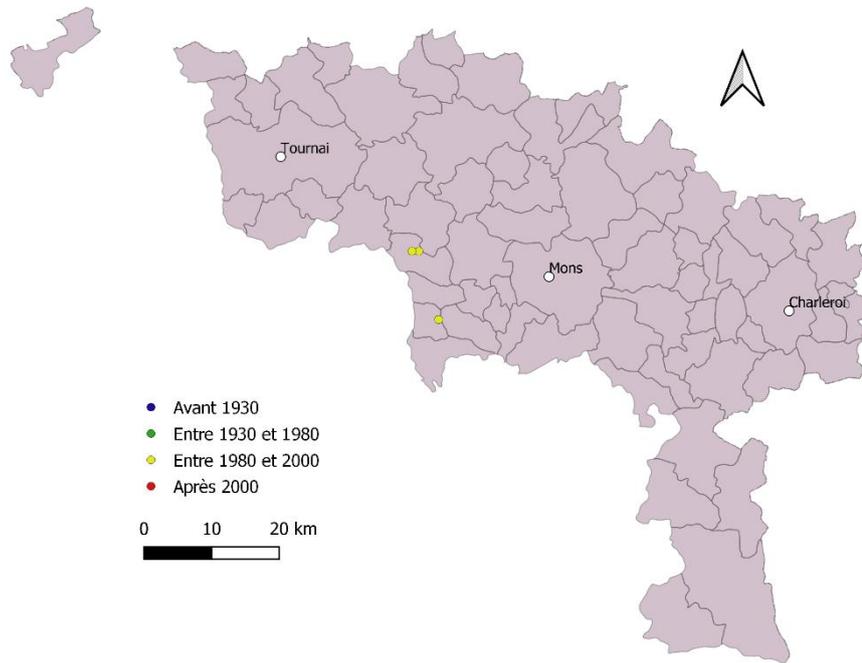
Andrena nitida



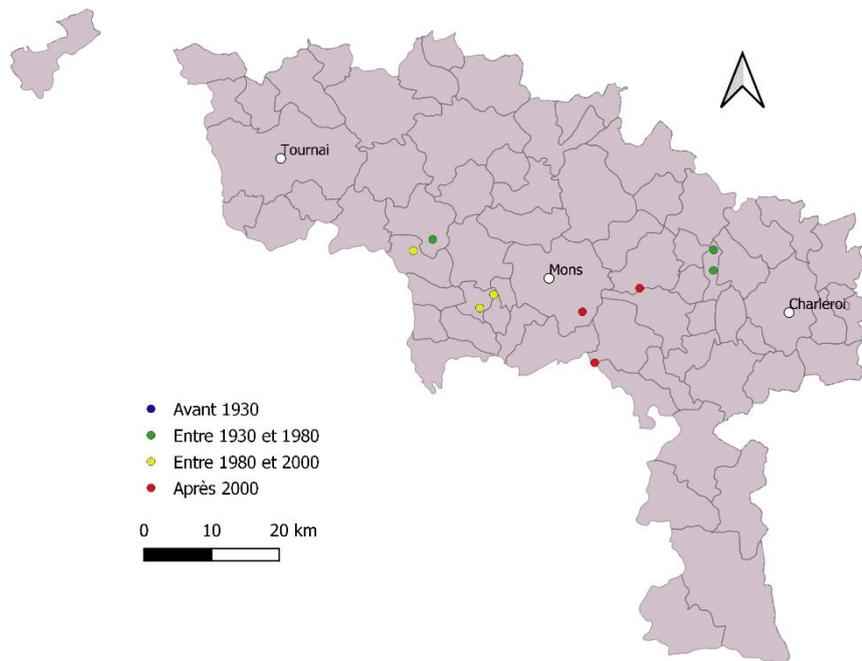
Andrena nitidiuscula



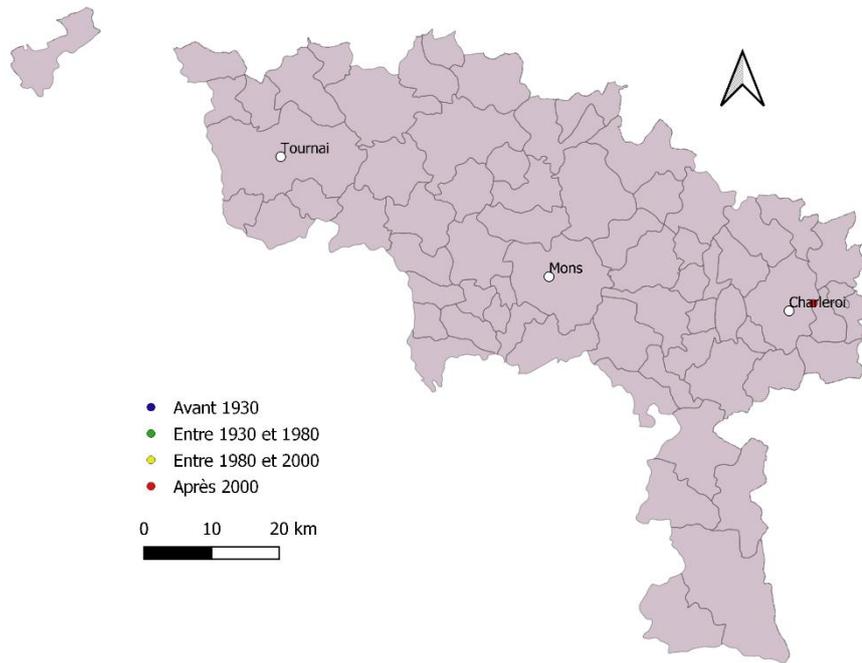
Andrena nycthemera



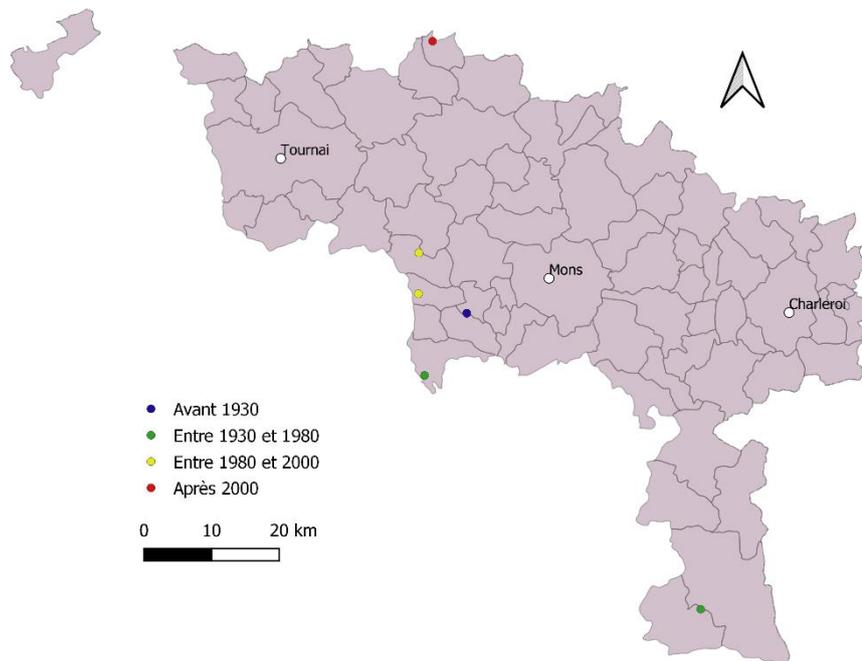
Andrena ovatula



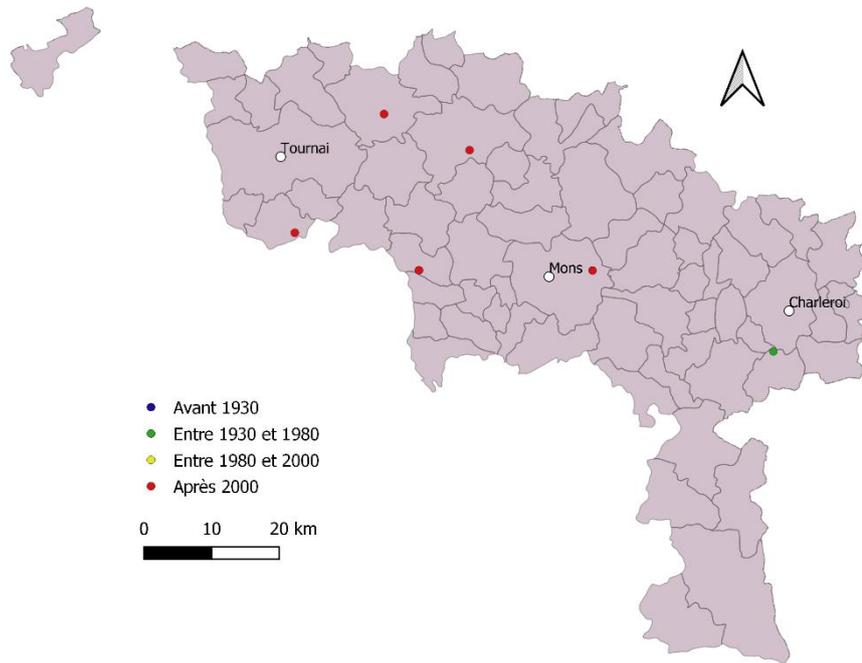
Andrena pandellei



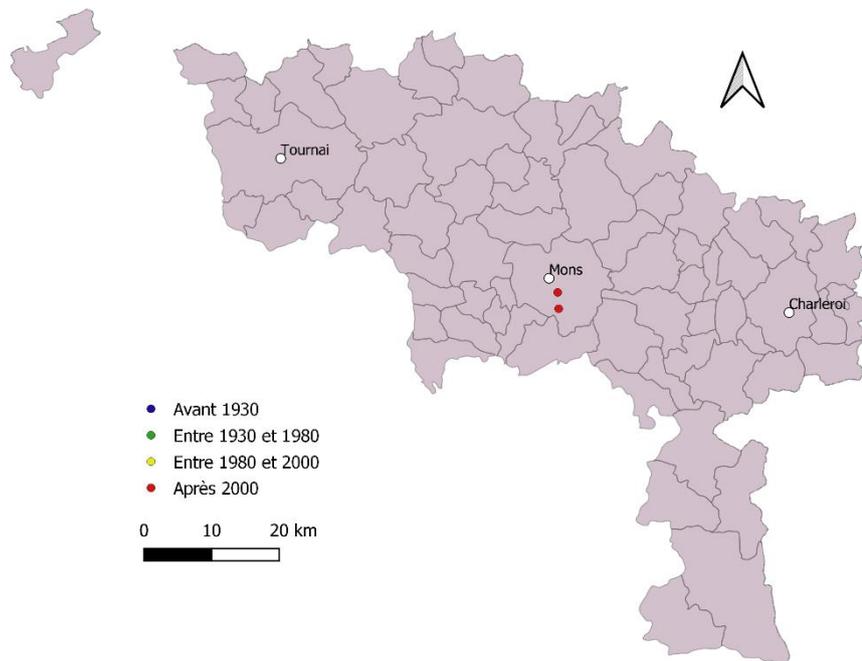
Andrena praecox



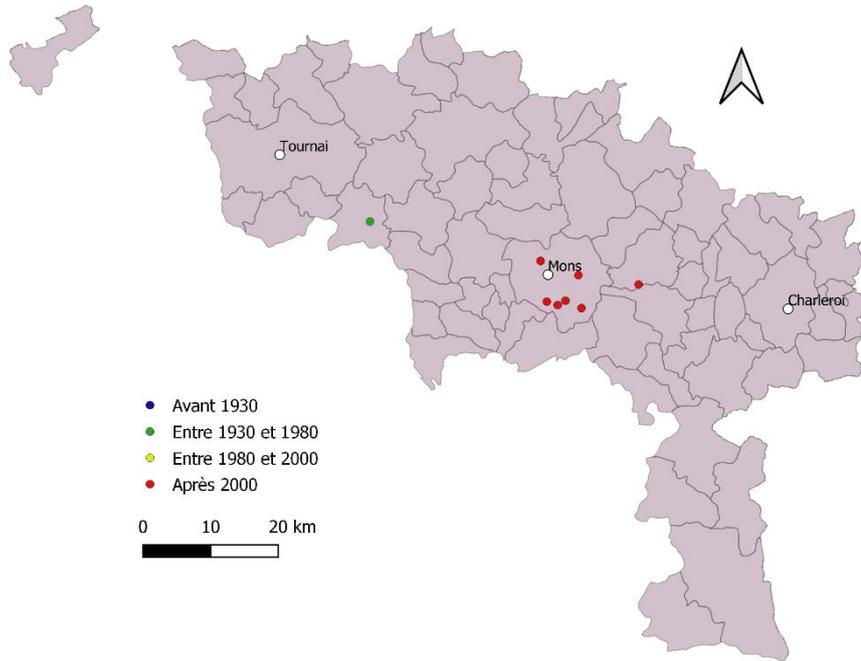
Andrena proxima



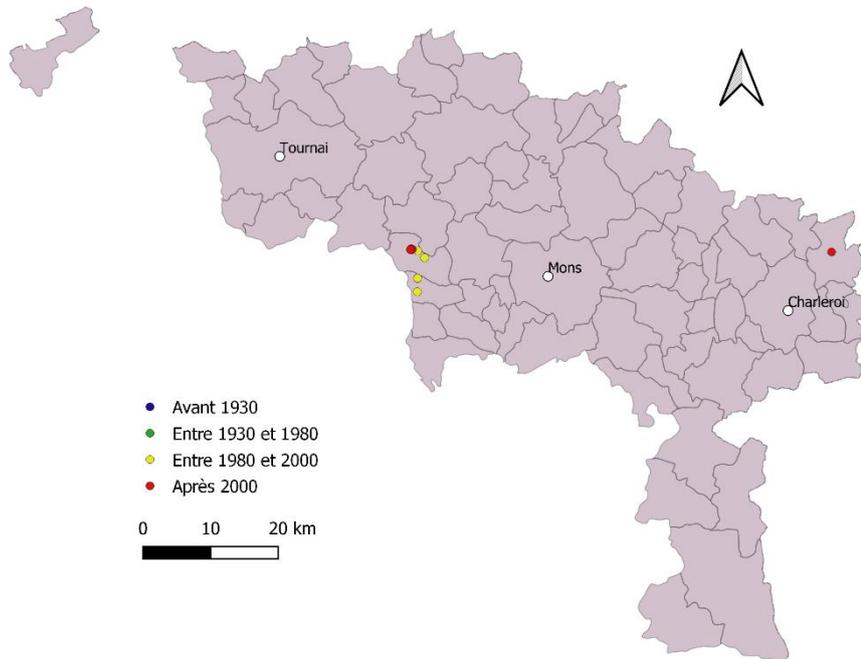
Andrena pusilla



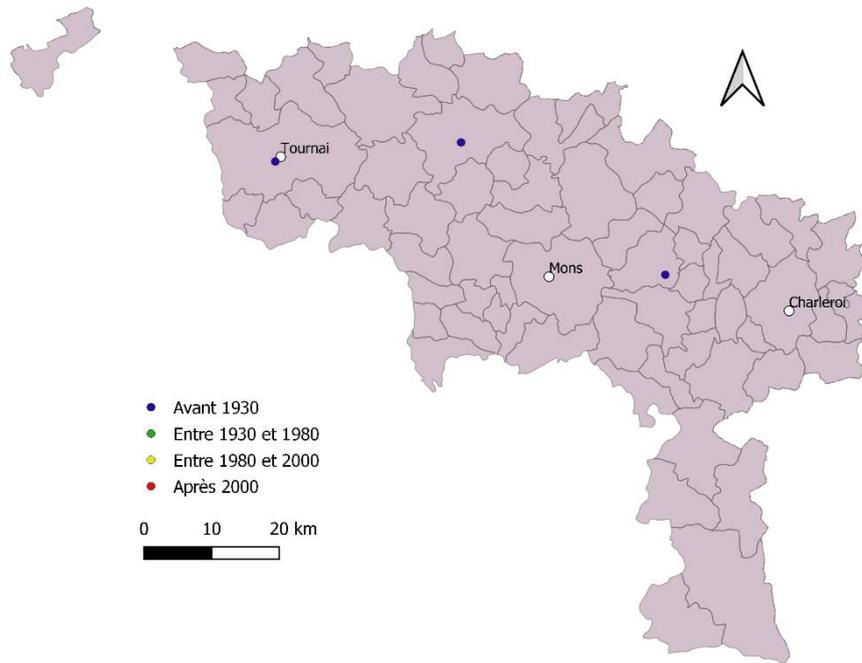
Andrena rosae



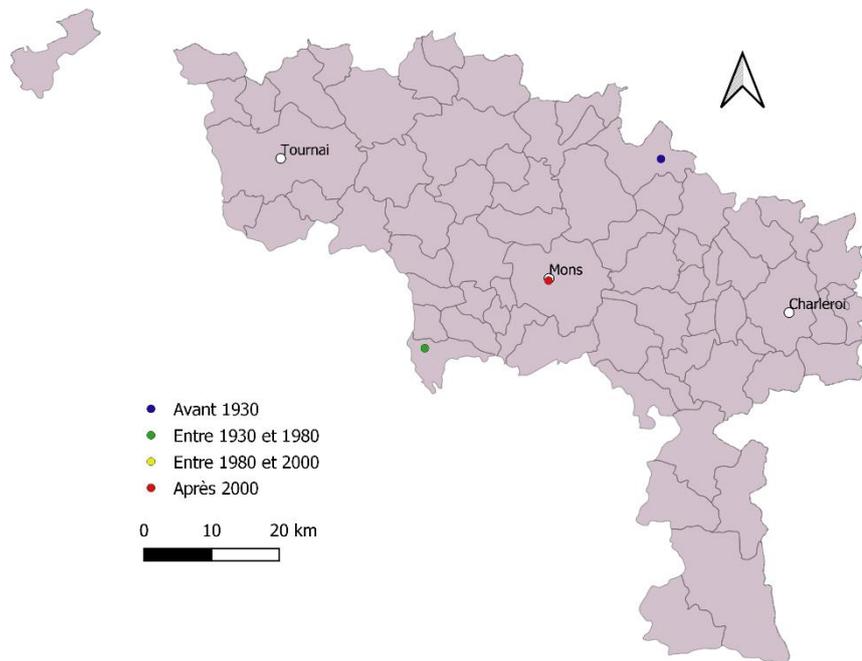
Andrena ruficrus



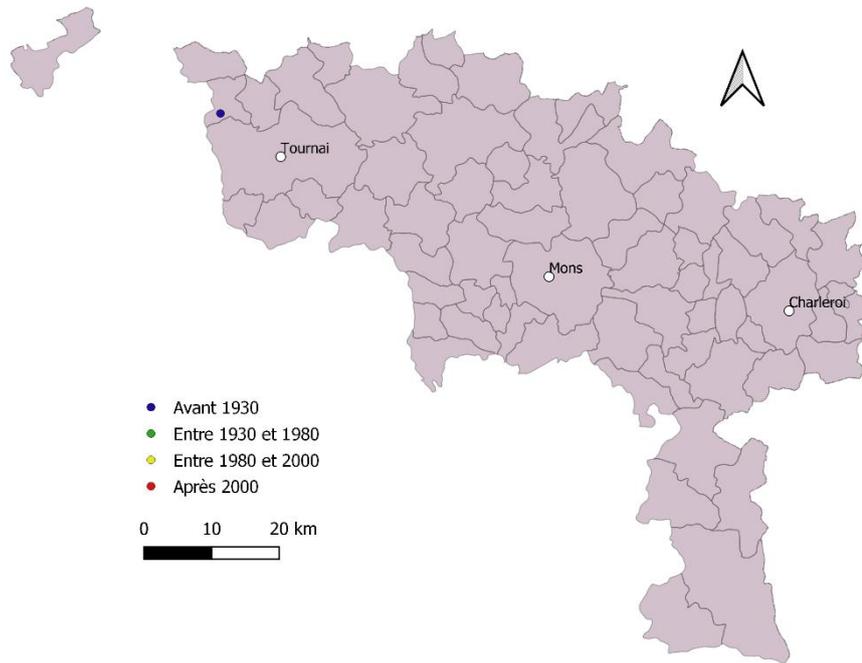
Andrena schencki



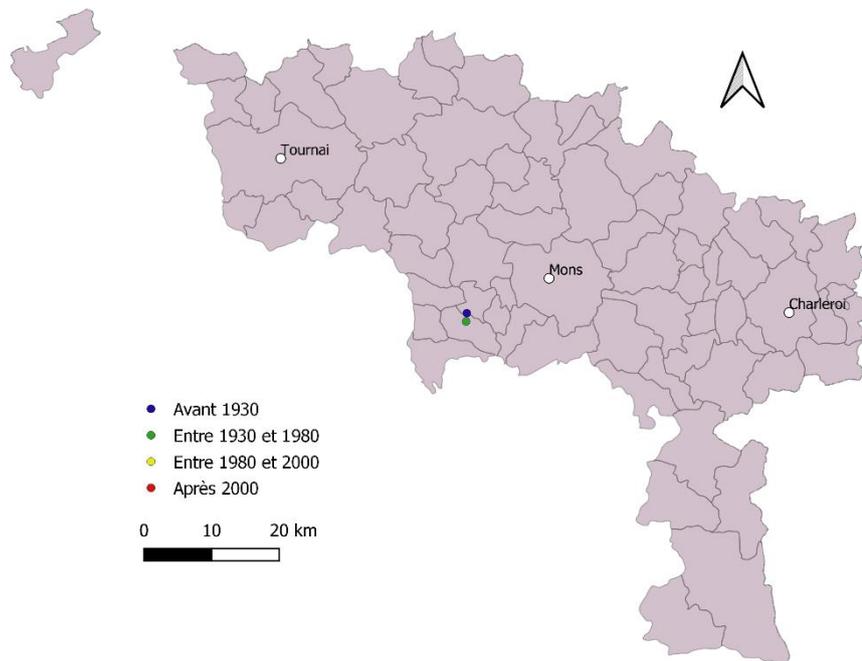
Andrena semilaevis



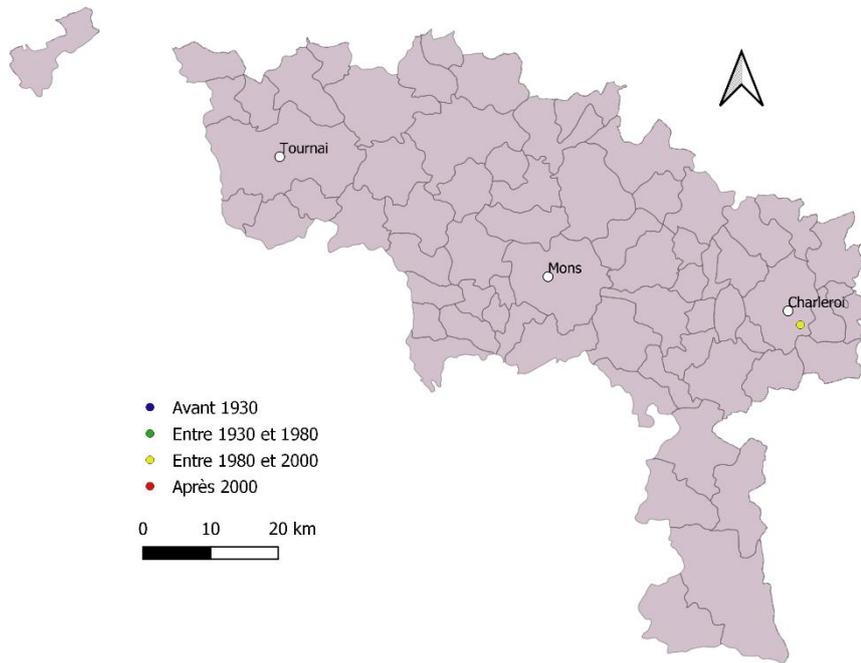
Andrena similis



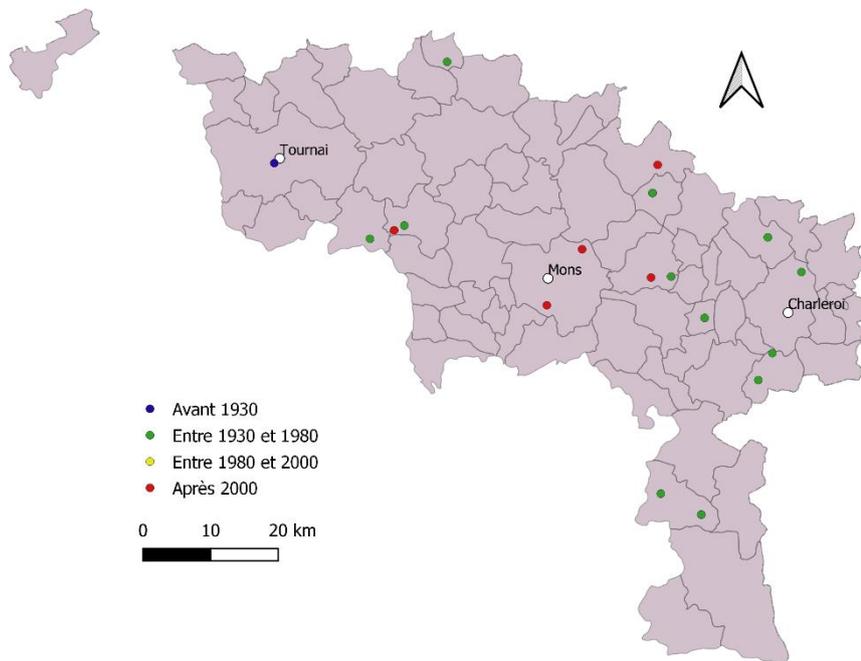
Andrena spreta



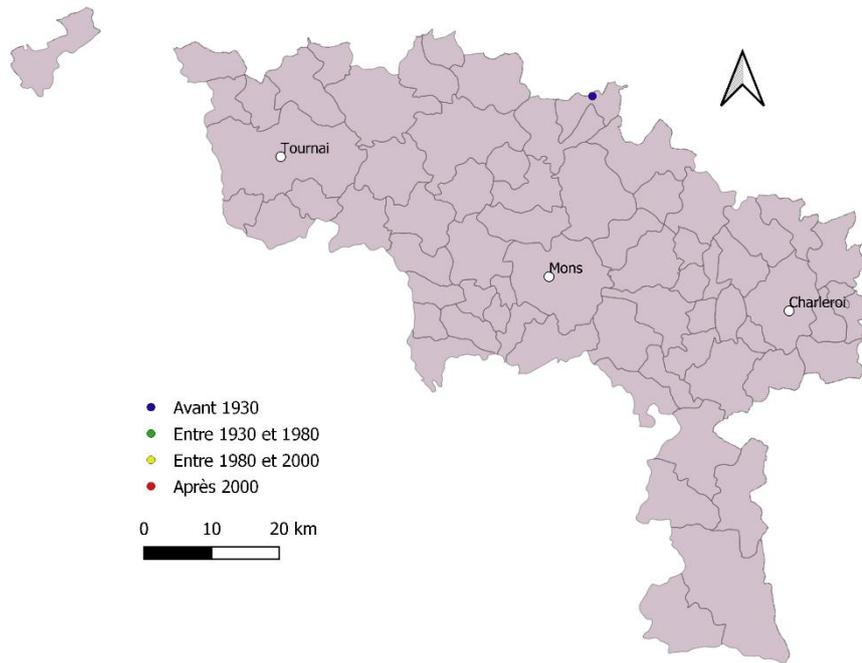
Andrena strohmeella



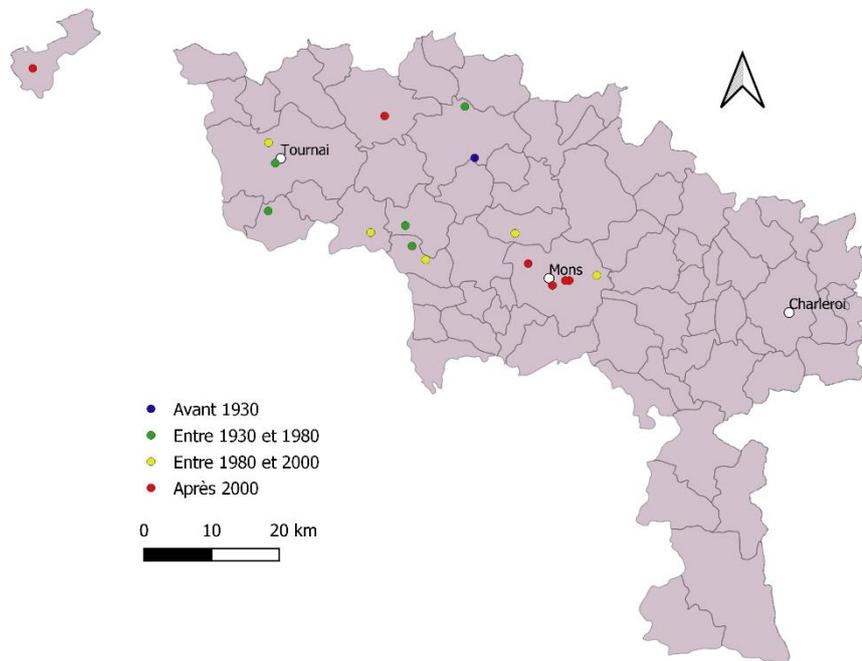
Andrena subopaca



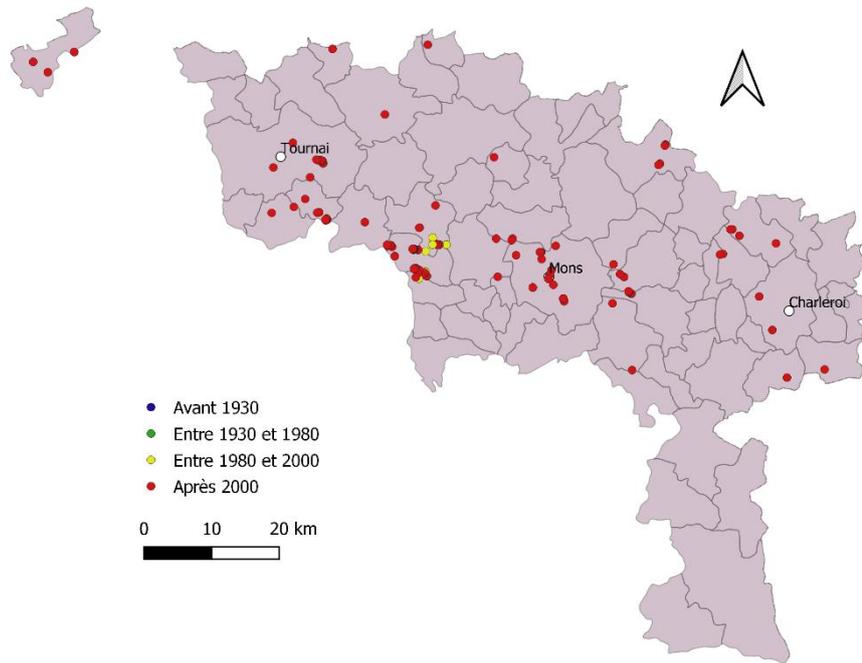
Andrena thoracica



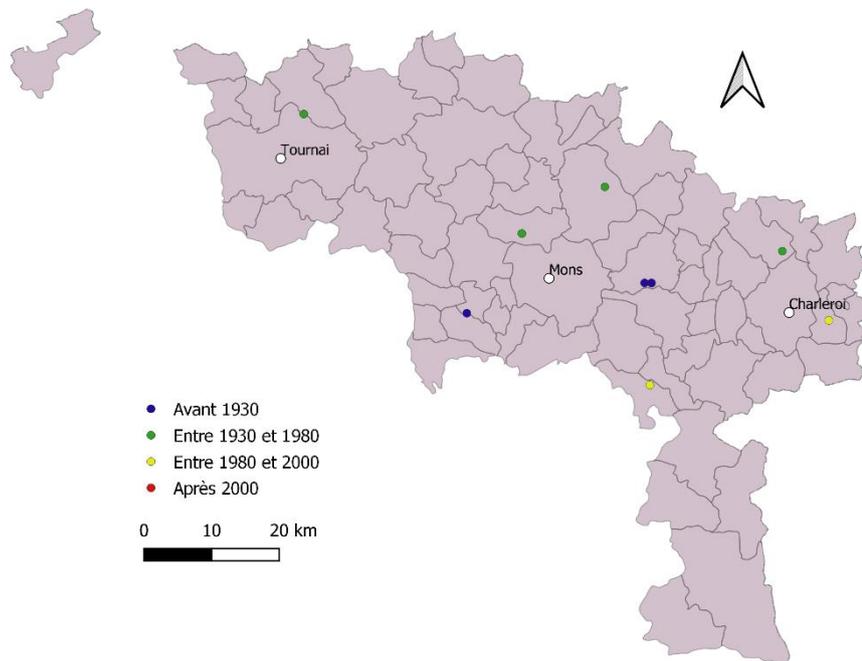
Andrena tibialis



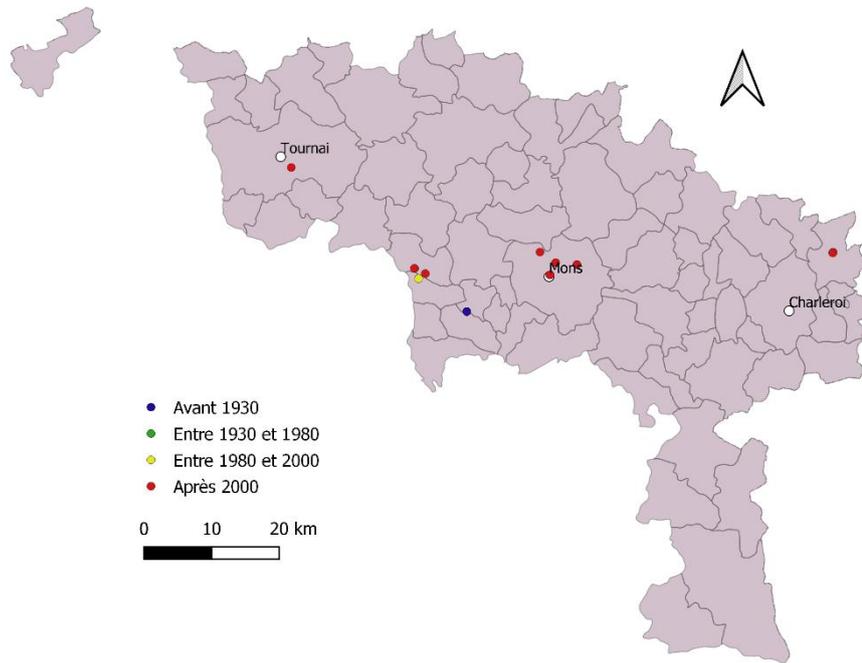
Andrena vaga



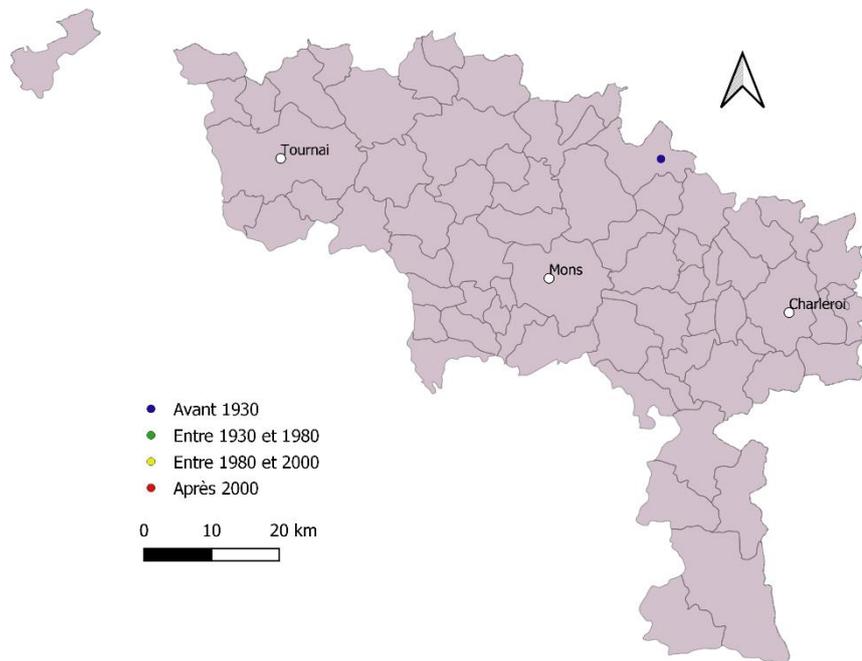
Andrena varians



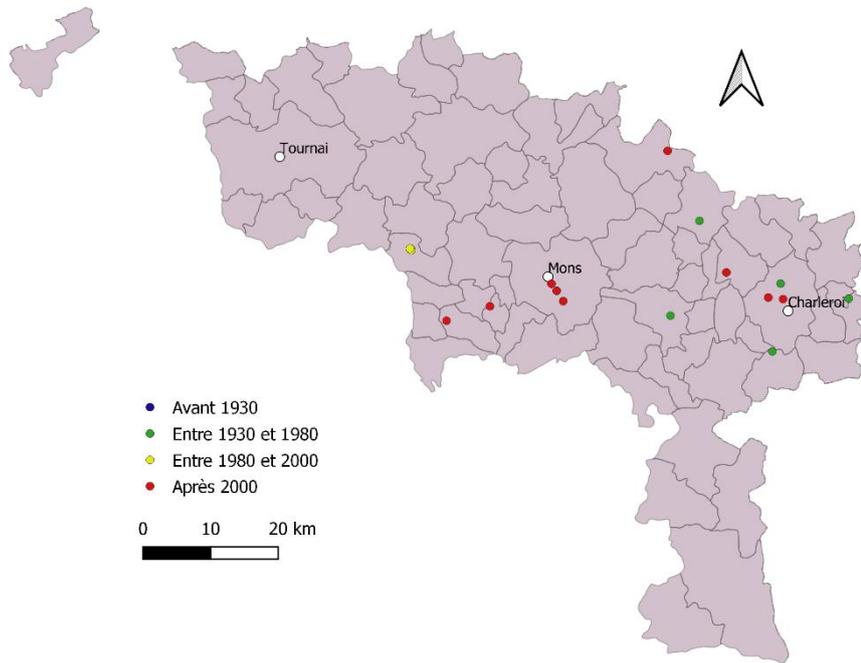
Andrena ventralis



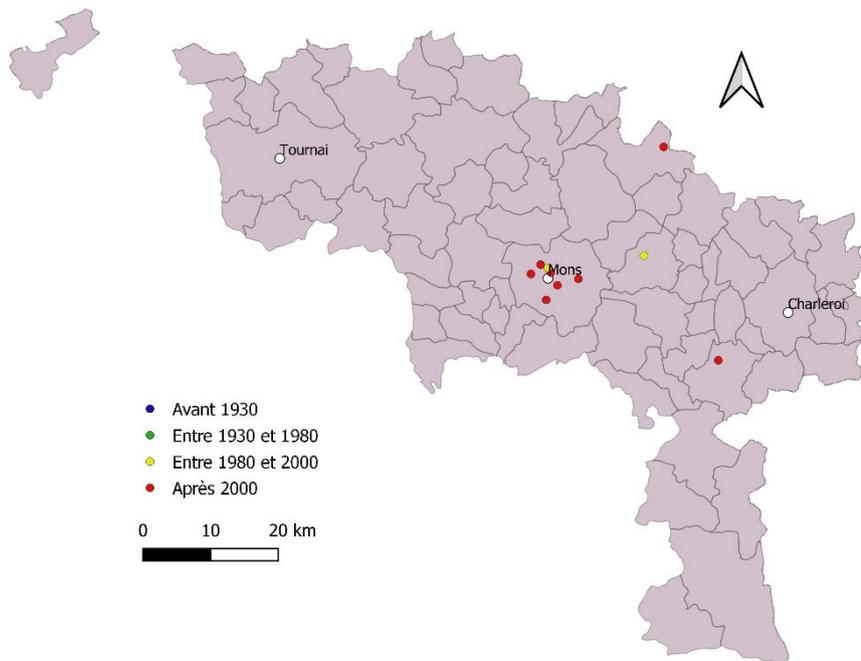
Andrena viridescens



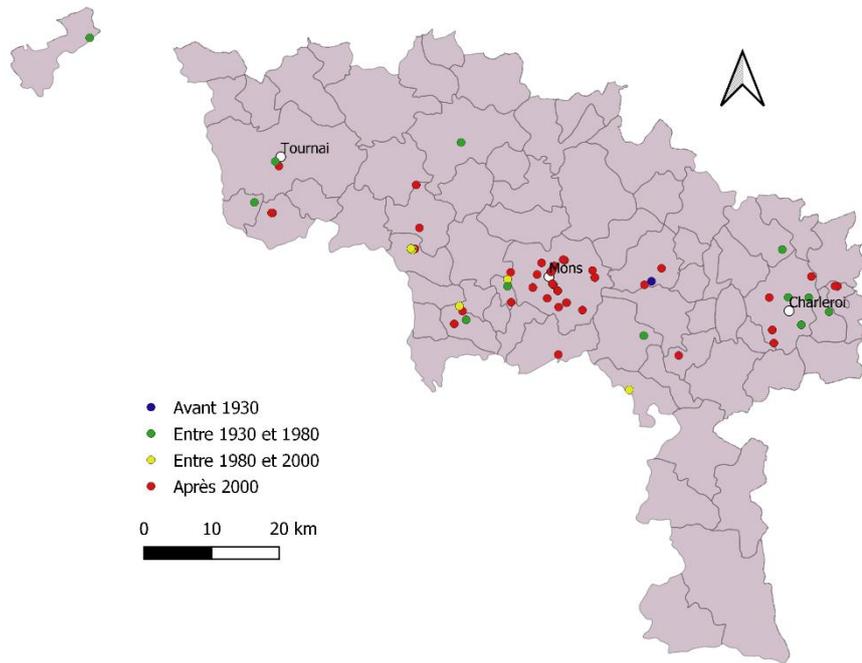
Andrena wilkella



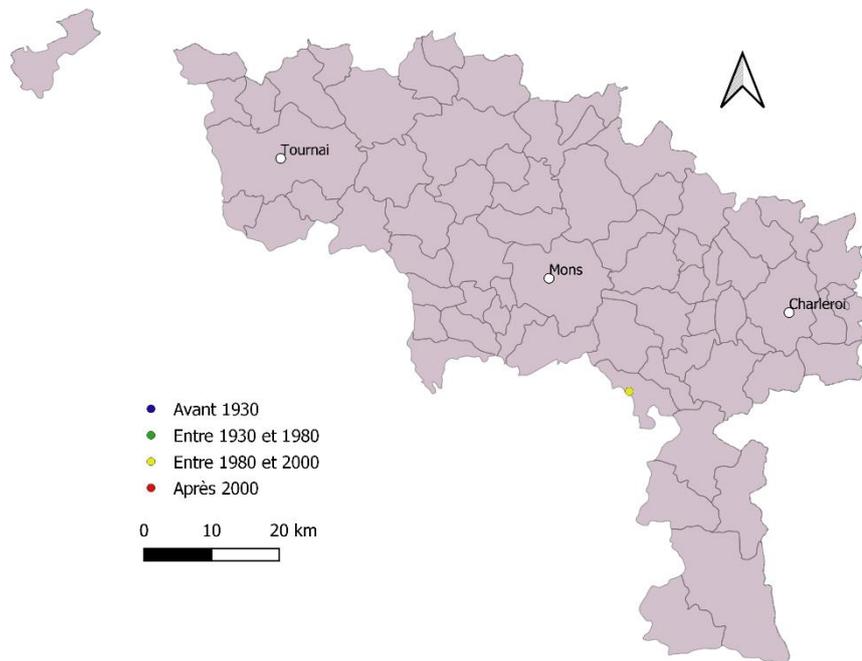
Anthidiellum strigatum



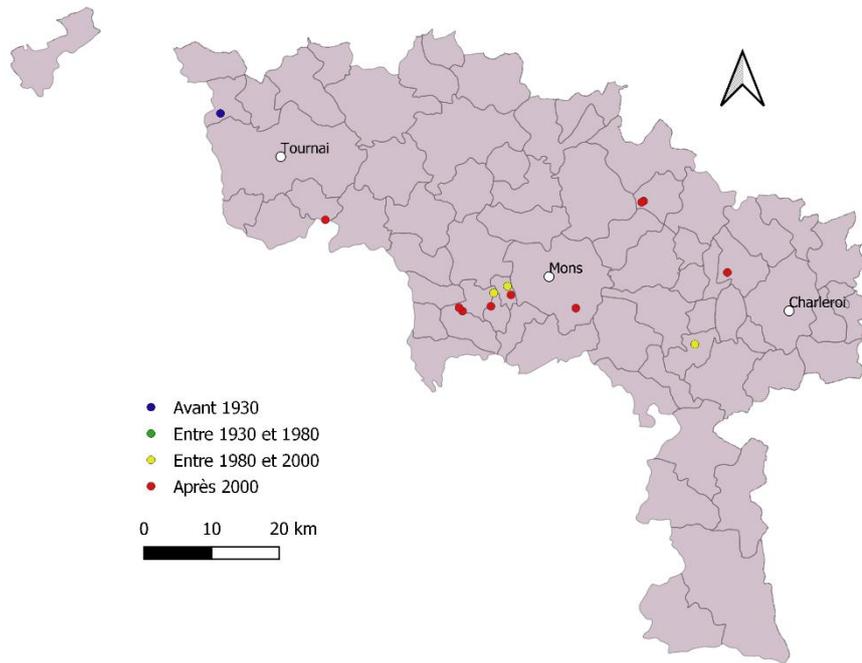
Anthidium manicatum



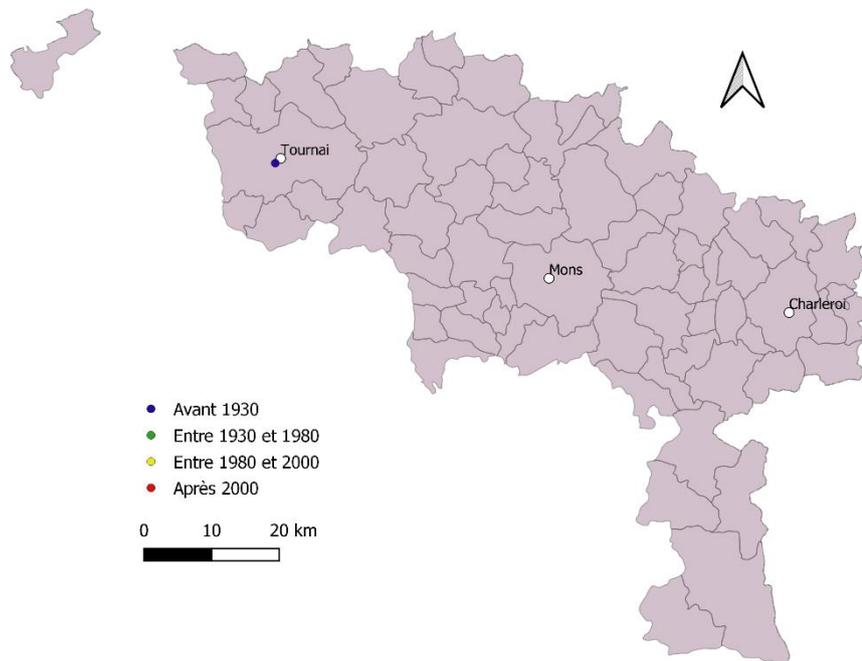
Anthidium oblongatum



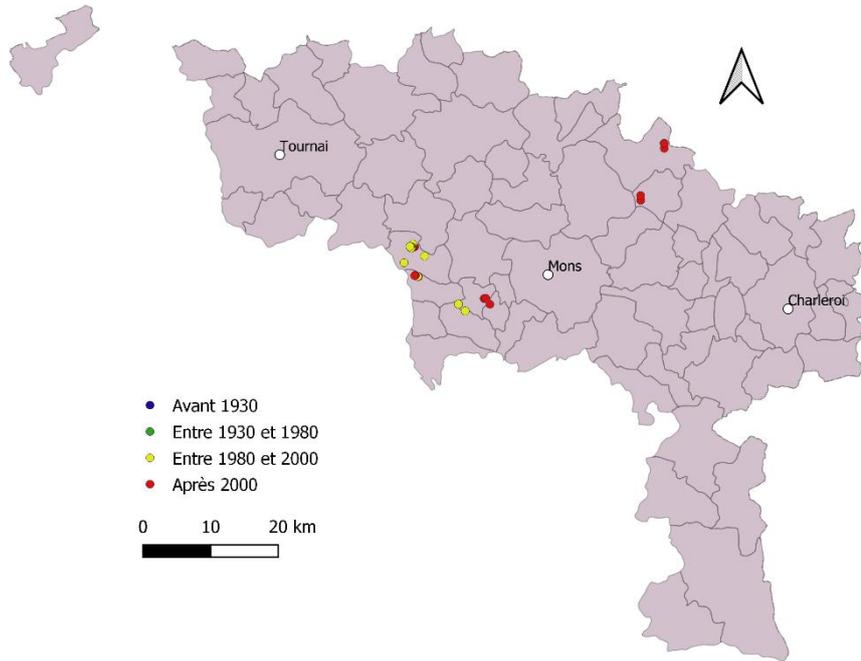
Anthidium punctatum



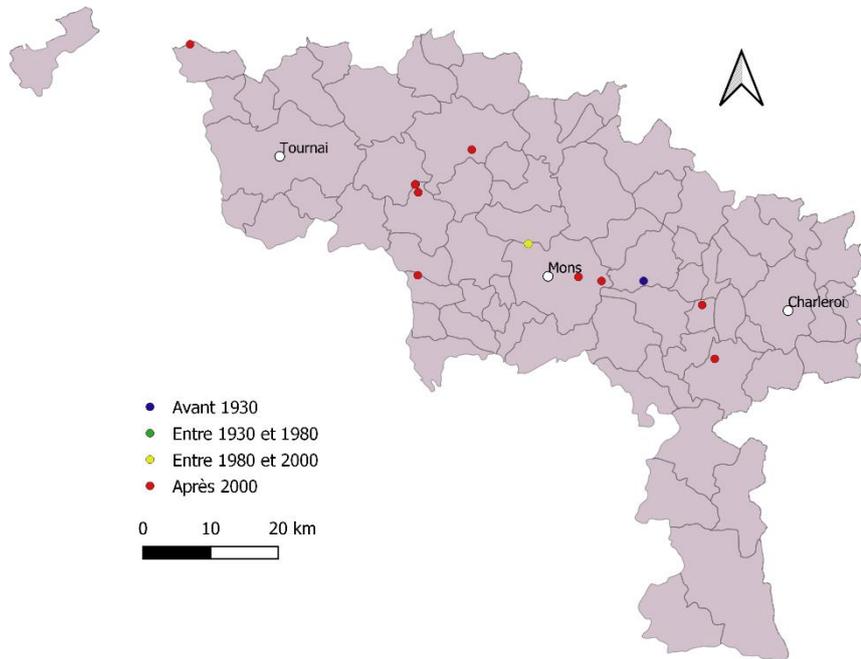
Anthophora aestivalis



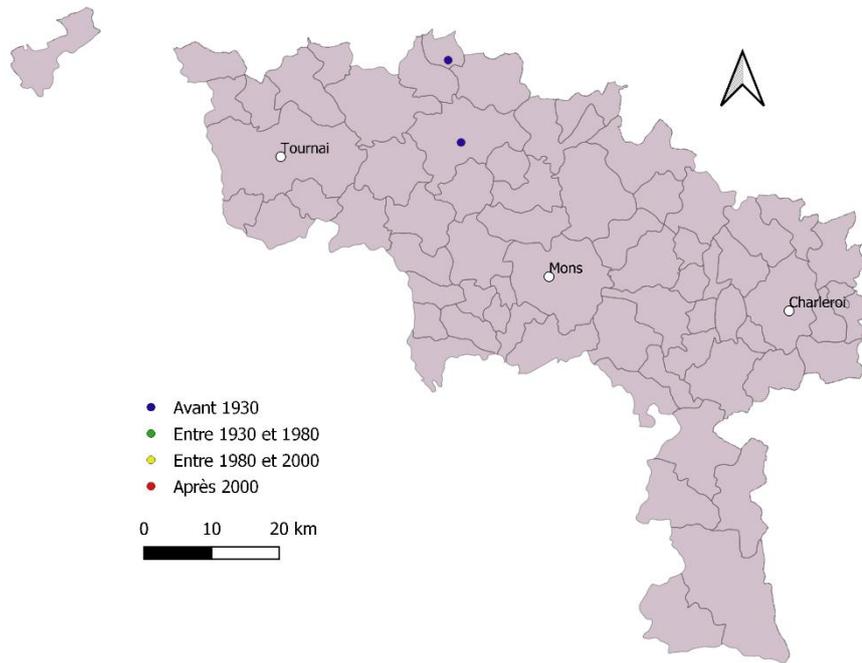
Anthophora bimaculata



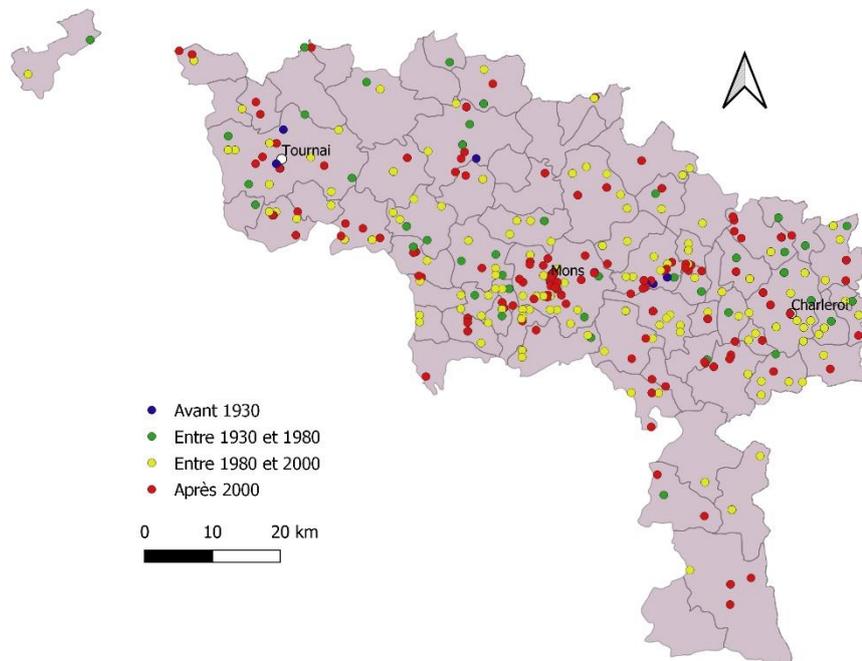
Anthophora furcata



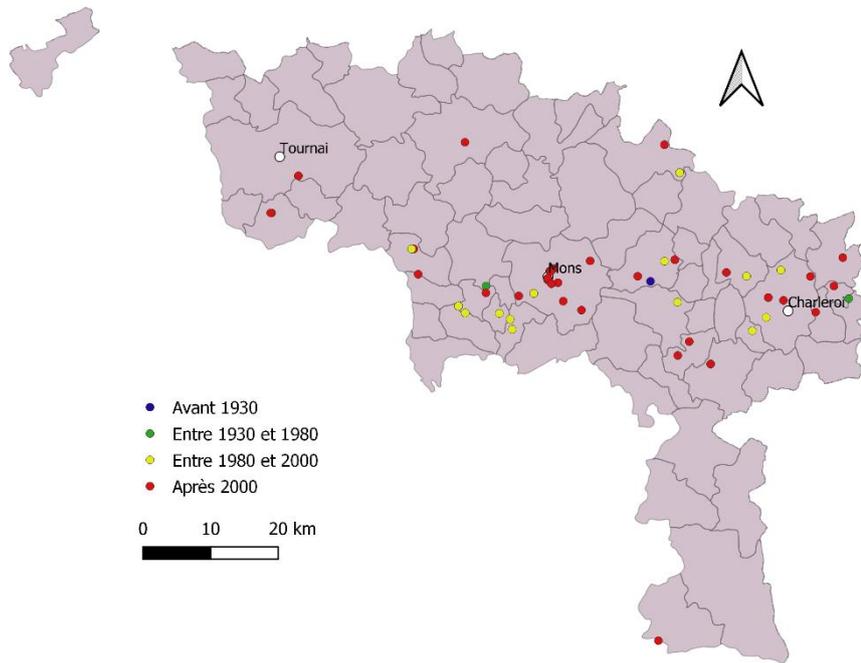
Anthophora plagiata



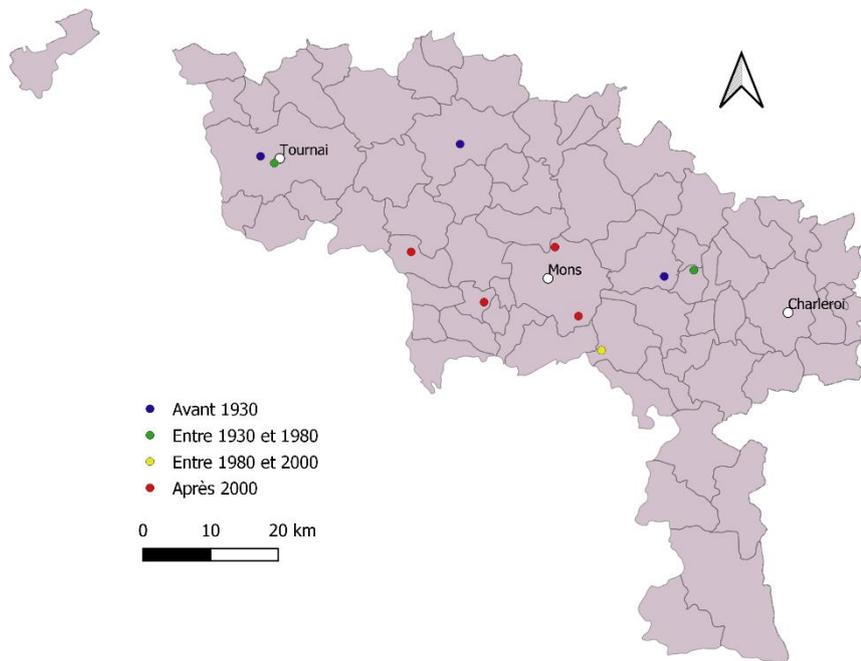
Anthophora plumipes



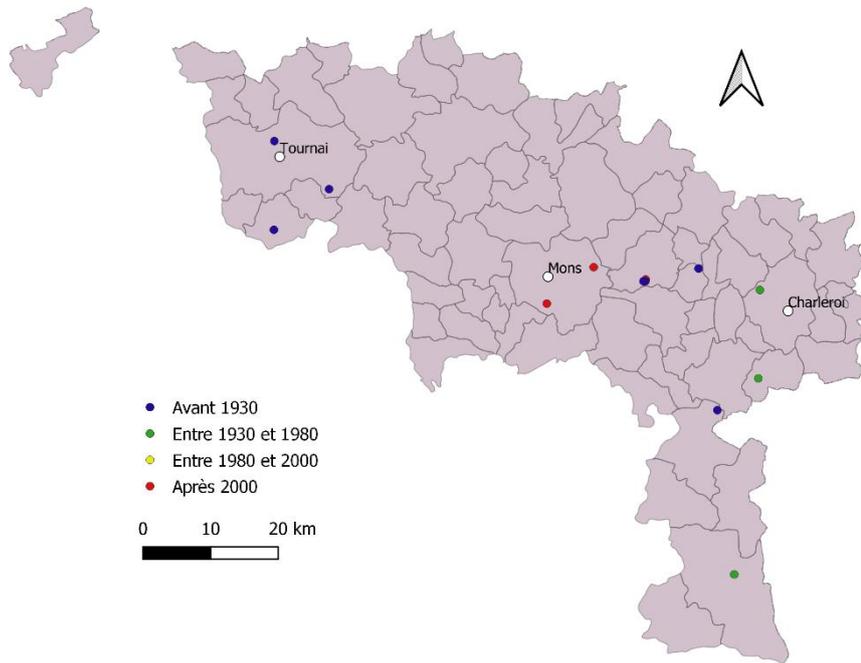
Anthophora quadrimaculata



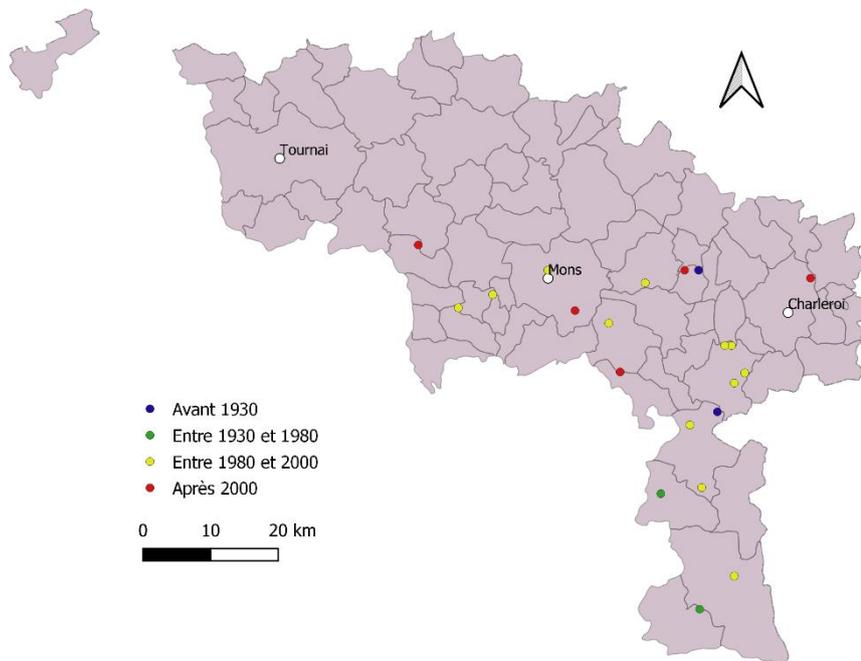
Anthophora retusa



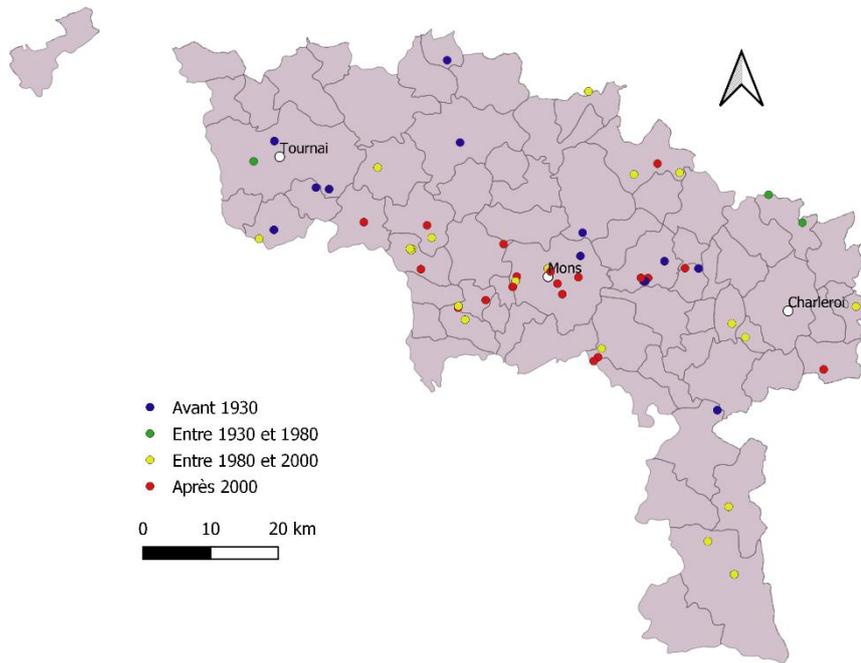
Bombus barbutellus



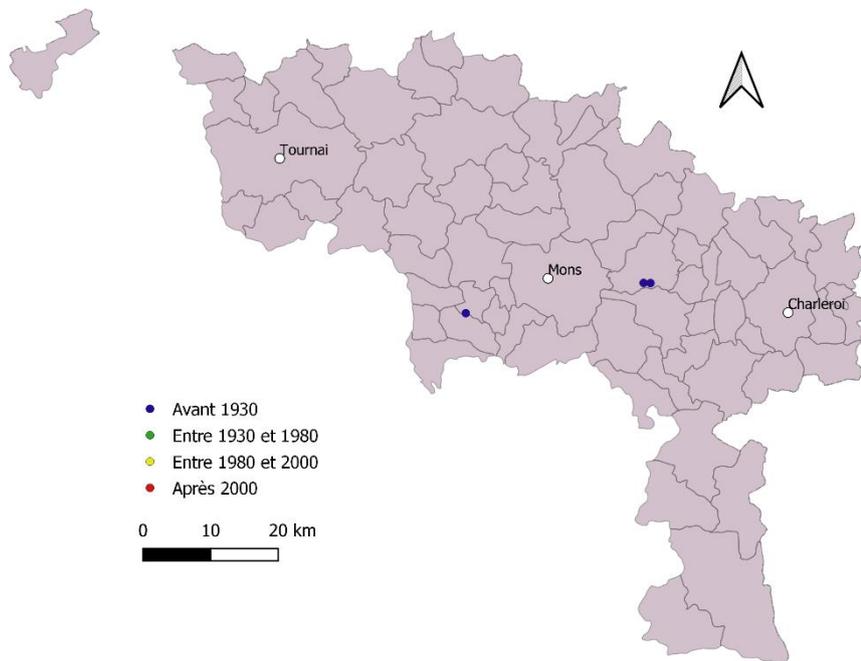
Bombus bohemicus



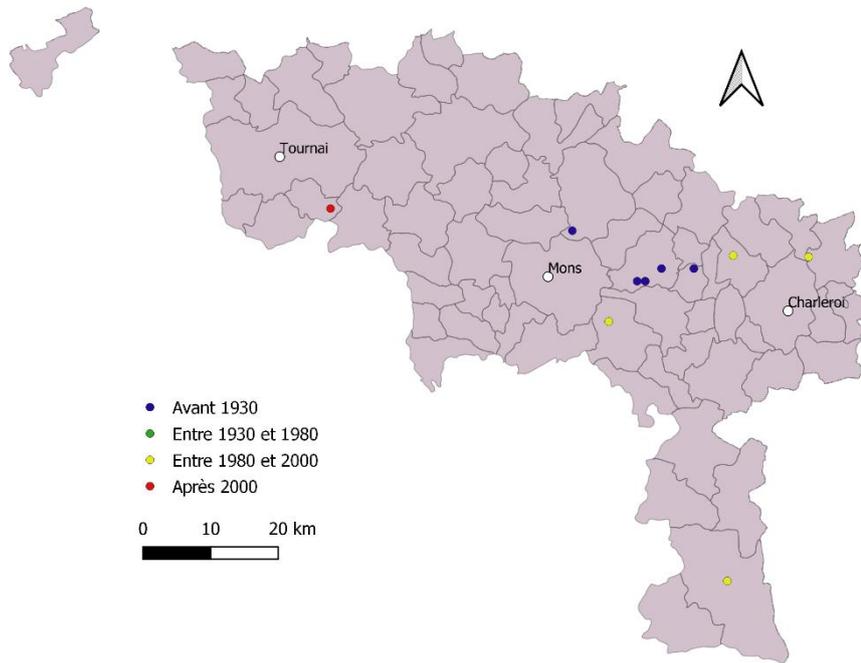
Bombus campestris



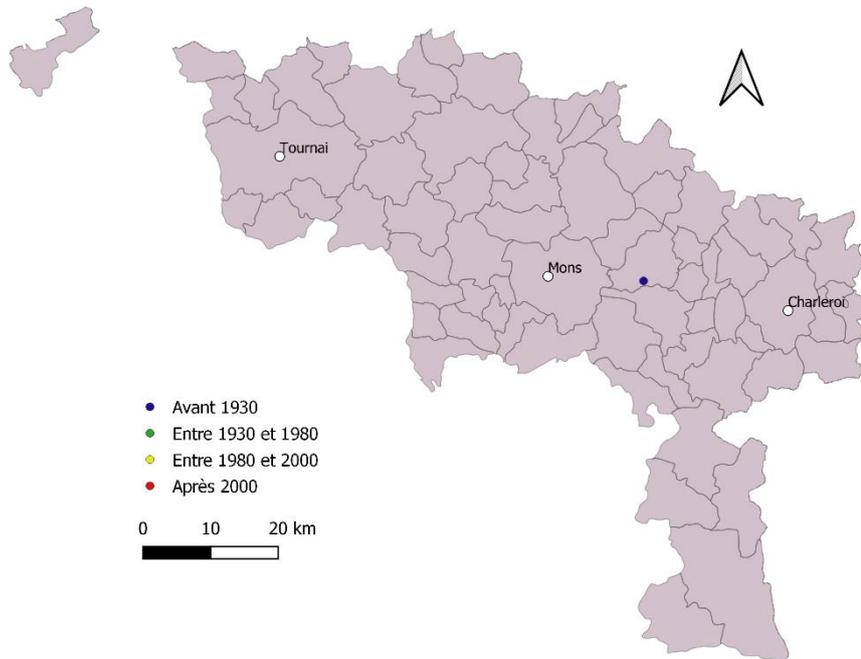
Bombus confusus



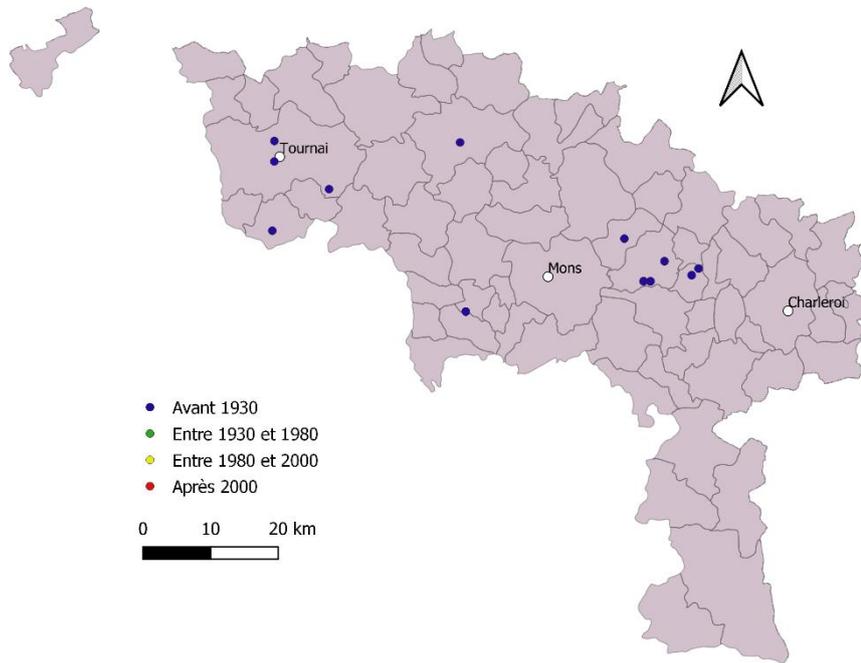
Bombus cryptarum



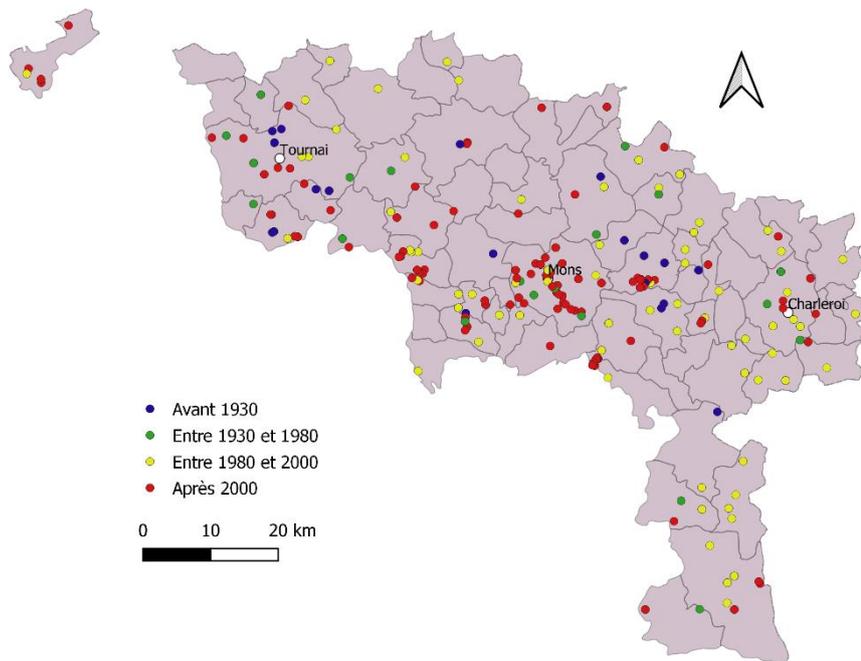
Bombus cullumanus



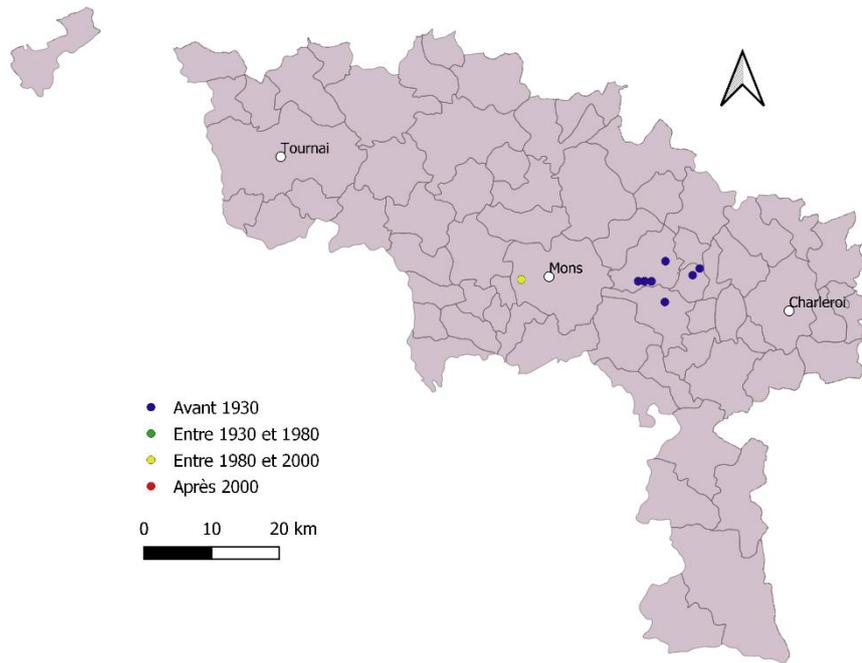
Bombus distinguendus



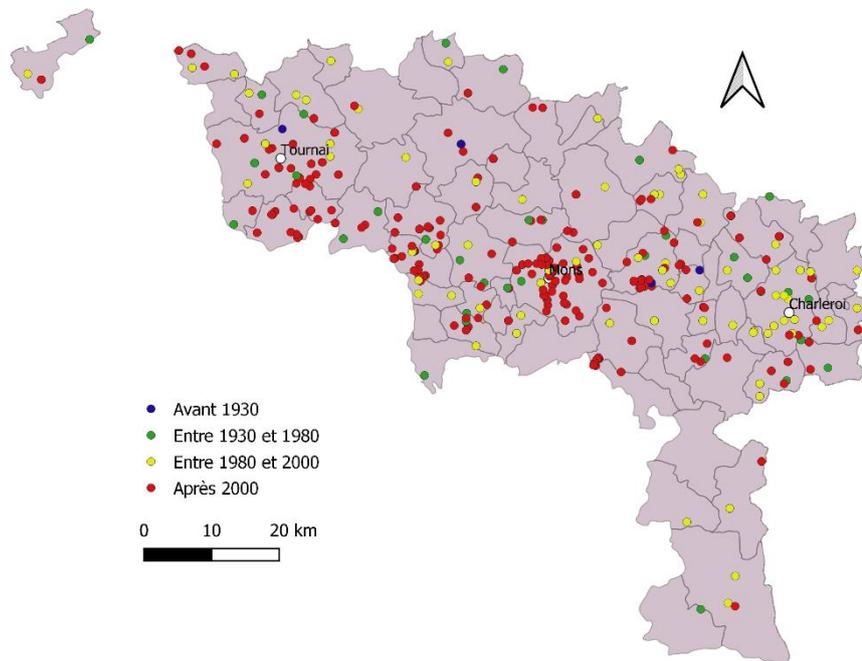
Bombus hortorum



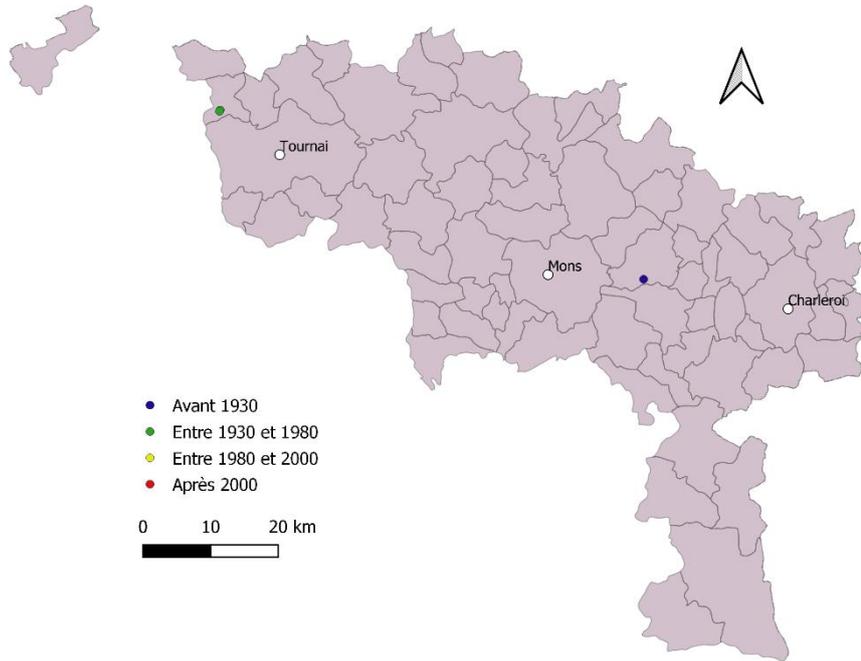
Bombus humilis



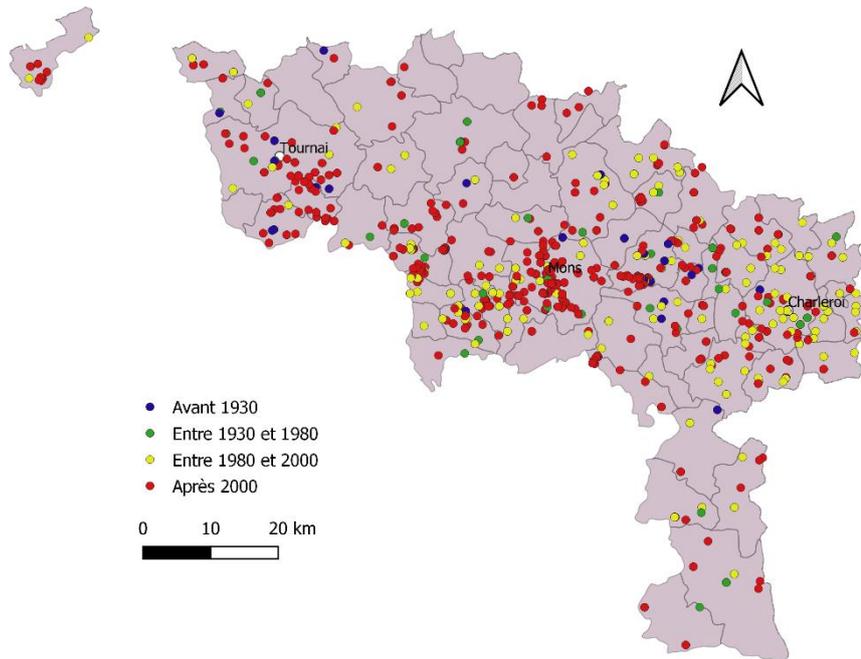
Bombus hypnorum



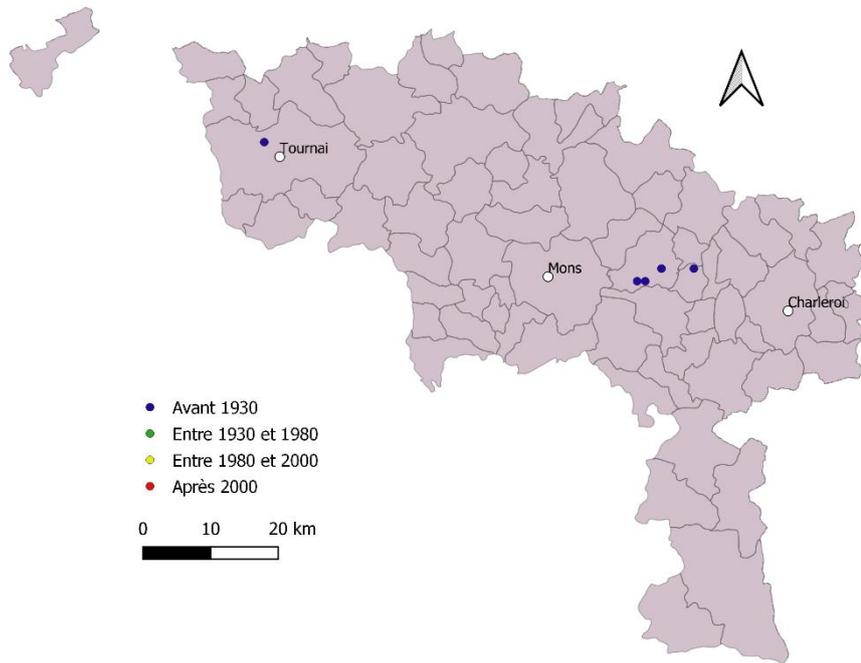
Bombus jonellus



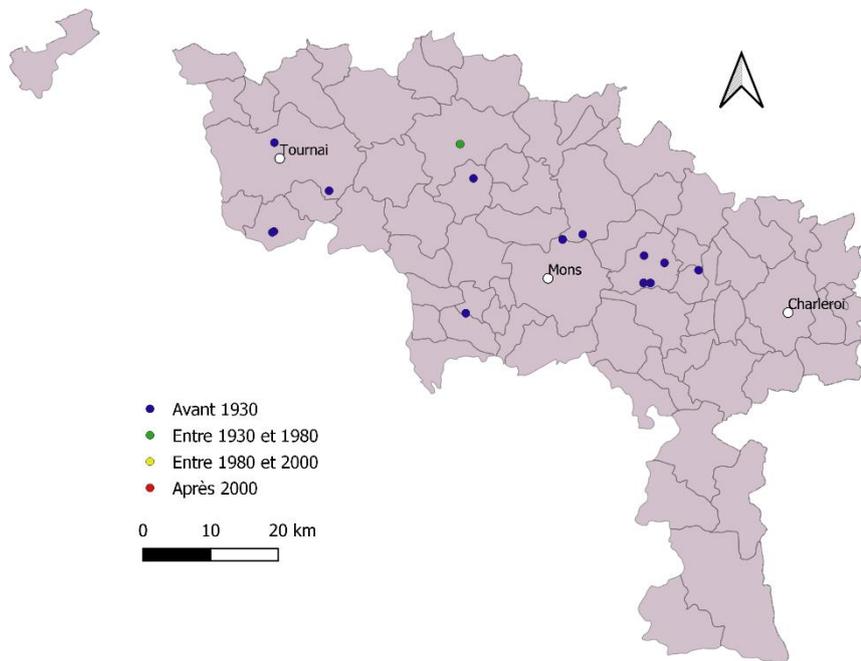
Bombus lapidarius



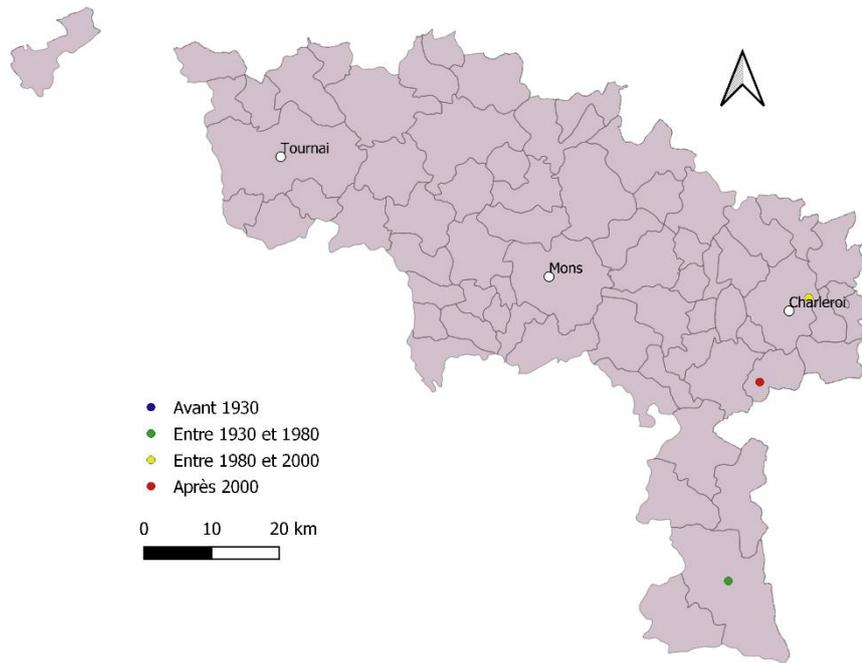
Bombus magnus



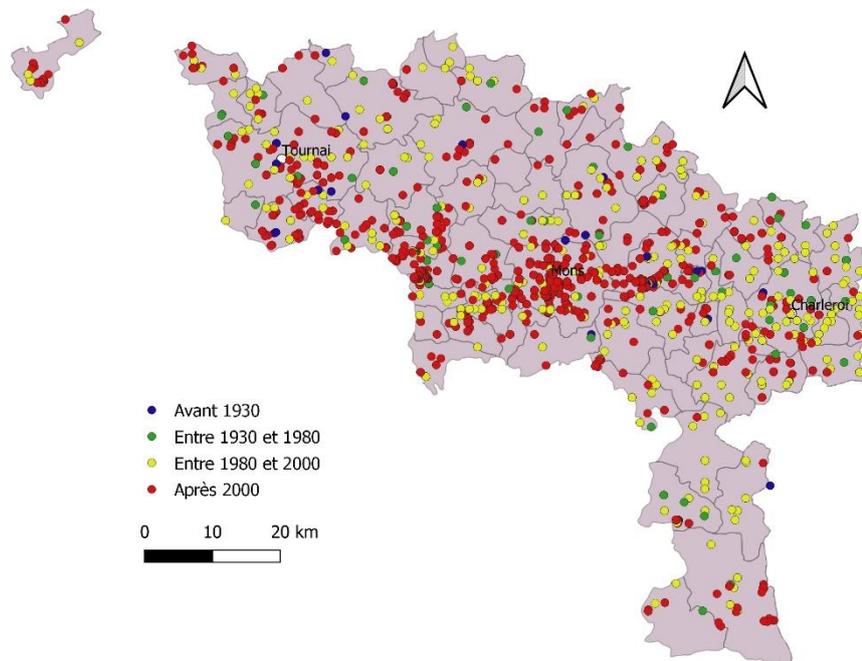
Bombus muscorum



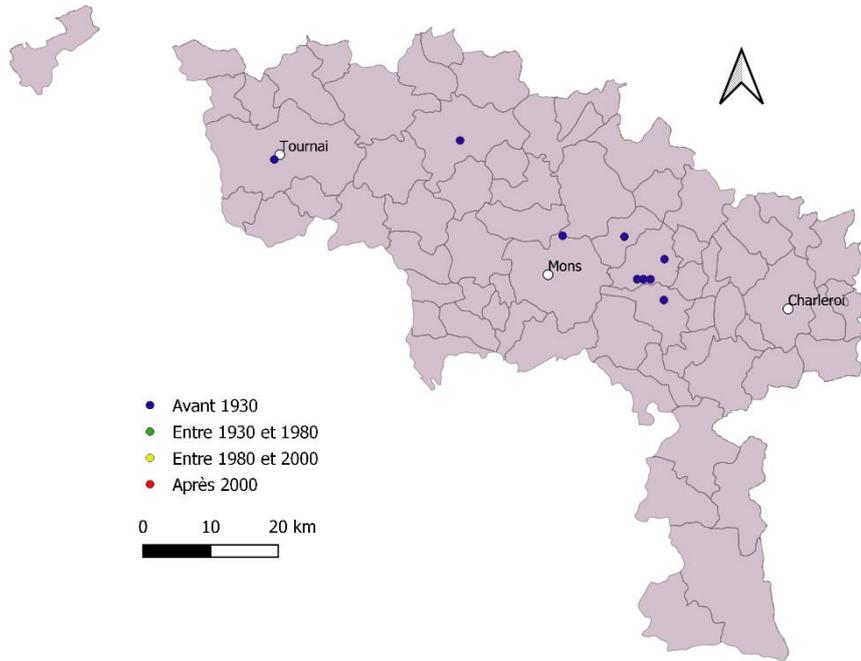
Bombus norvegicus



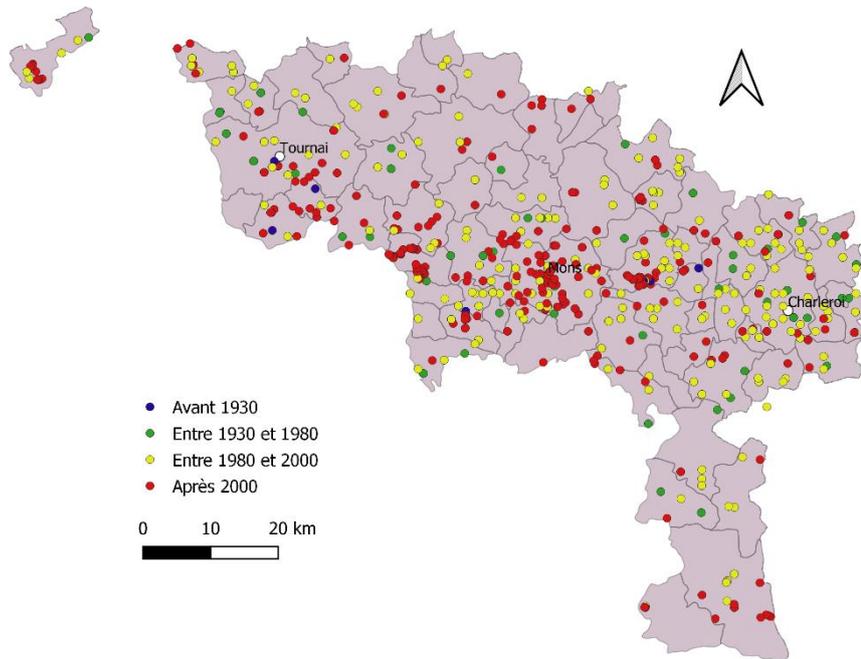
Bombus pascuorum



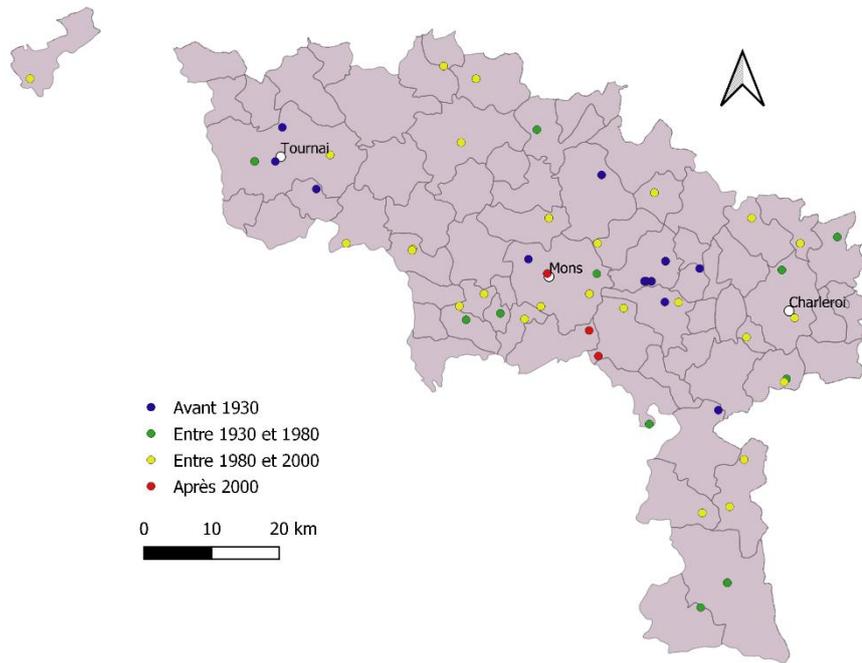
Bombus pomorum



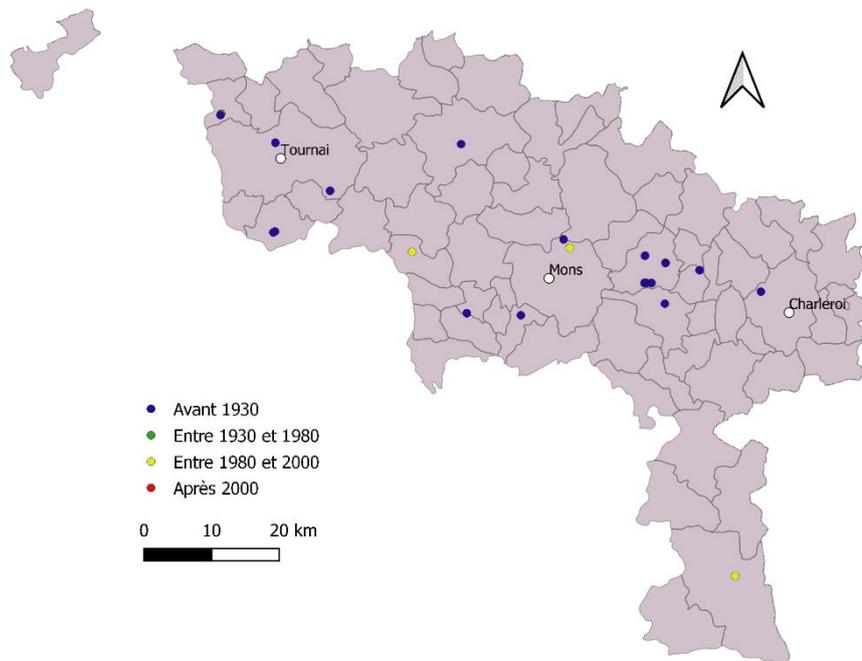
Bombus pratorum



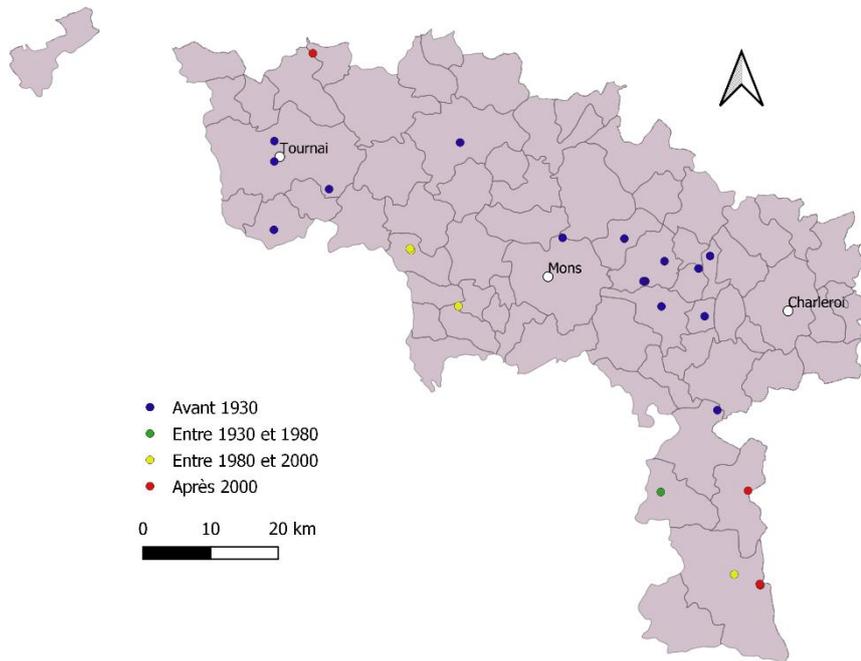
Bombus ruderarius



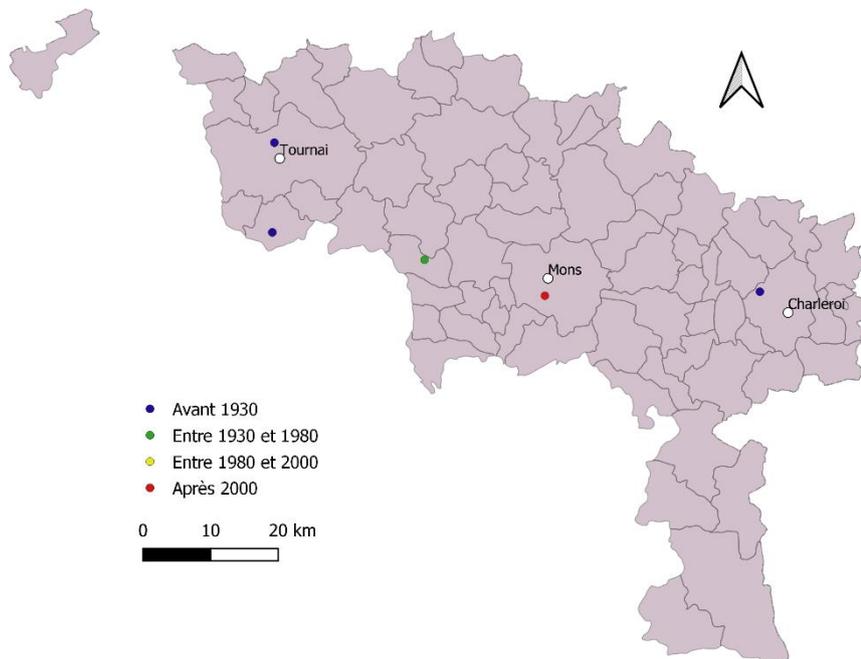
Bombus ruderatus



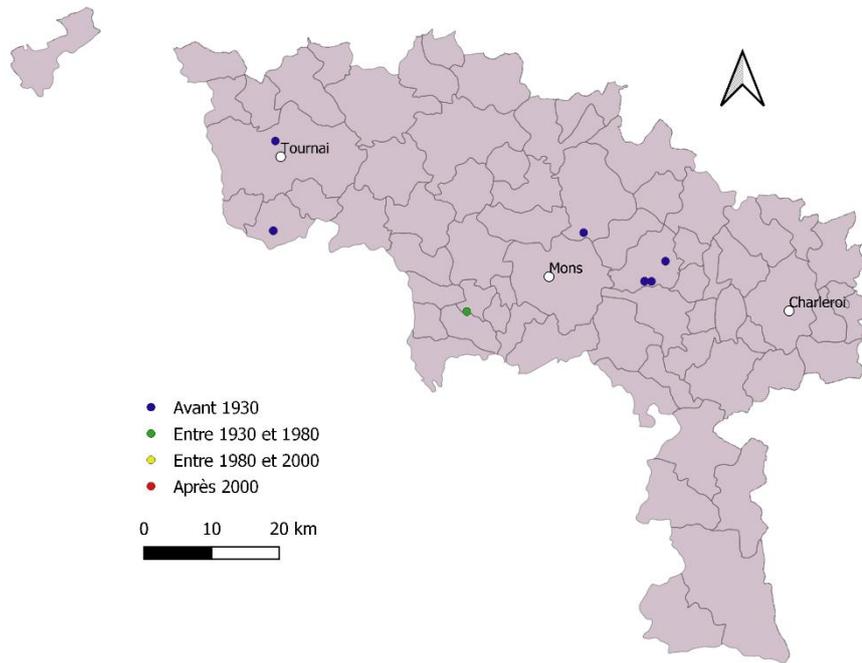
Bombus rupestris



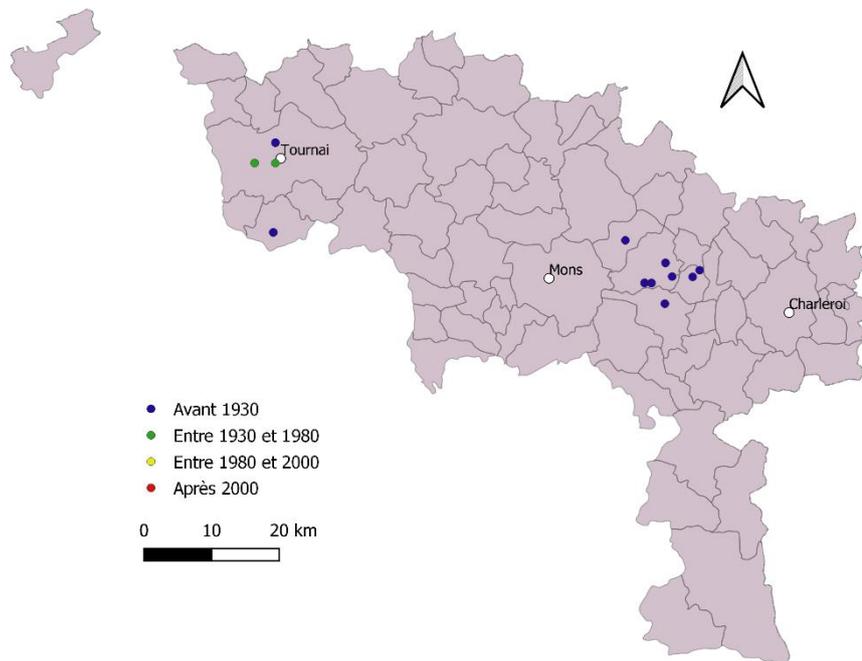
Bombus soroeeensis



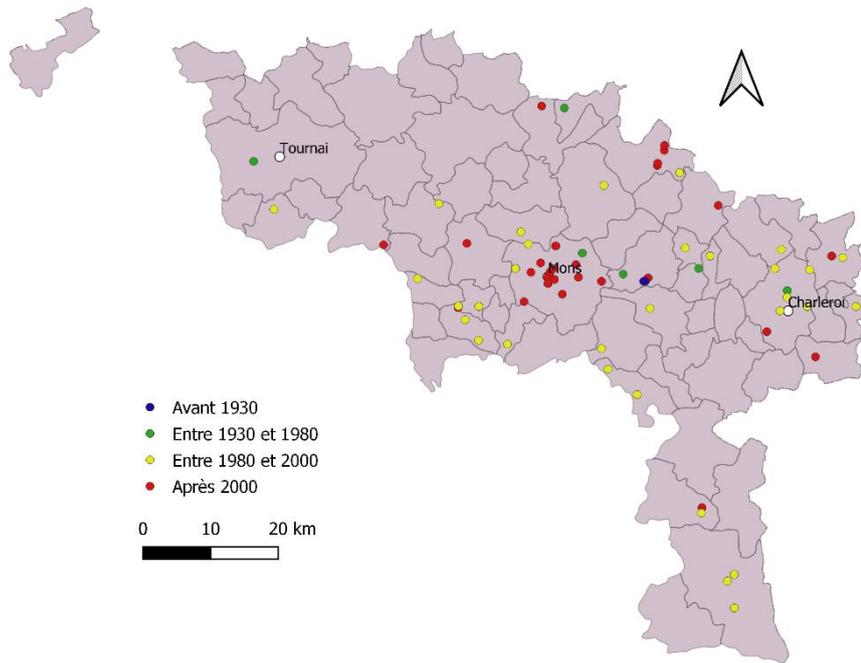
Bombus subterraneus



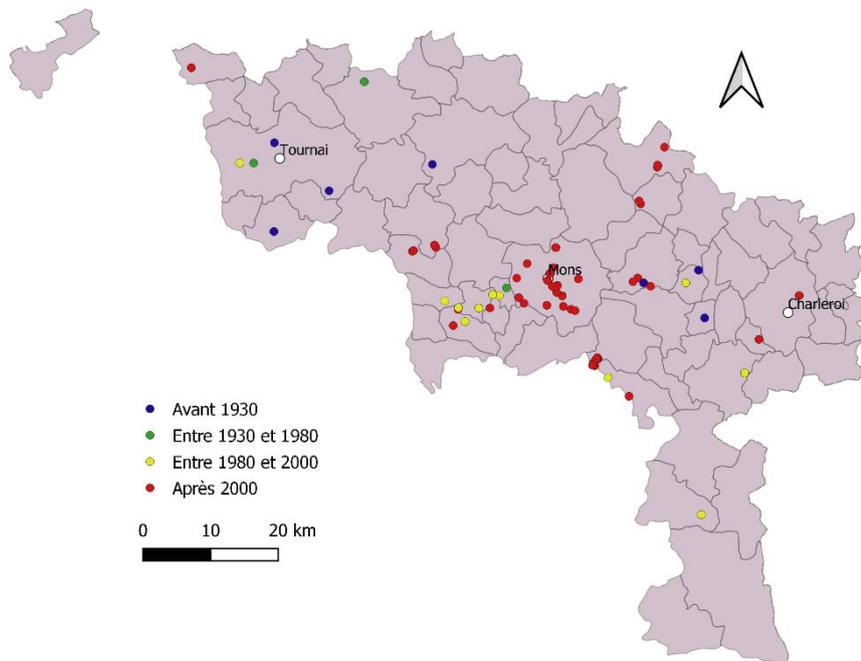
Bombus sylvarum



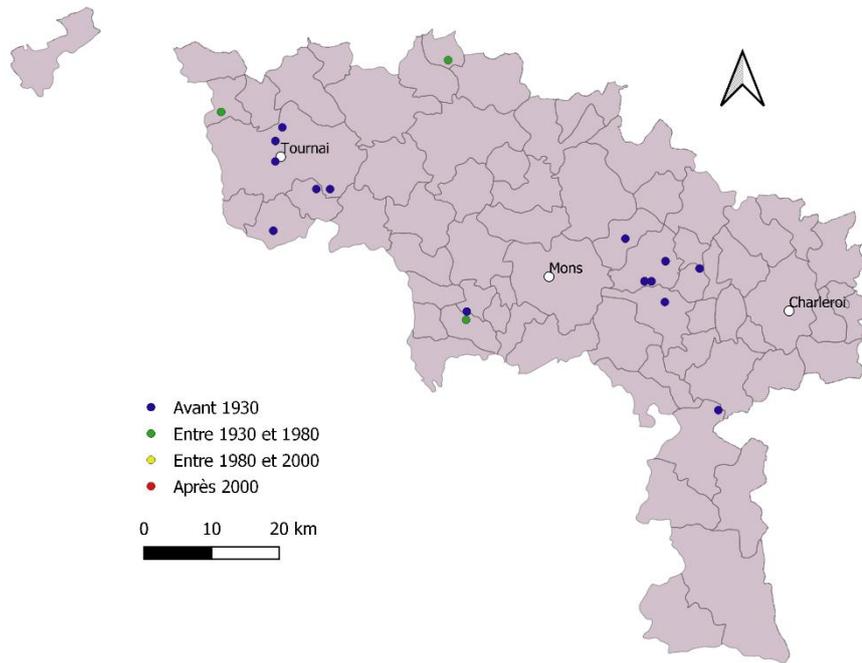
Bombus sylvestris



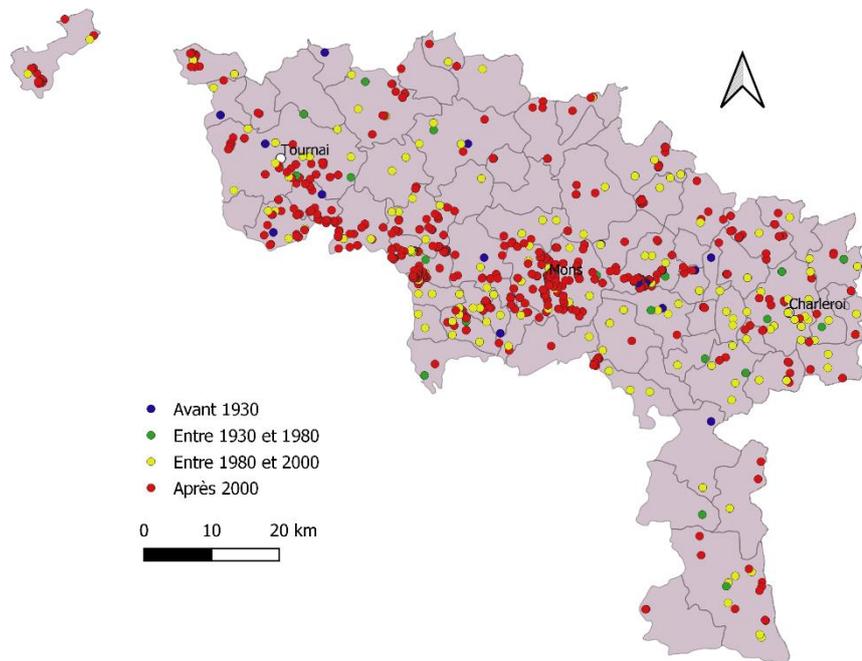
Bombus vestalis



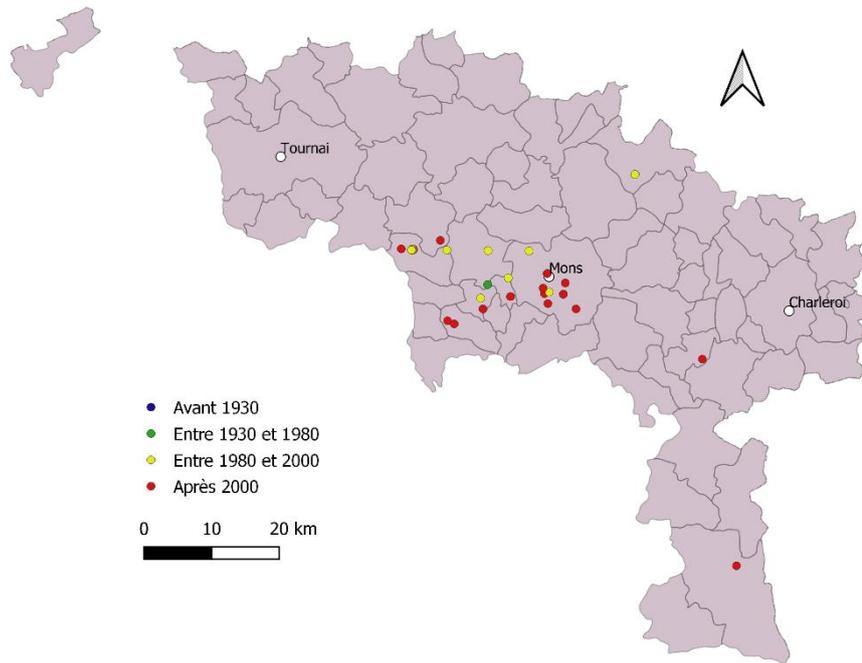
Bombus veteranus



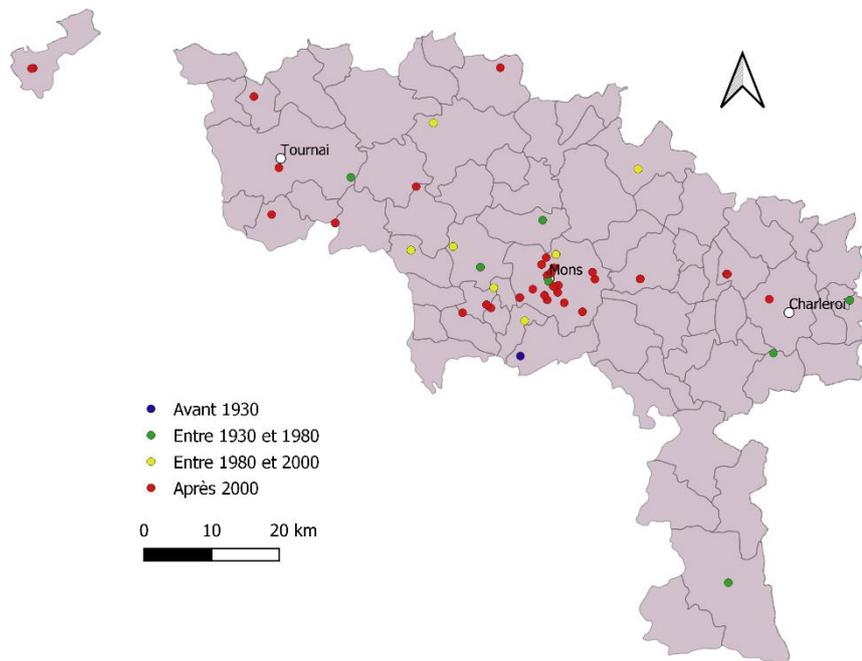
Terrestribombus sp.



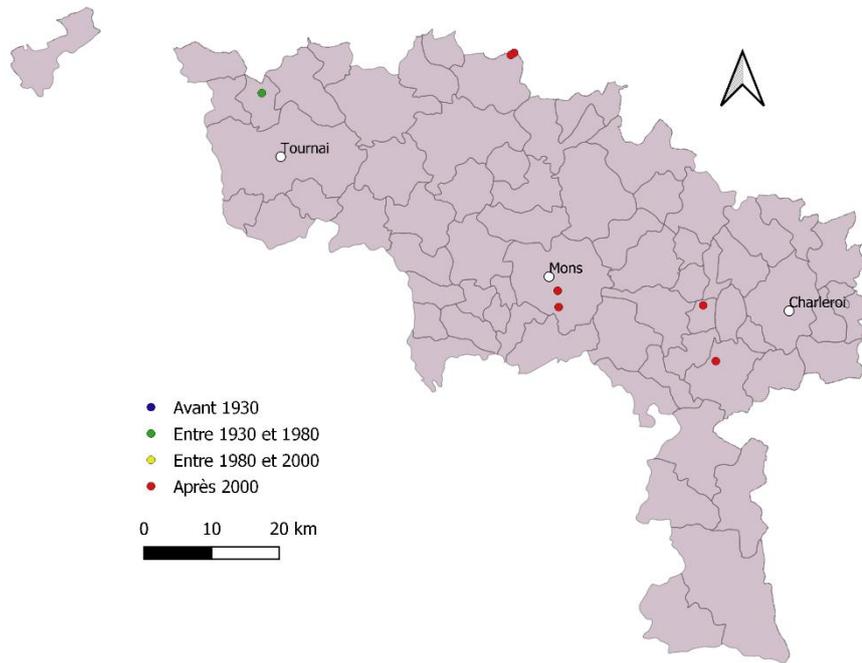
Ceratina cyanea



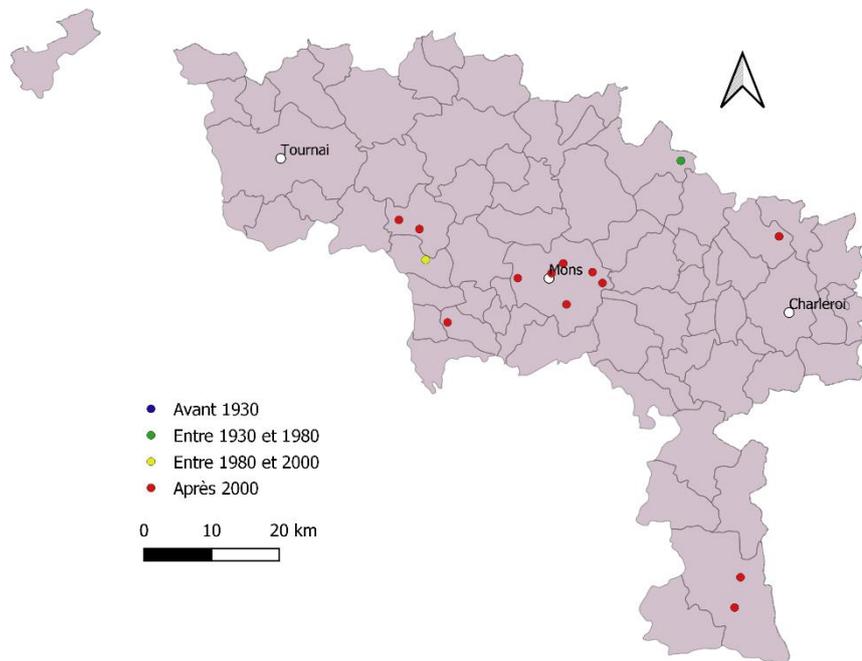
Chalicodoma ericetorum



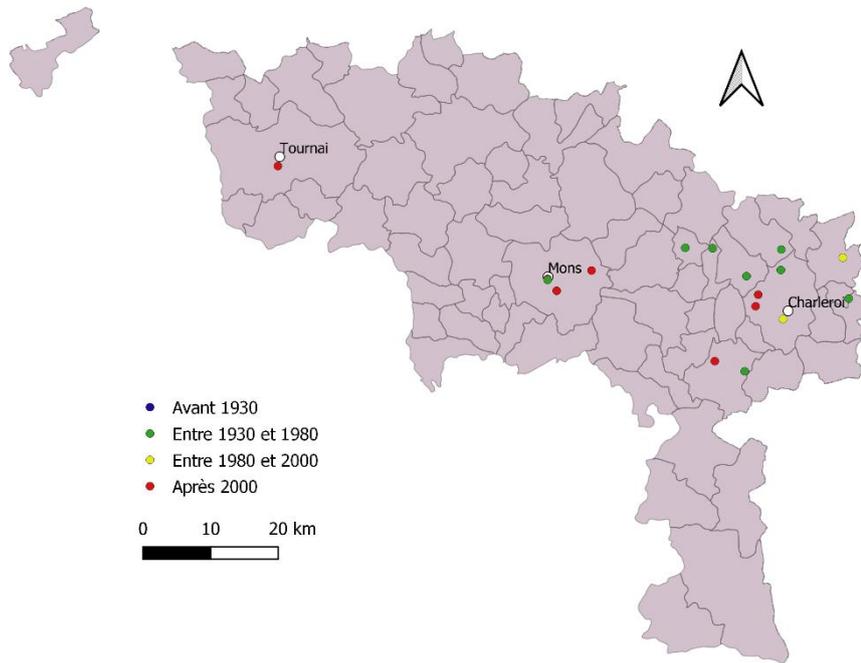
Chelostoma campanularum



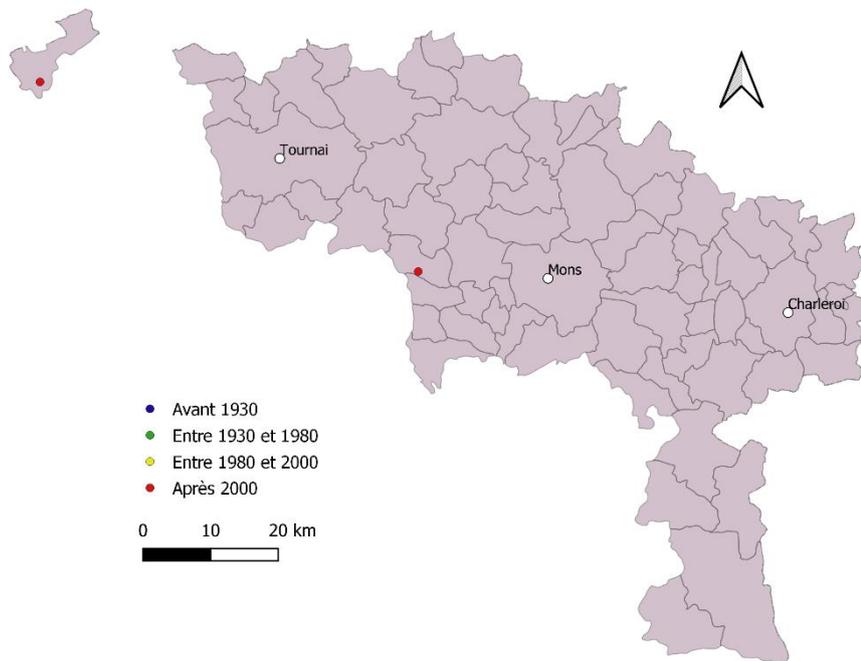
Chelostoma florissomne



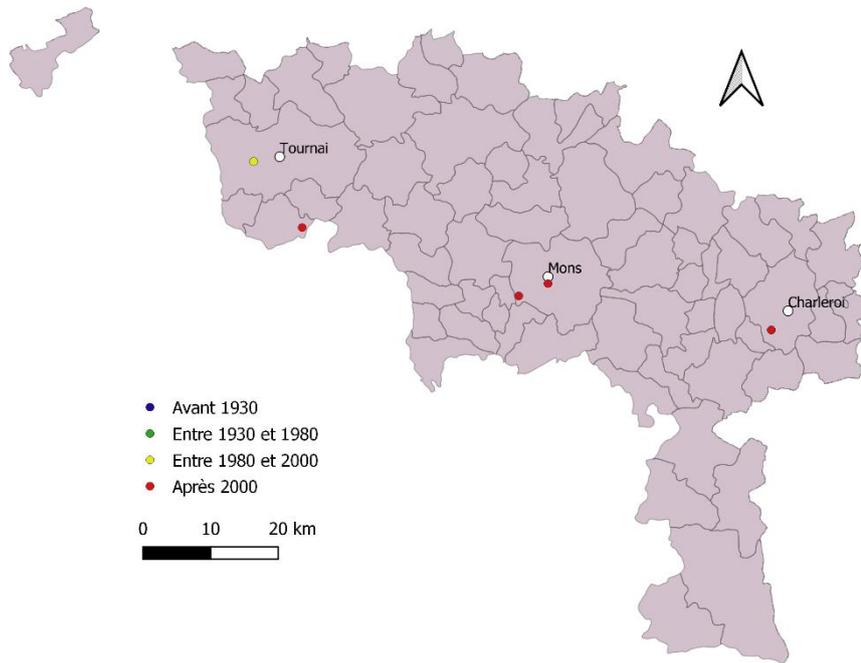
Chelostoma rapunculi



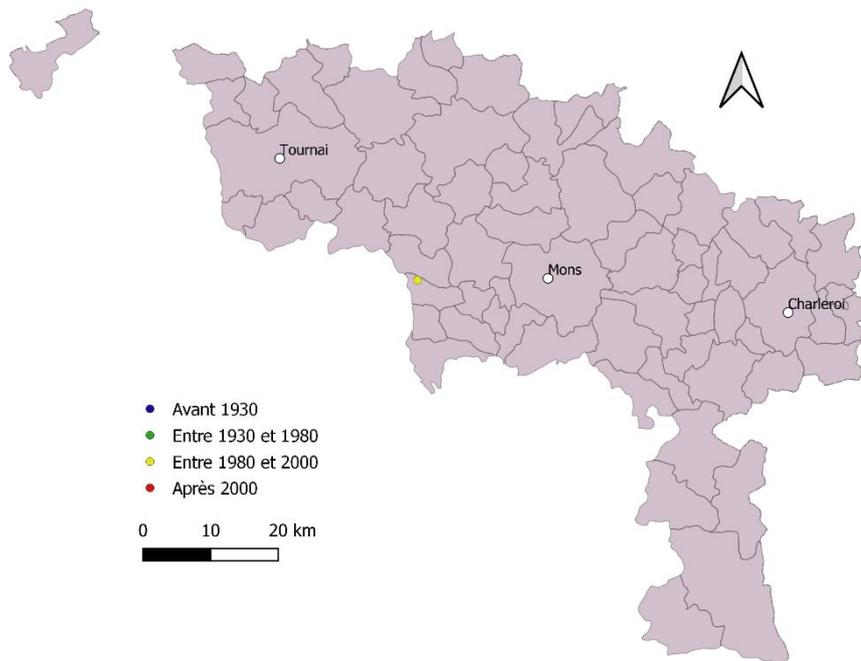
Coelioxys alata



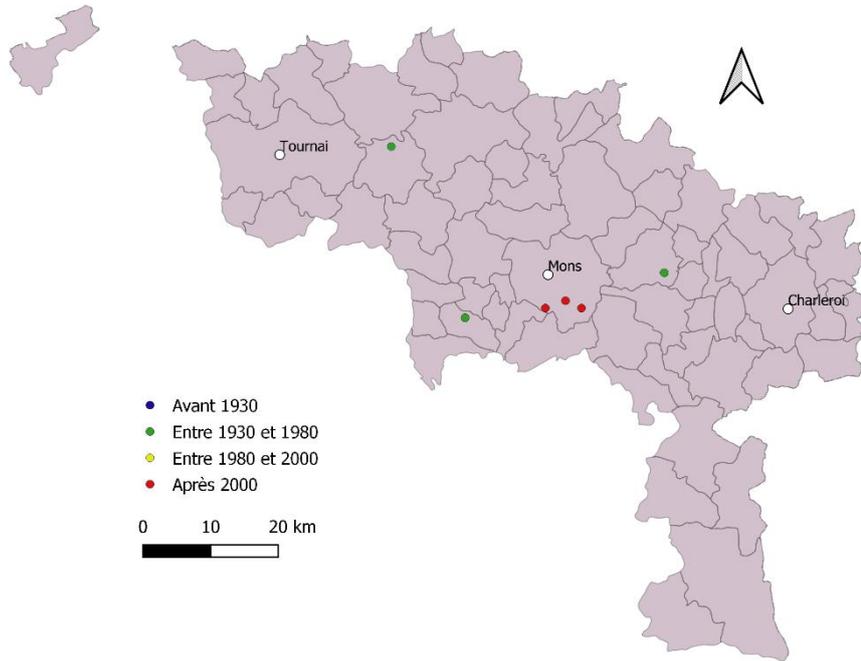
Coelioxys aurolimbata



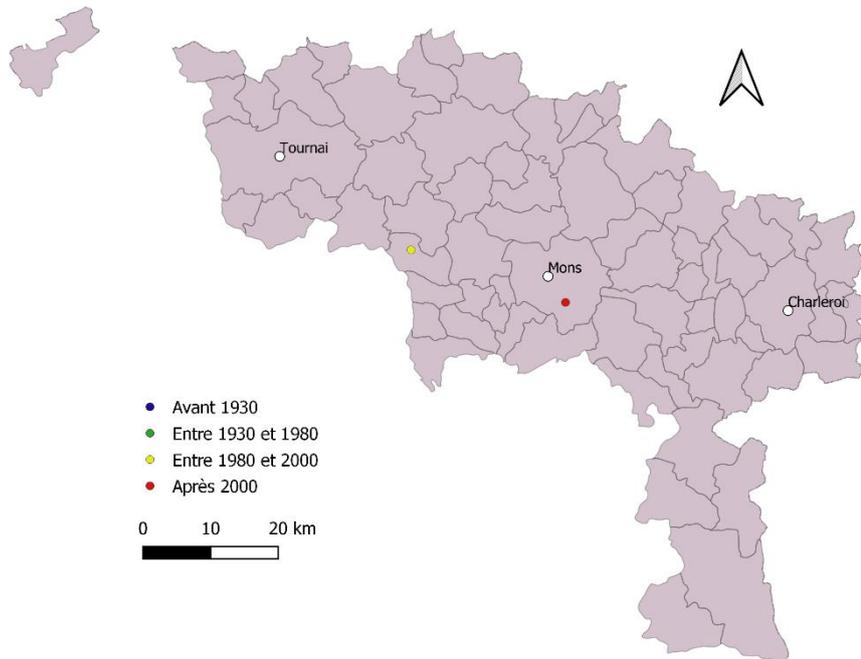
Coelioxys elongata



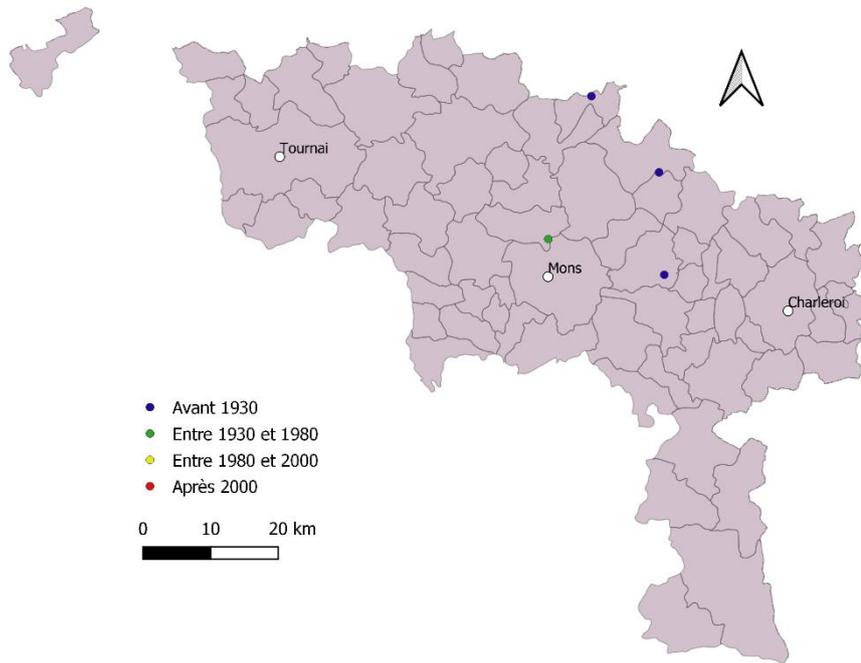
Coelioxys inermis



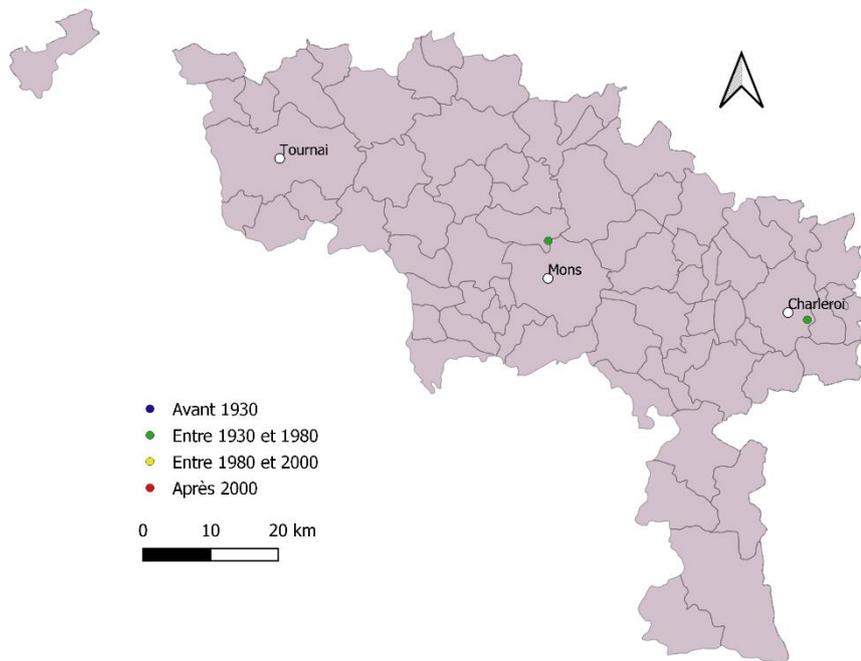
Coelioxys mandibularis



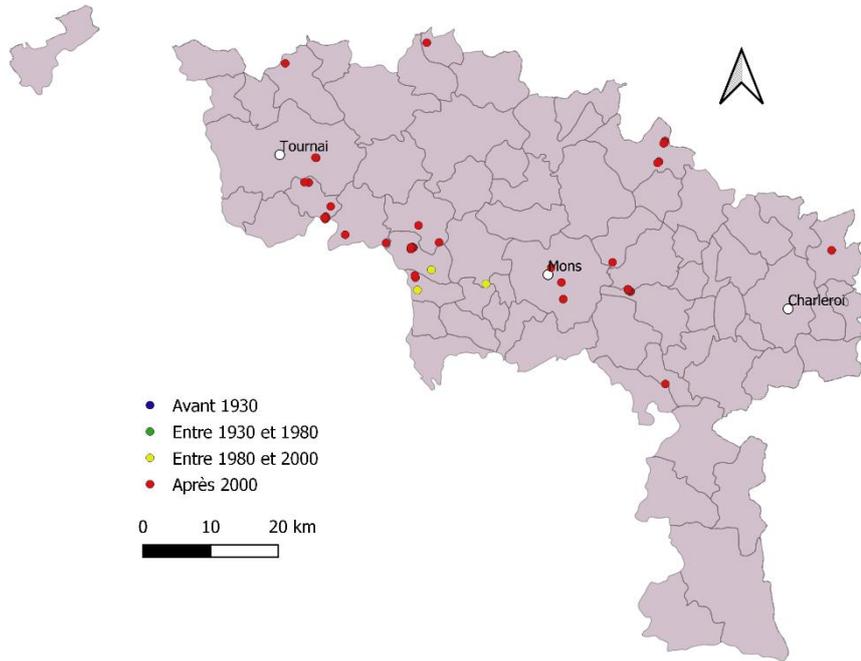
Coelioxys quadridentata



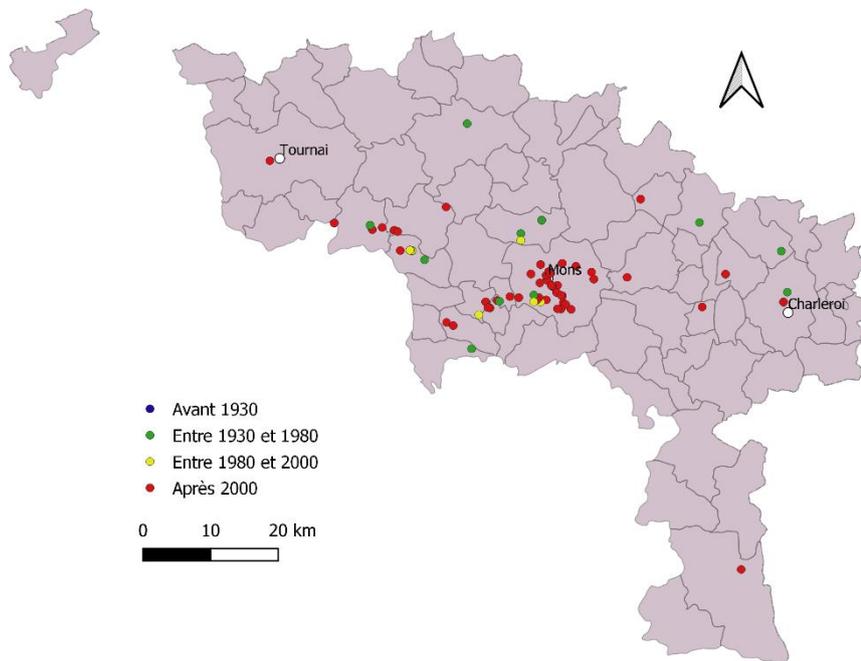
Coelioxys rufescens



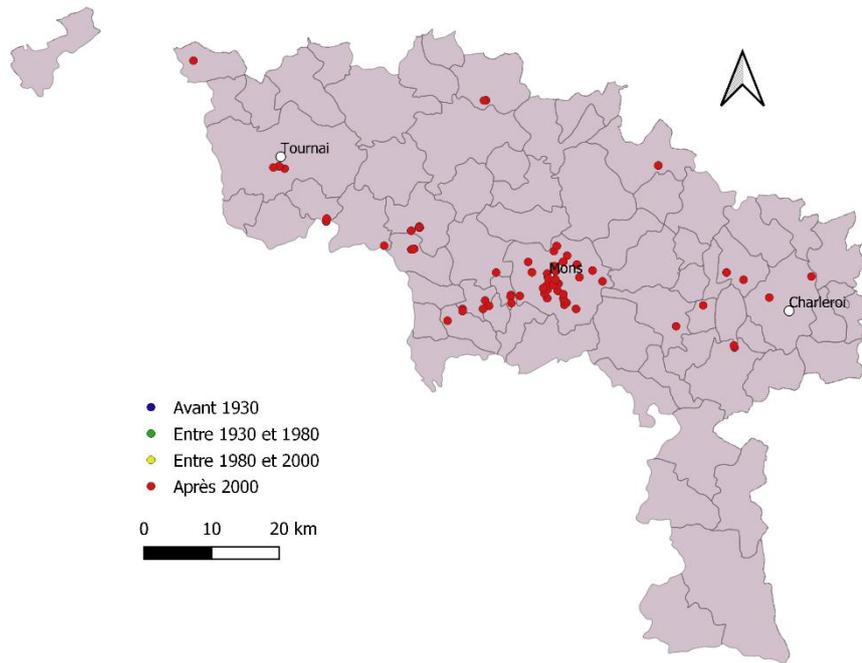
Colletes cunicularius



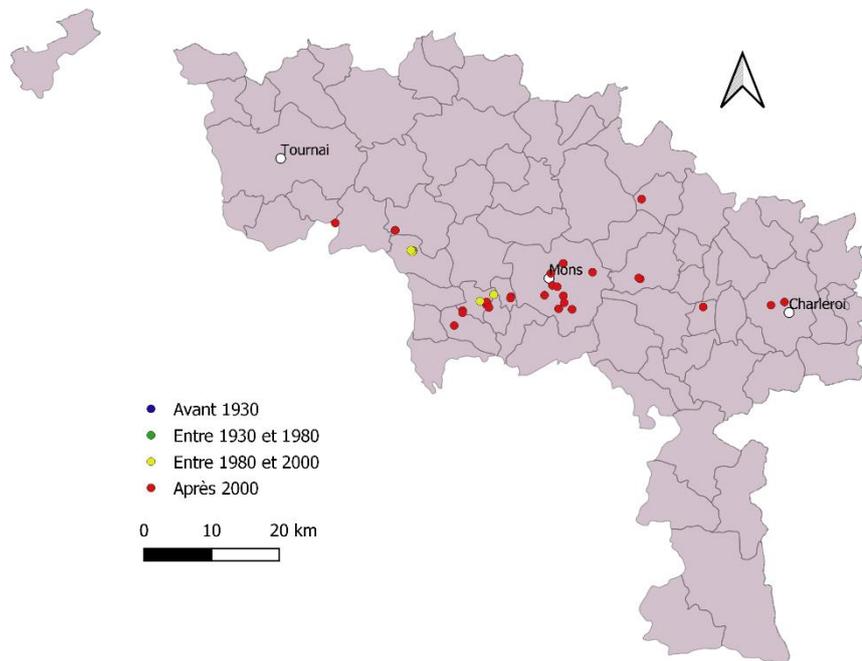
Colletes daviesanus



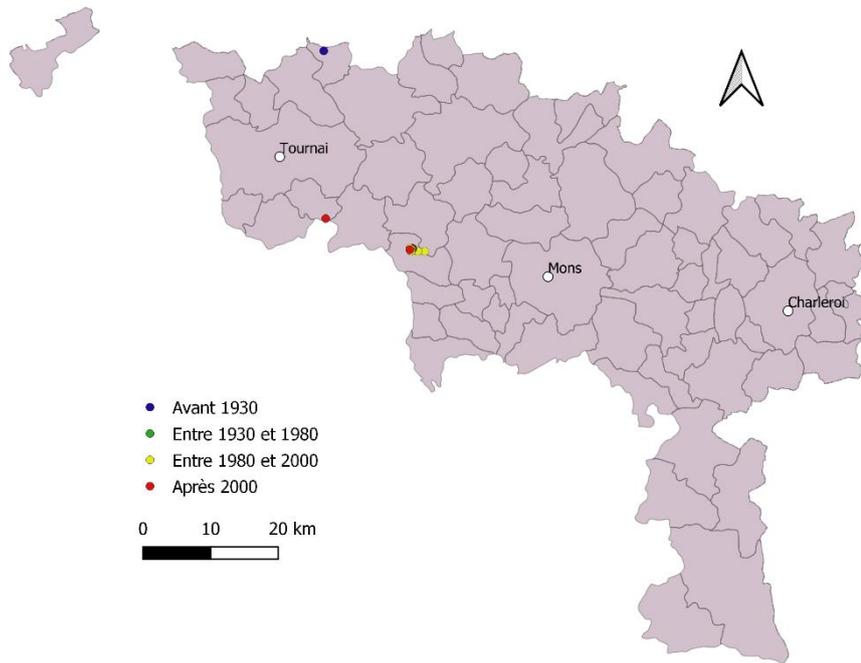
Colletes hederæ



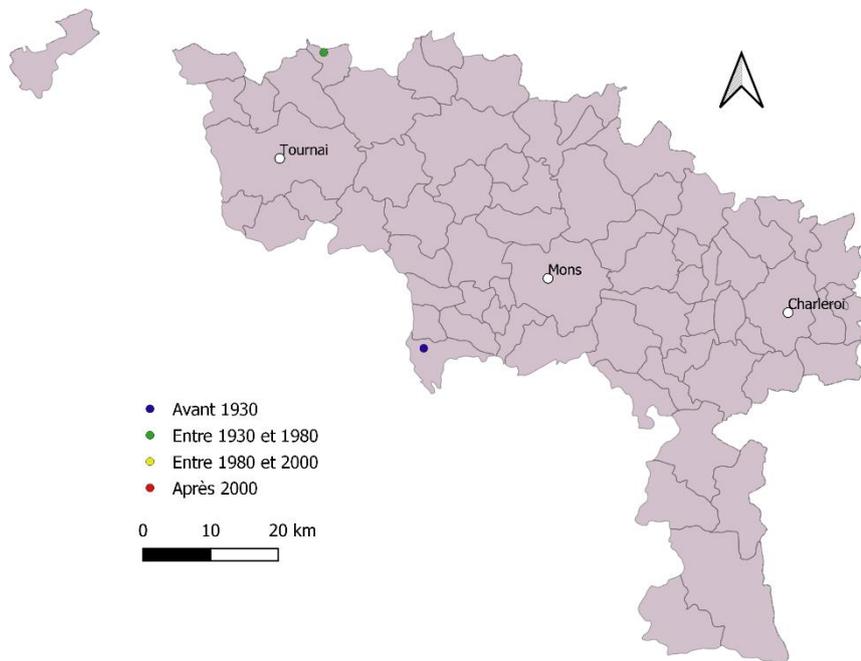
Colletes similis



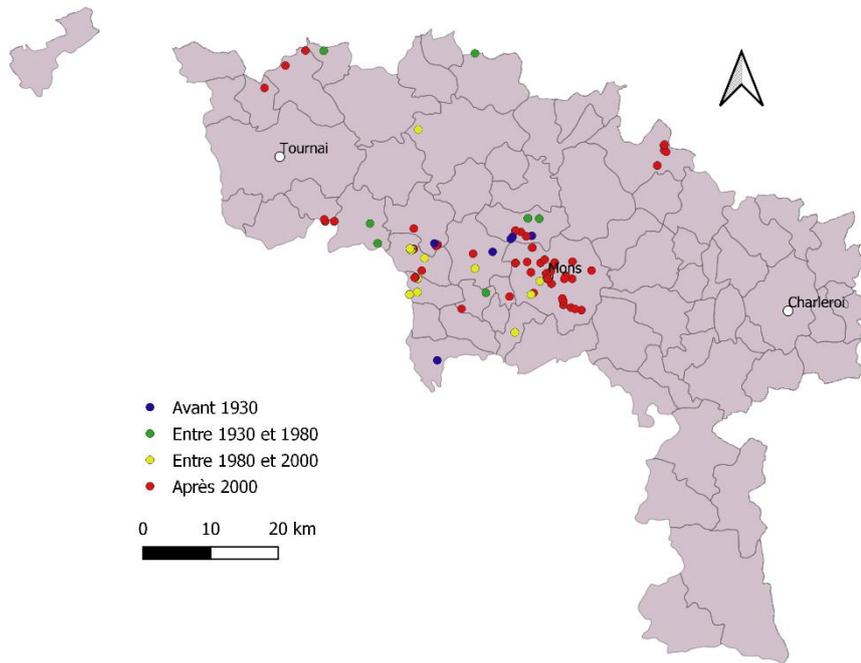
Colletes succinctus



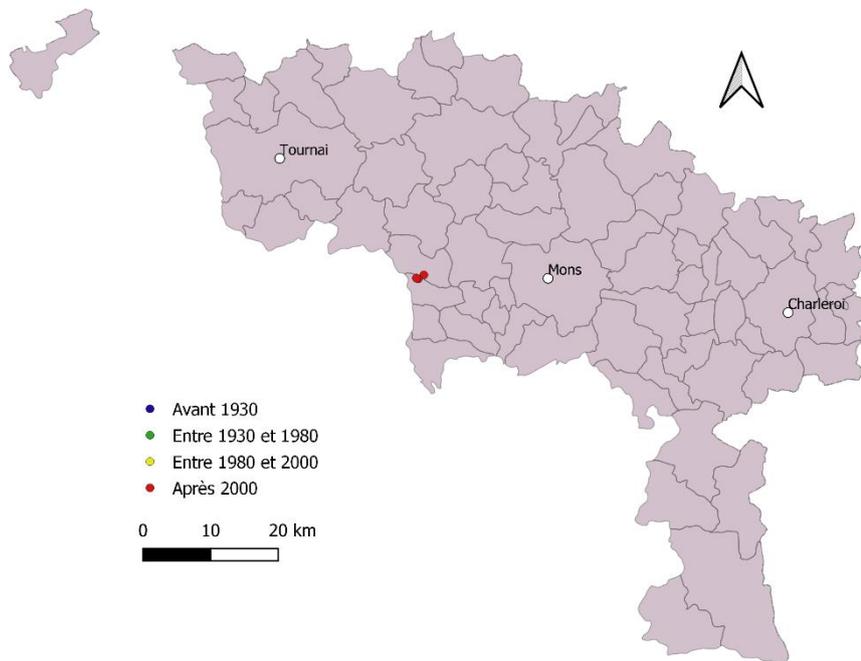
Dasypoda argentata



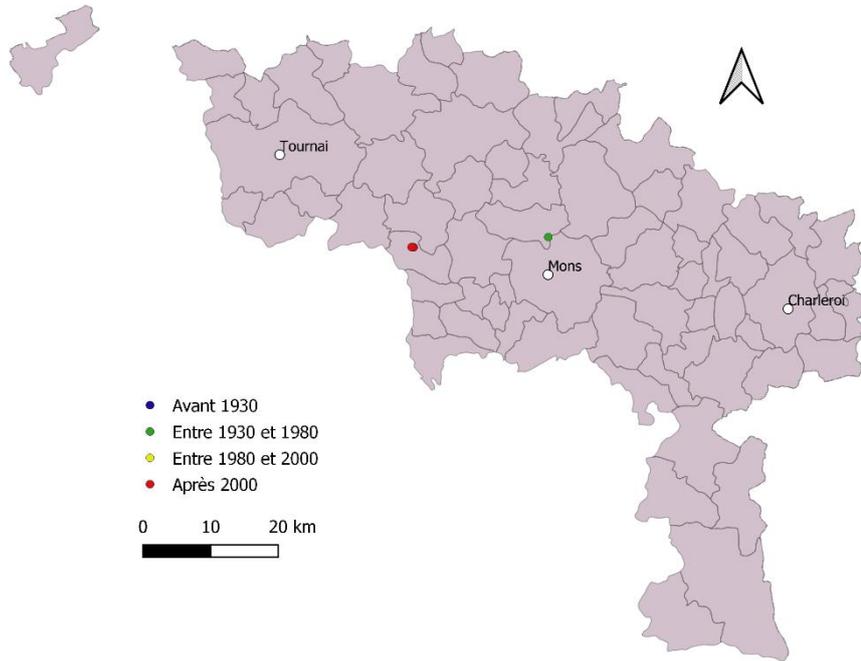
Dasypoda hirtipes



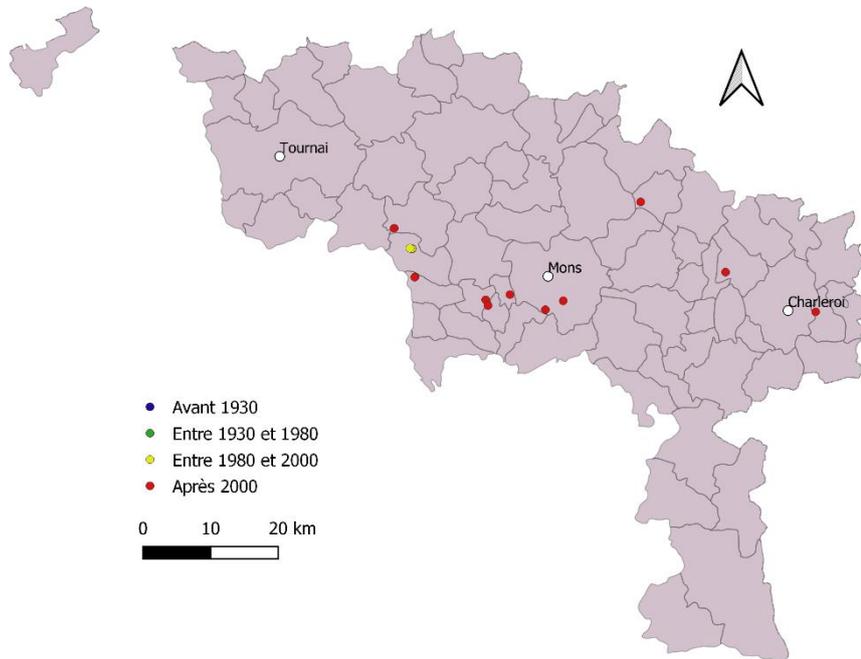
Epeoloides coecutiens



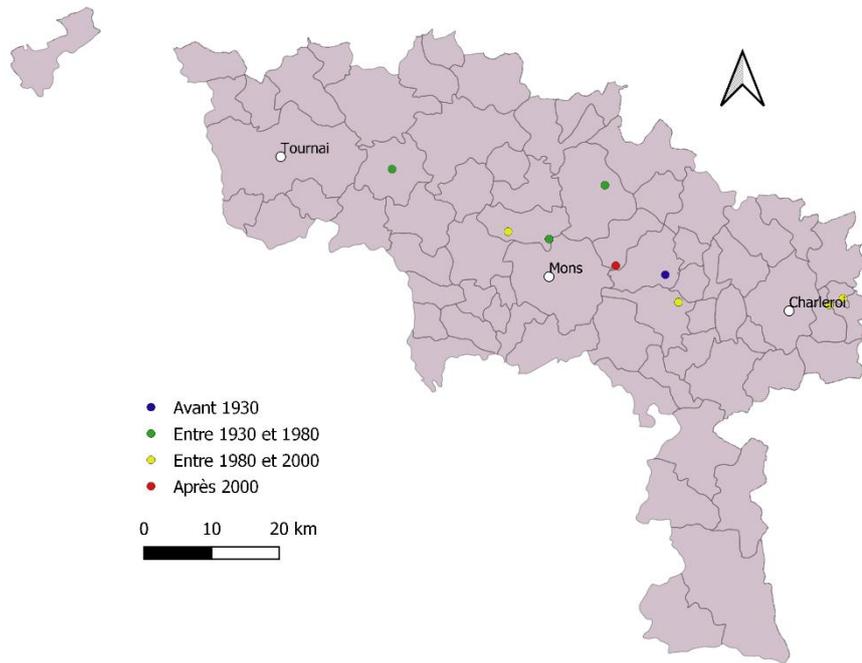
Epeolus cruciger



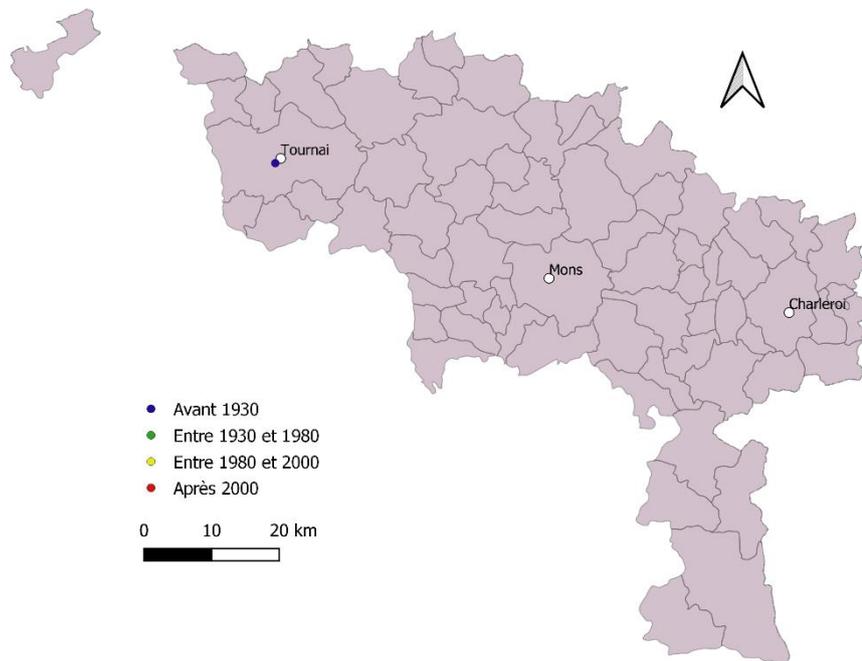
Epeolus variegatus



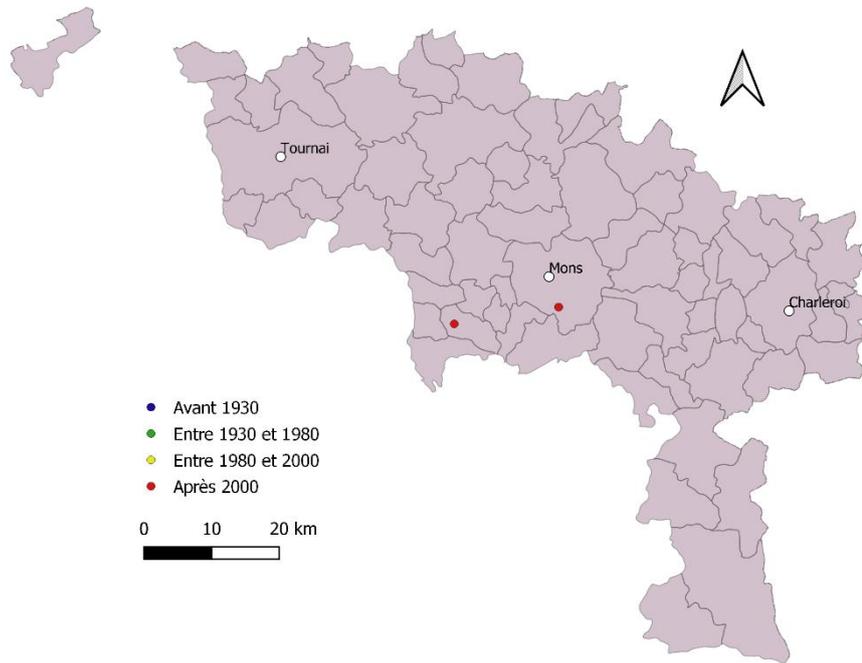
Eucera longicornis



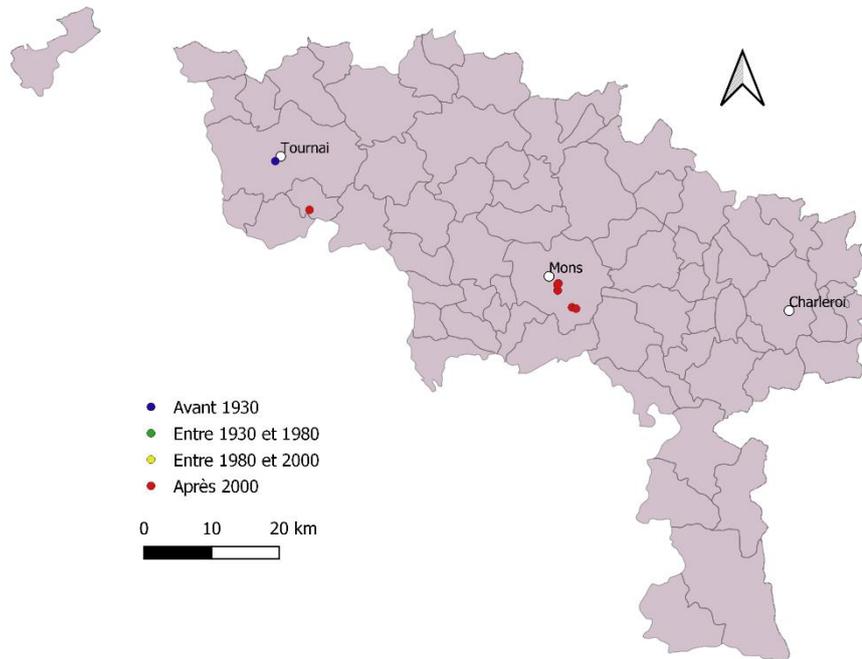
Eucera nigrescens



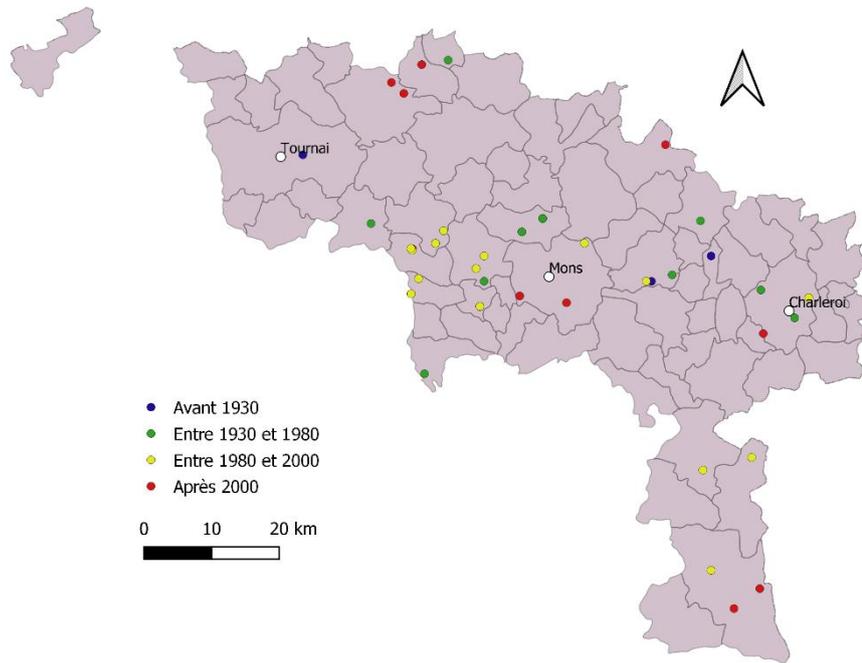
Halictus maculatus



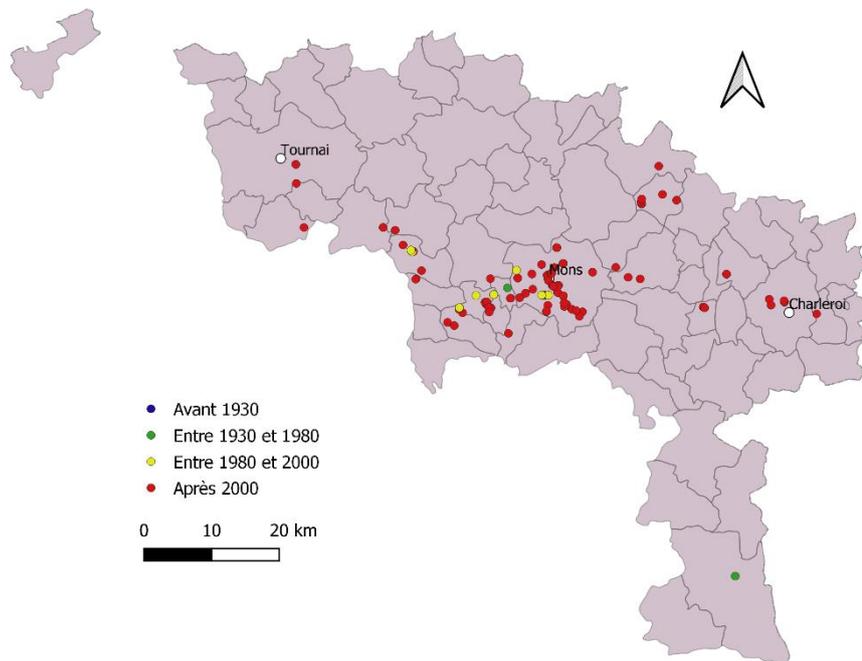
Halictus quadricinctus



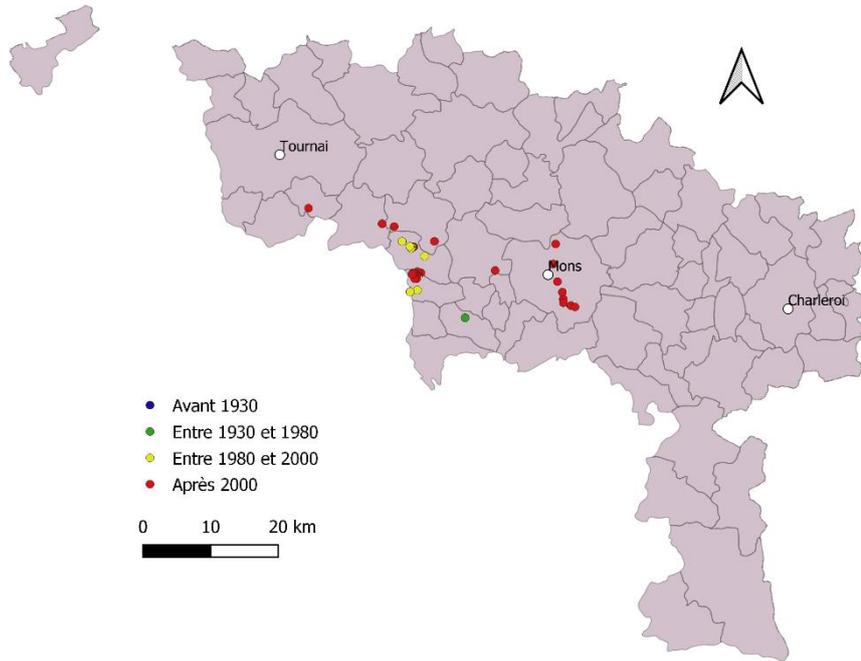
Halictus rubicundus



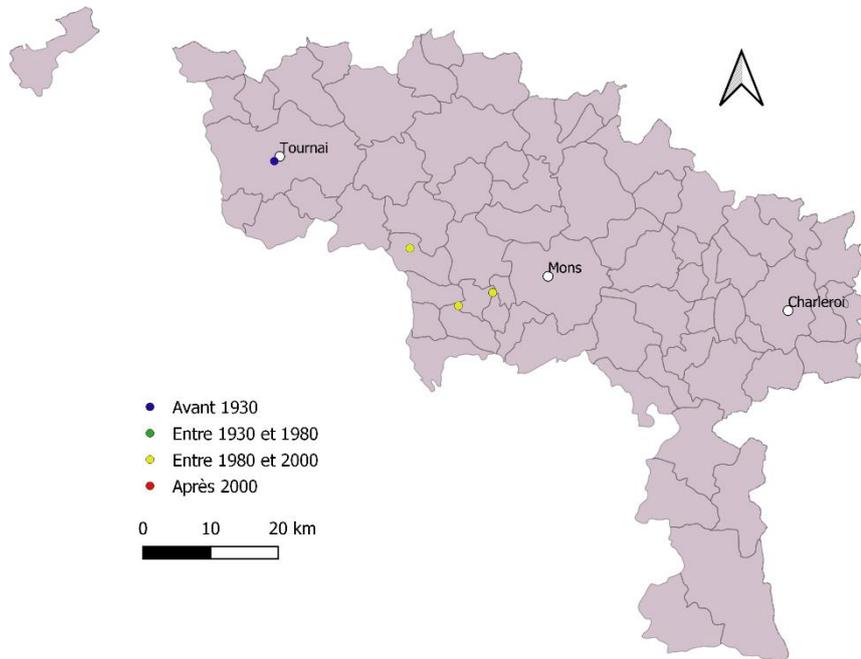
Halictus scabiosae



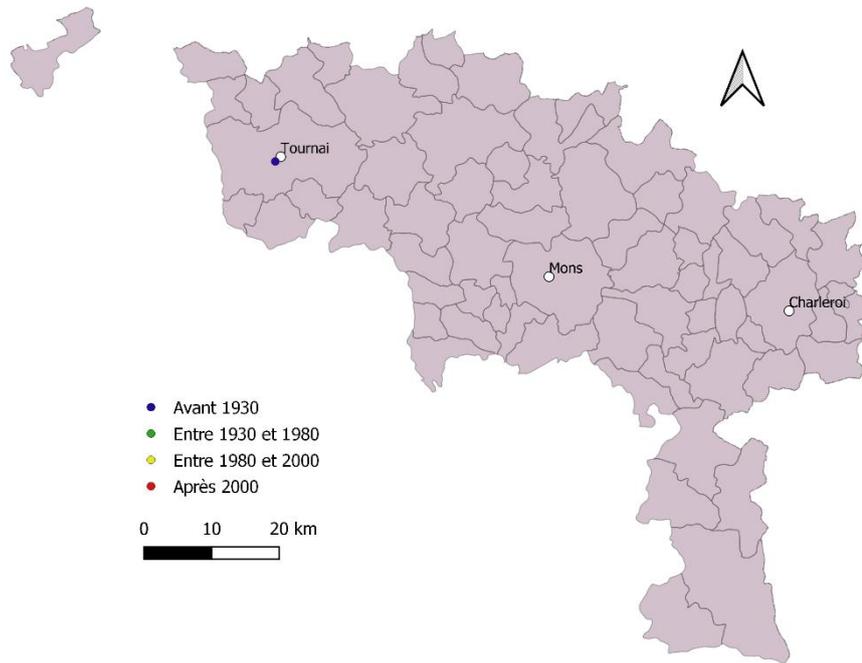
Halictus sexcinctus



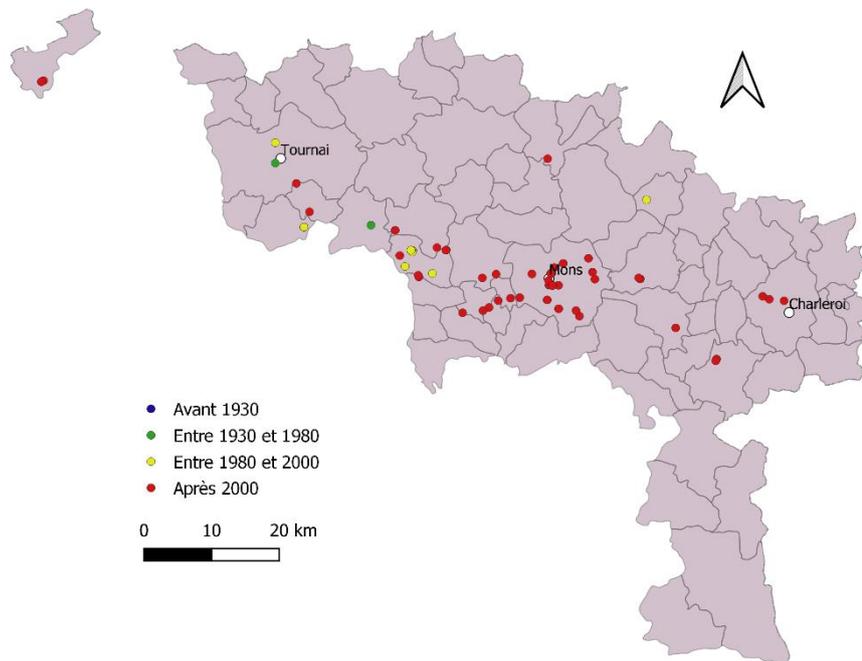
Halictus simplex



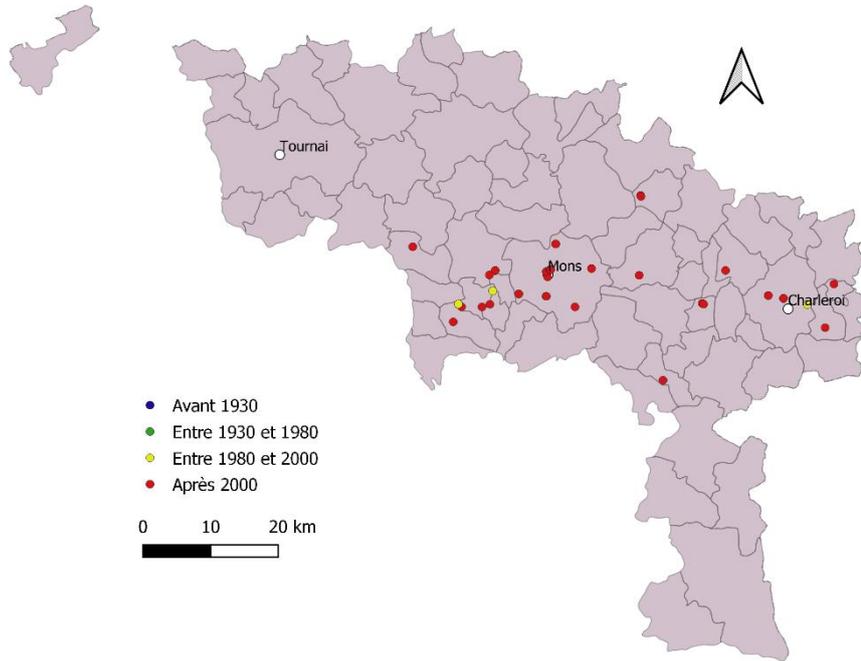
Halictus tomentosus



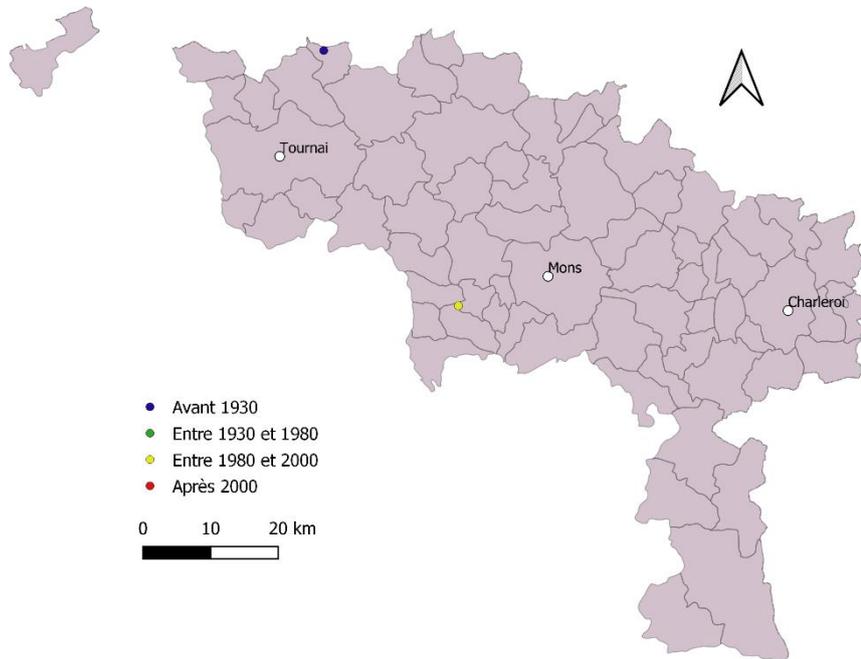
Heriades truncorum



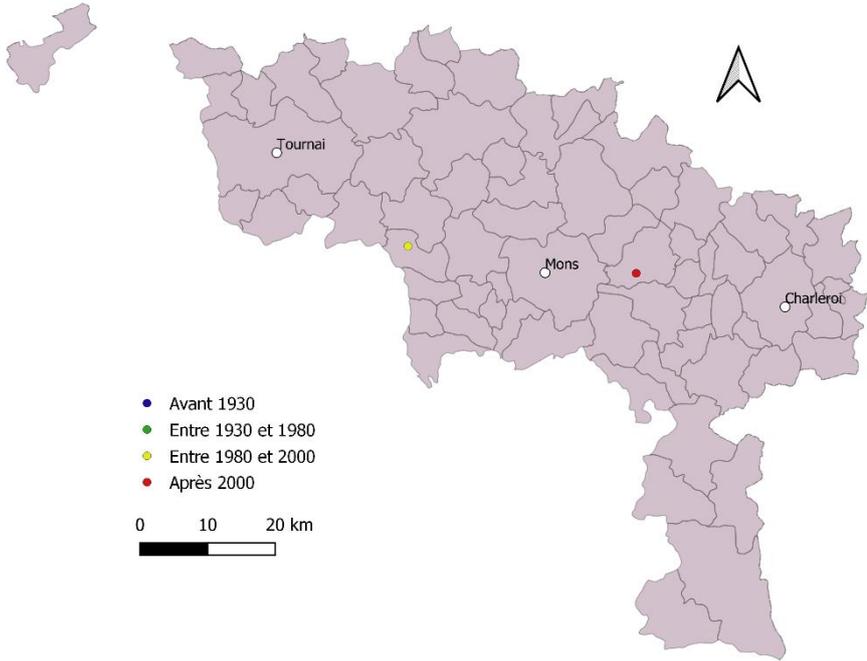
Hoplitis adunca



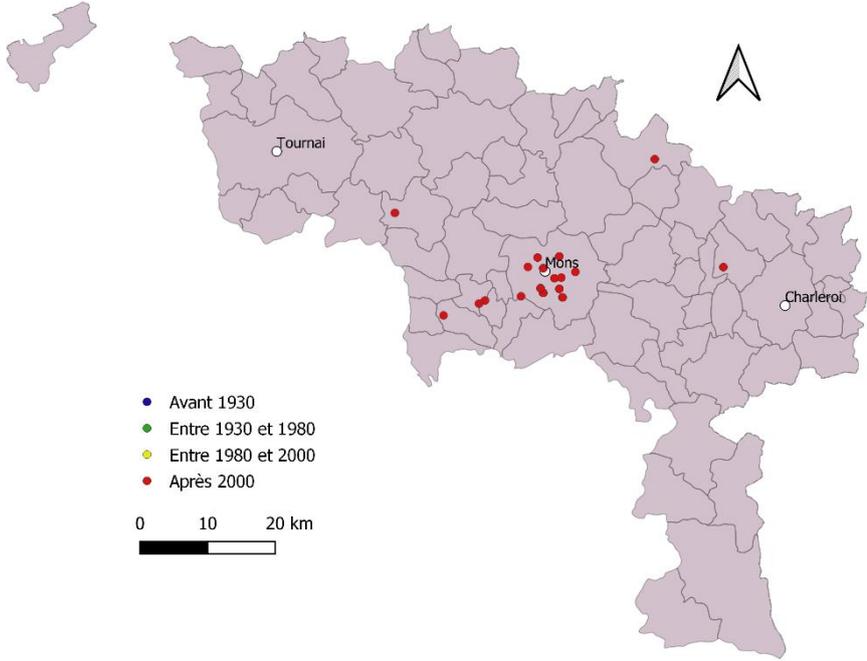
Hoplitis anthocopoides



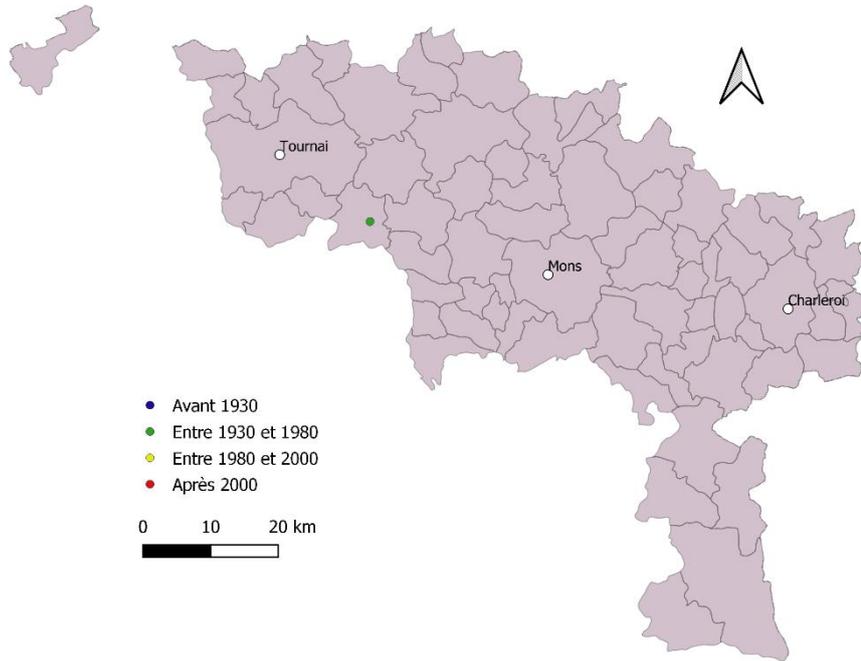
Hoplitis claviventris



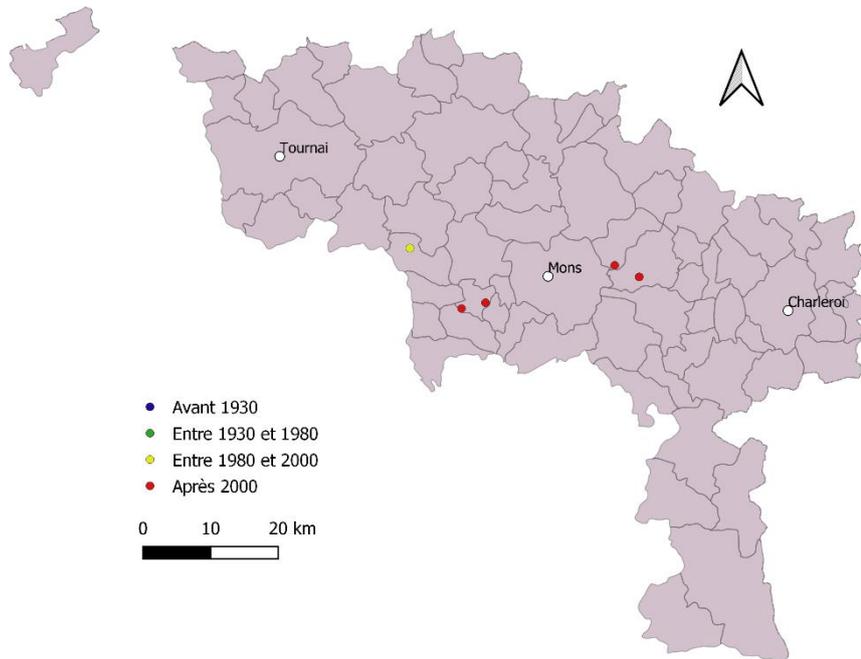
Hoplitis leucomelana



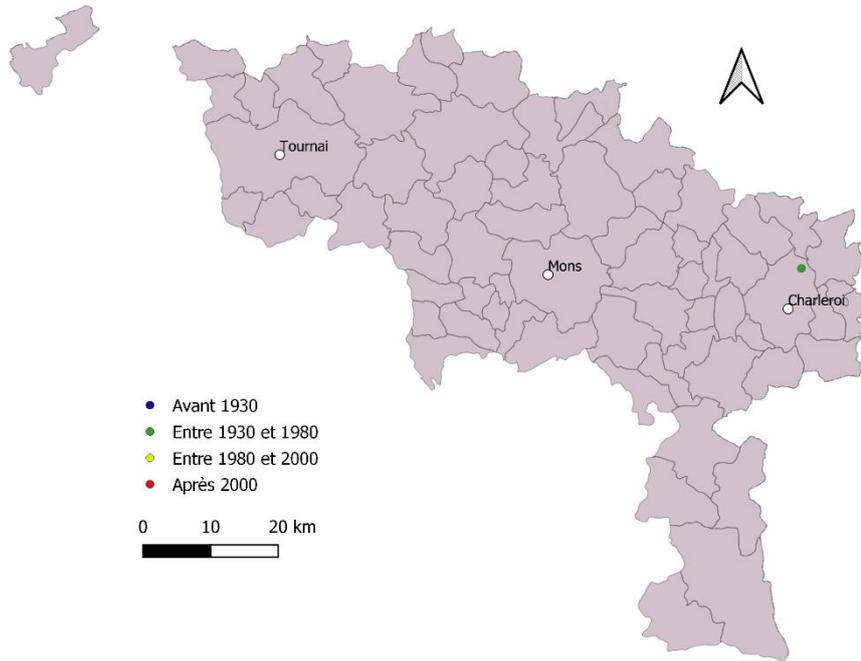
Hoplitis papaveris



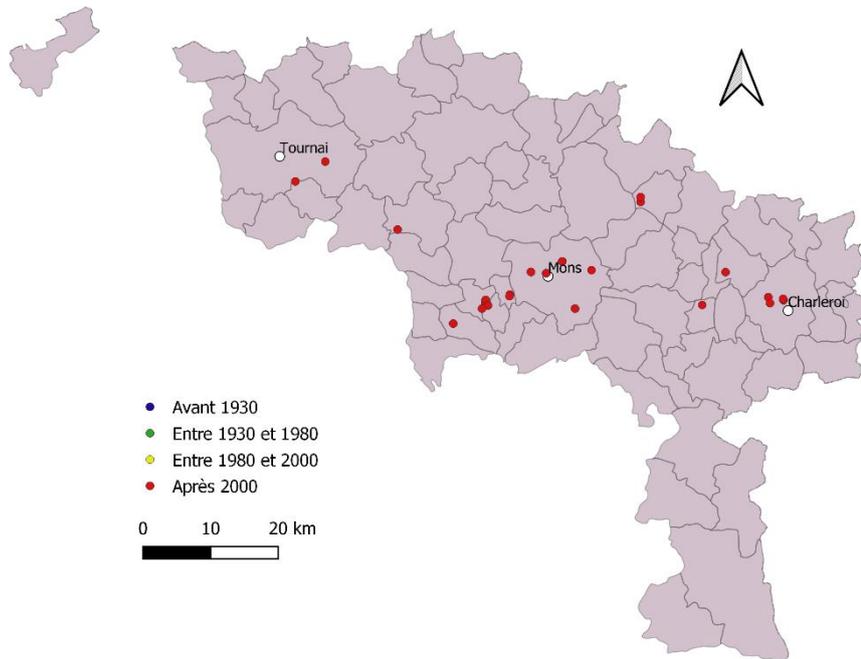
Hoplitis tridentata



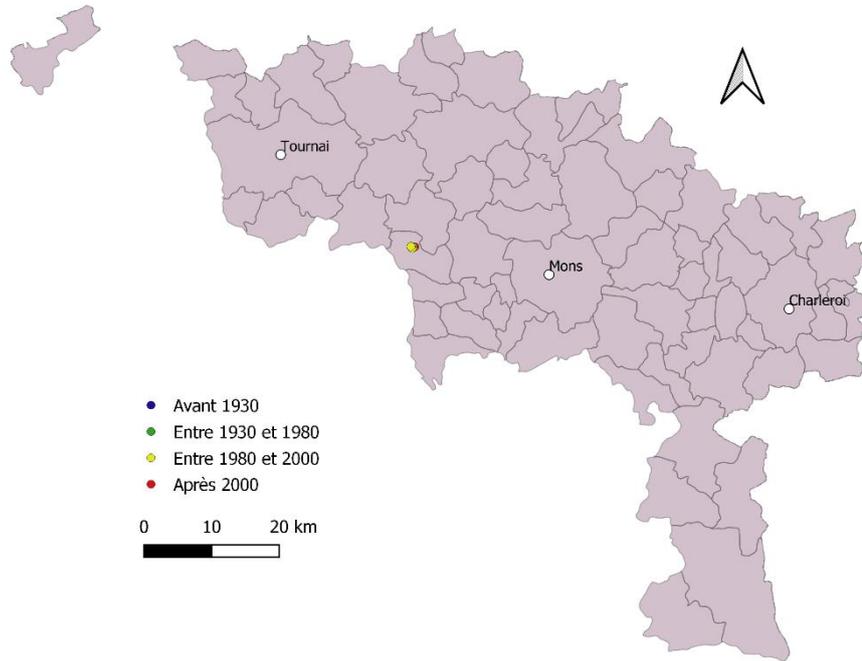
Hoplitis villosa



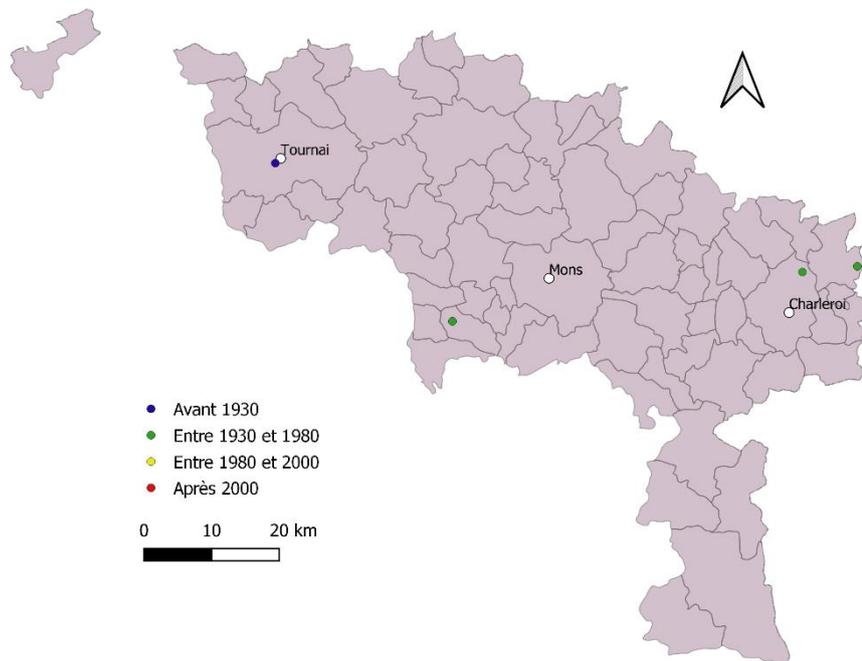
Hoplosmia spinulosa



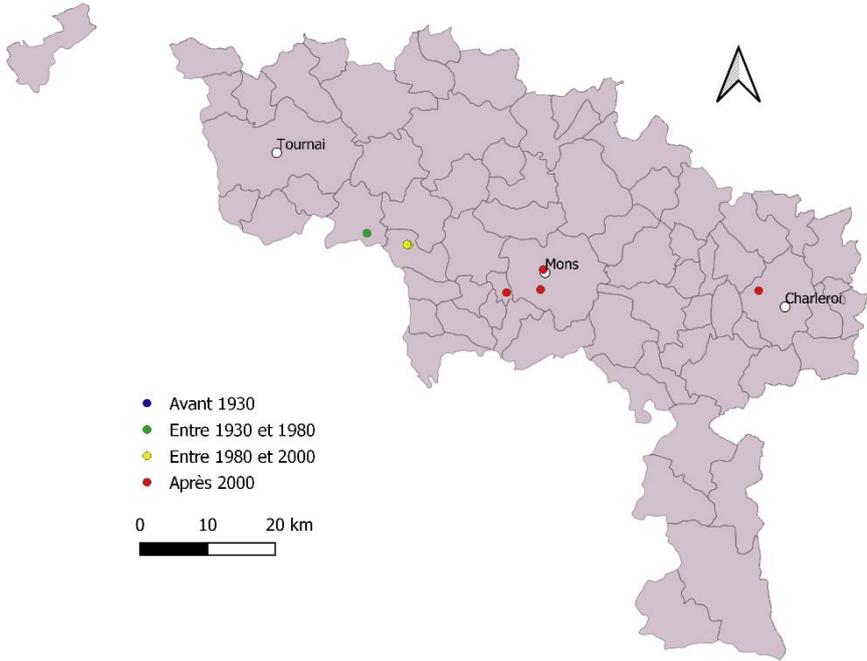
Hylaeus annularis



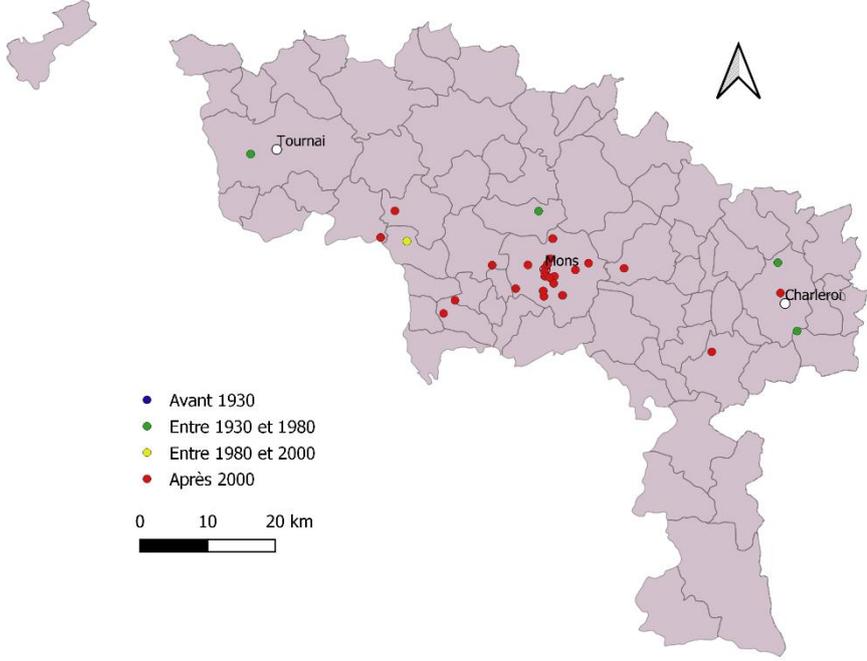
Hylaeus bipunctatus



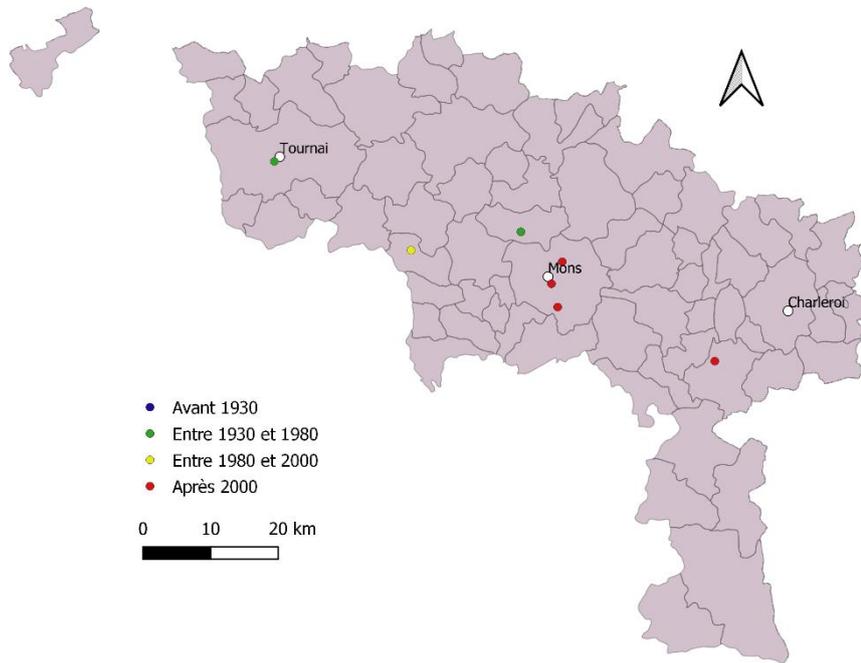
Hylaeus brevicornis



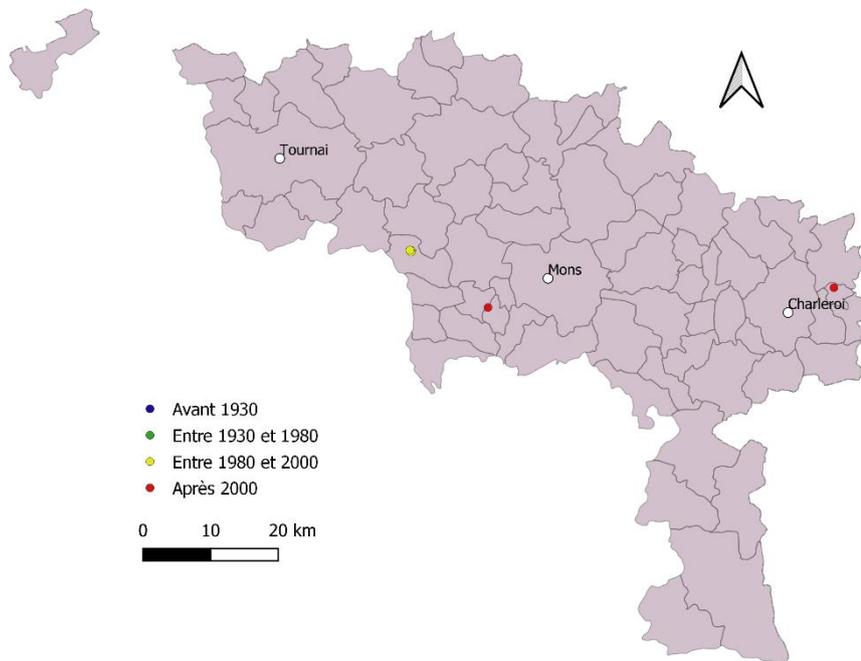
Hylaeus communis



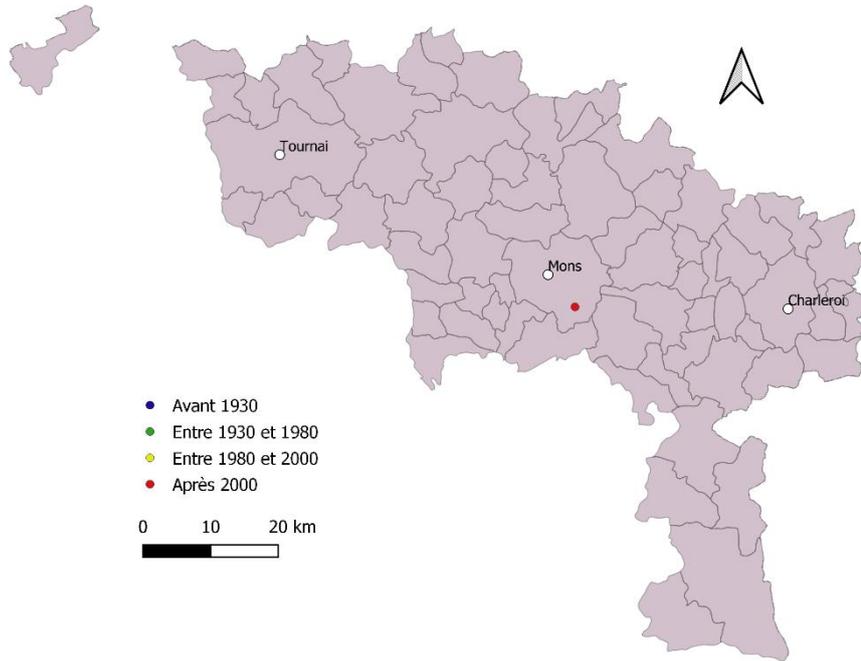
Hylaeus confusus



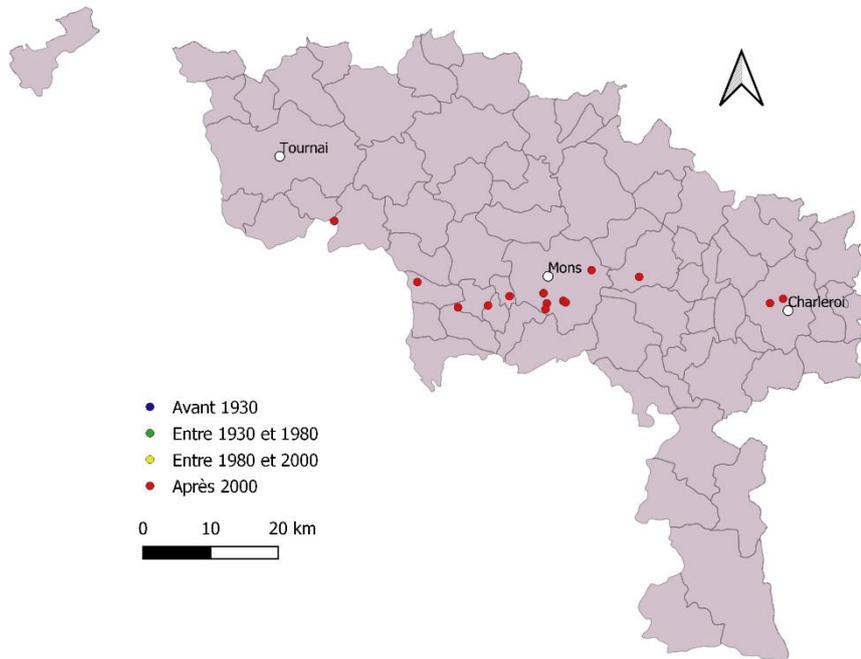
Hylaeus cornutus



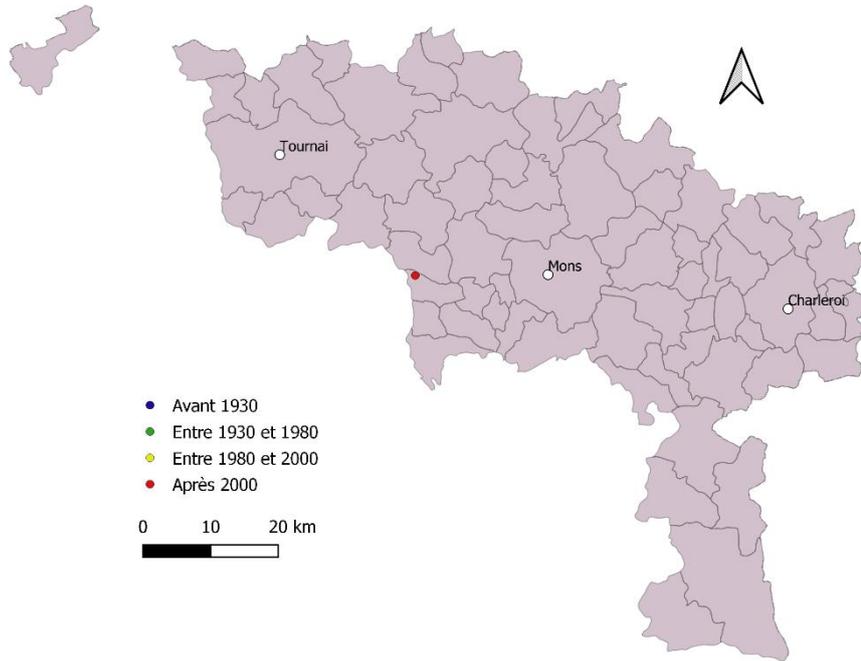
Hylaeus difformis



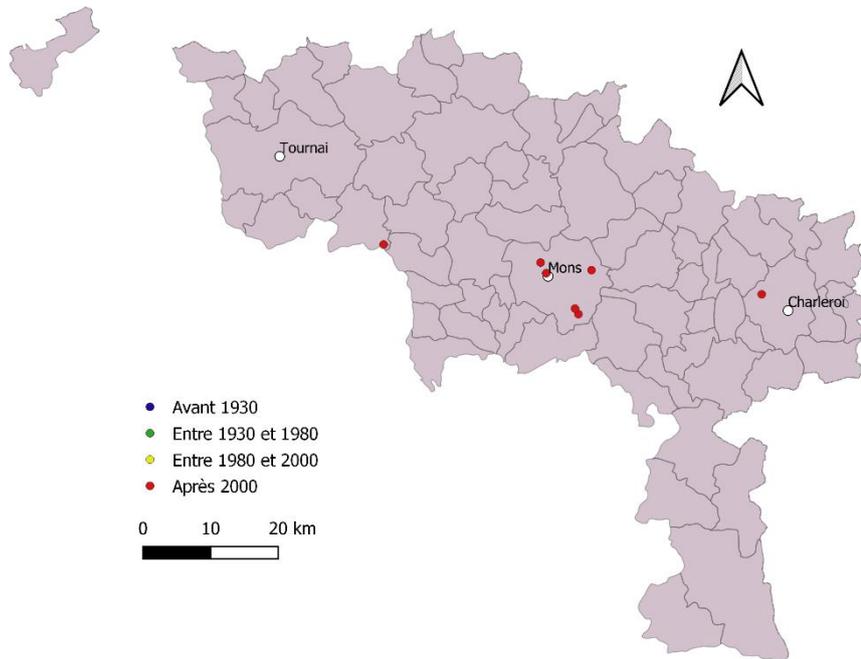
Hylaeus dilatatus



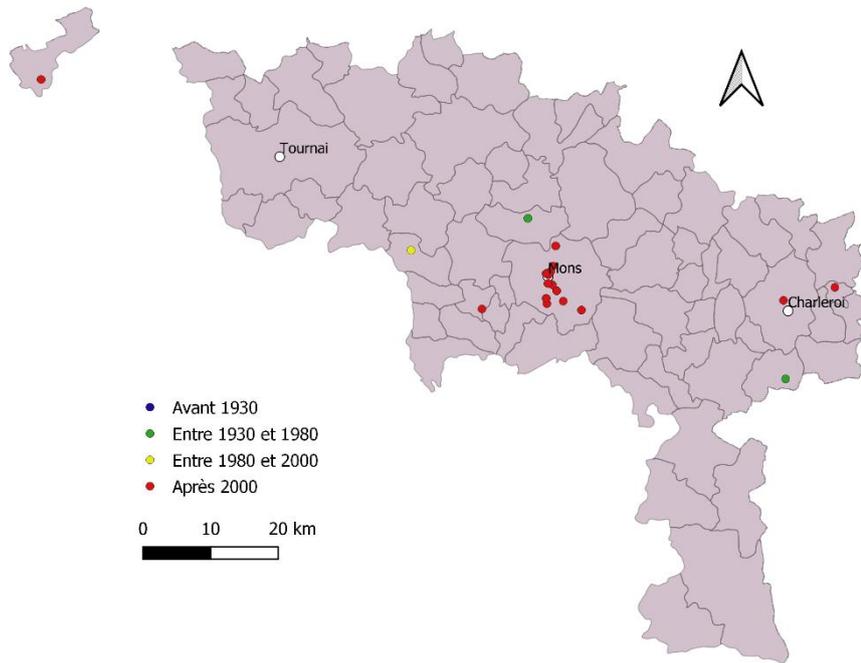
Hylaeus gibbus



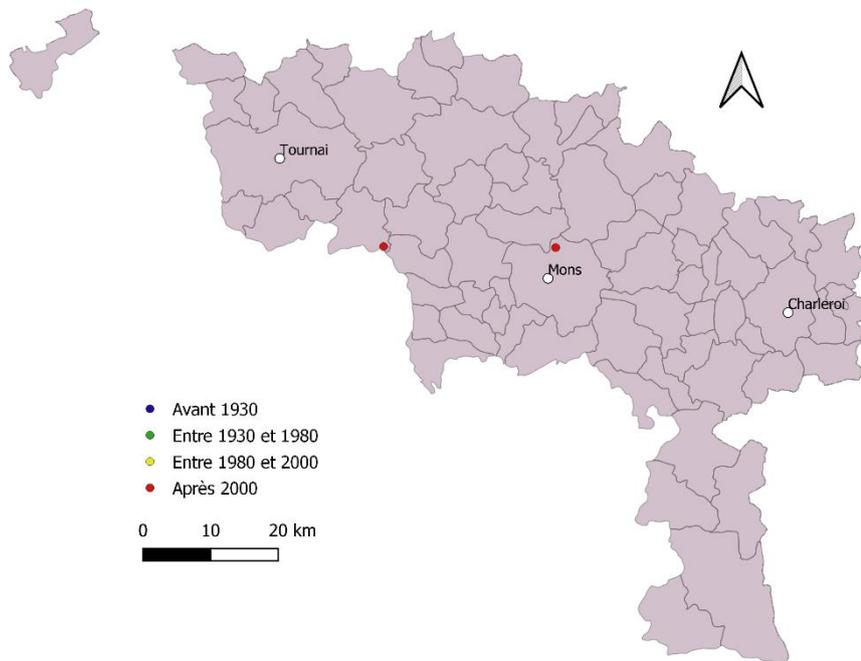
Hylaeus gredleri



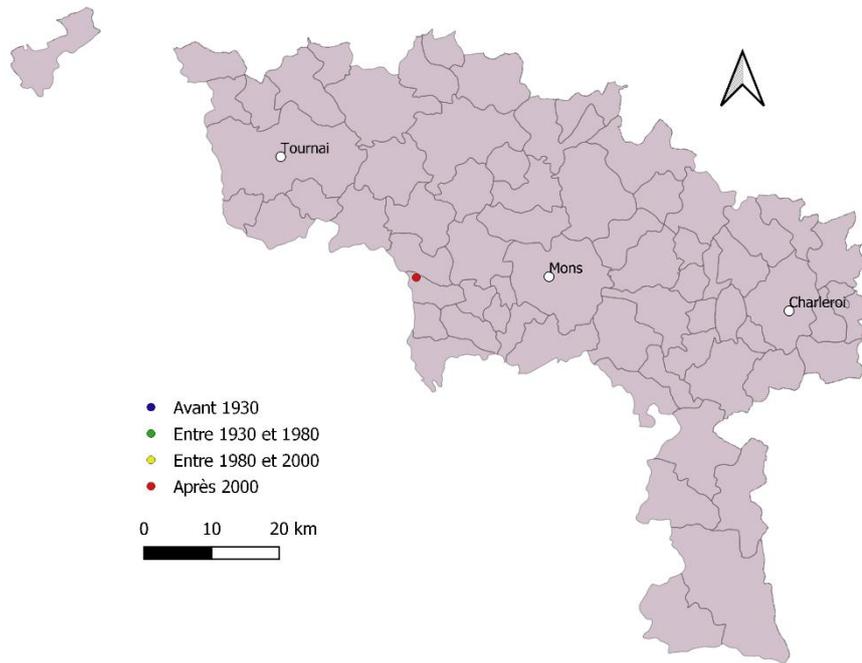
Hylaeus hyalinatus



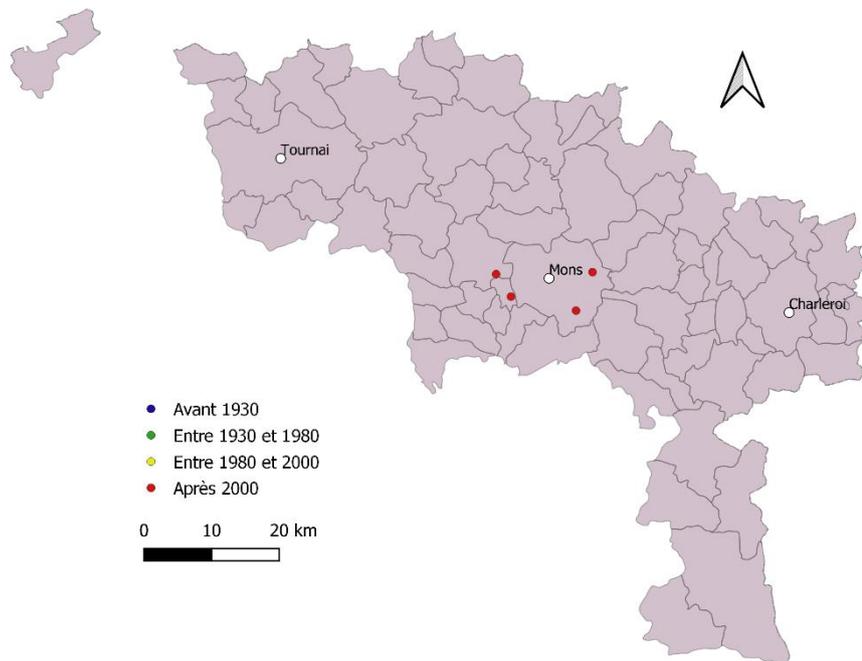
Hylaeus incongruus



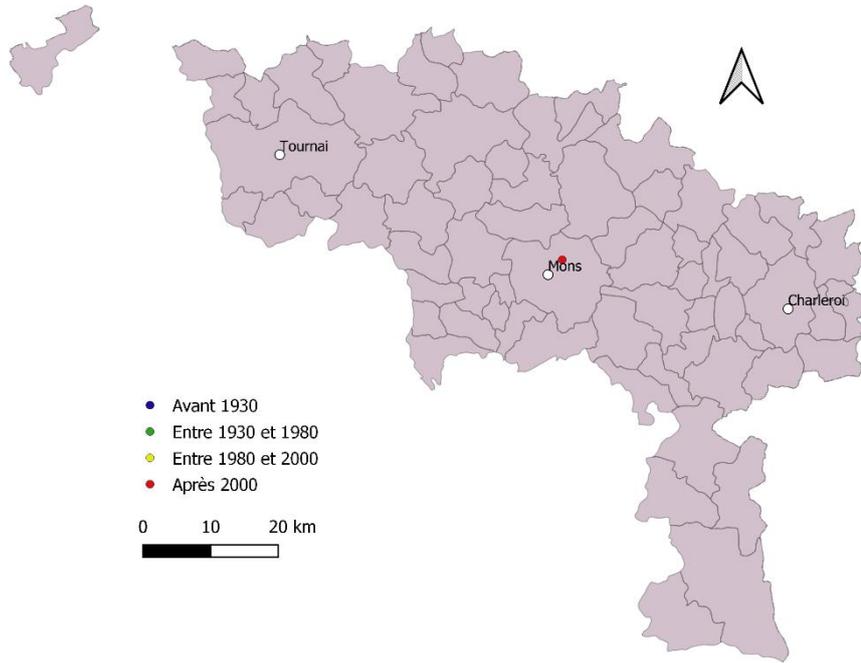
Hylaeus pectoralis



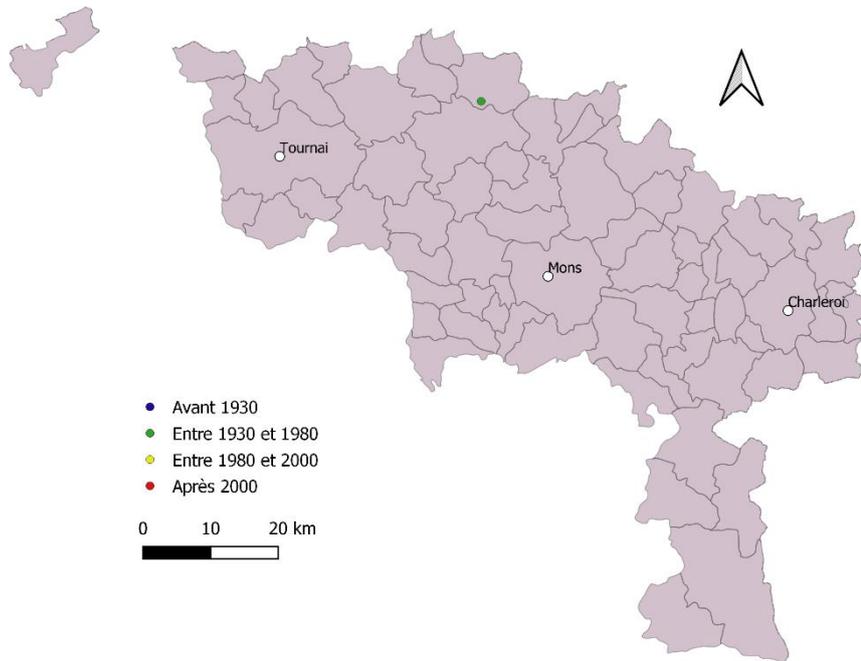
Hylaeus pictipes



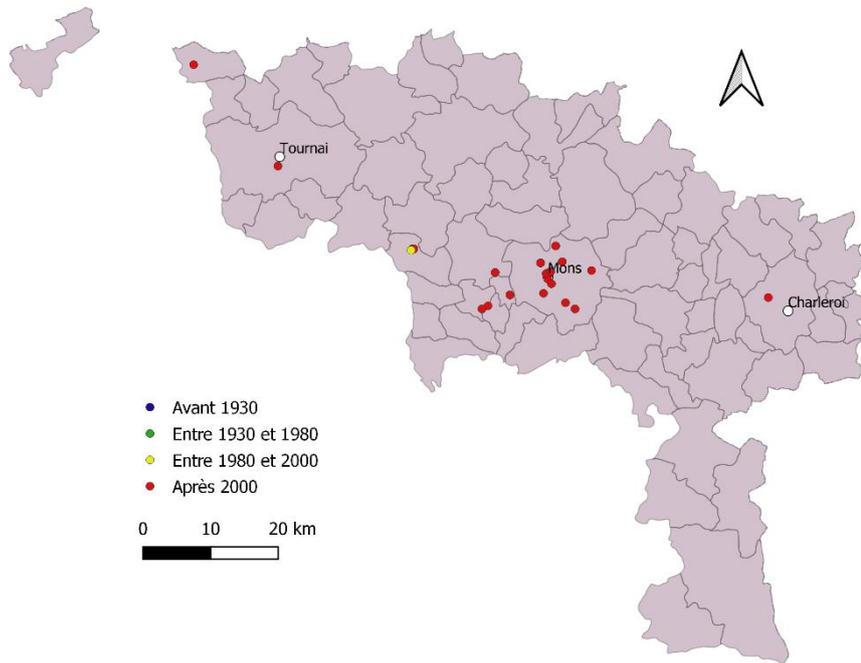
Hylaeus punctatus



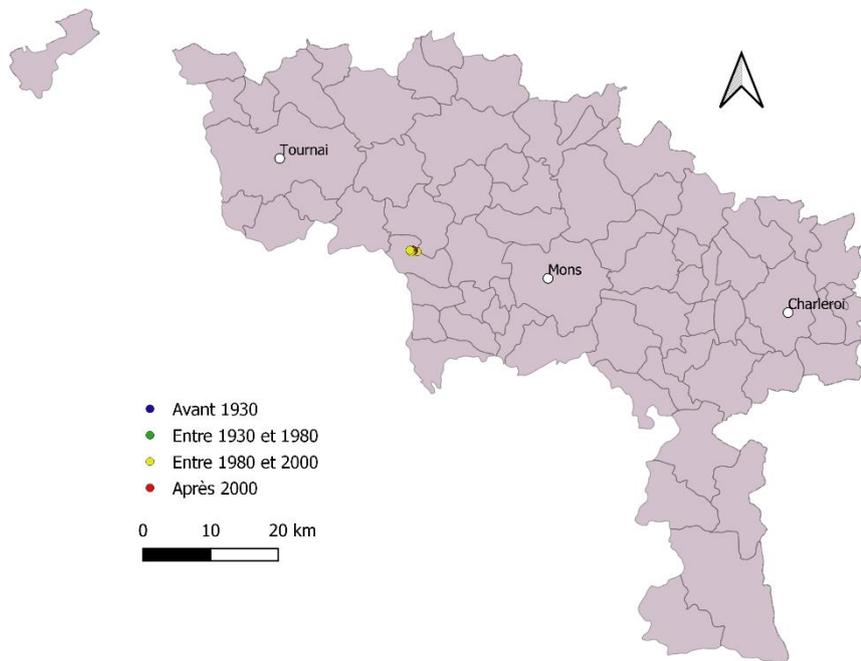
Hylaeus punctulatus



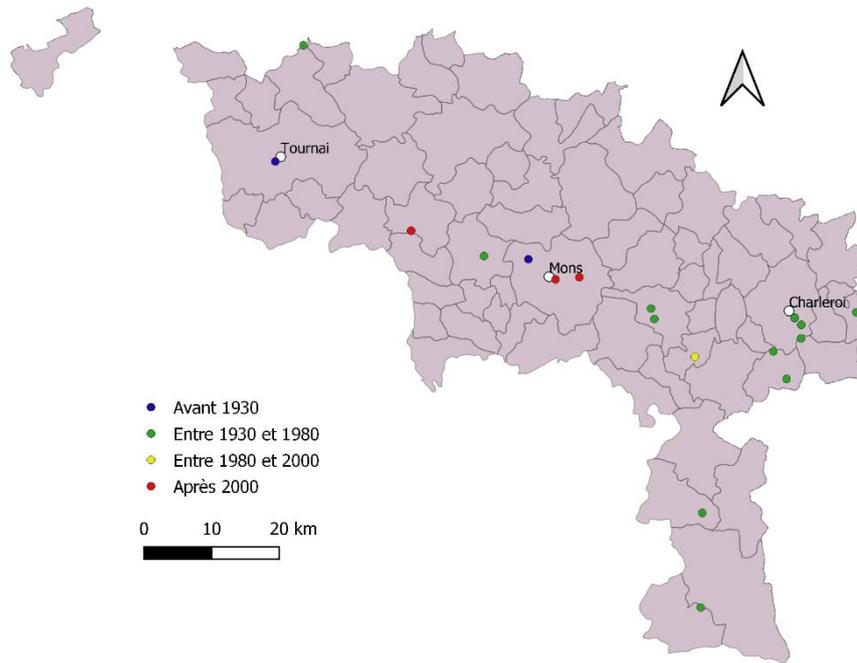
Hylaeus signatus



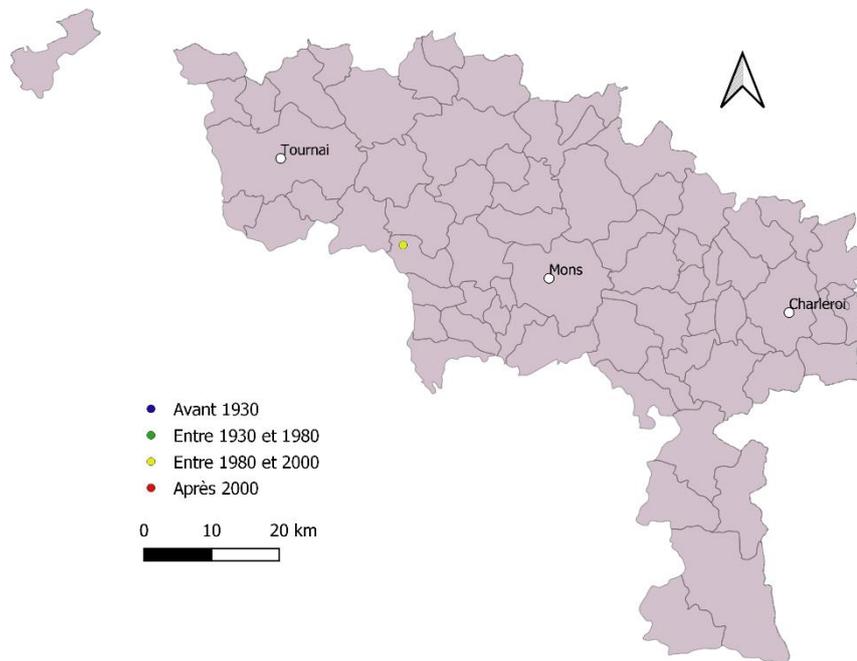
Hylaeus variegatus



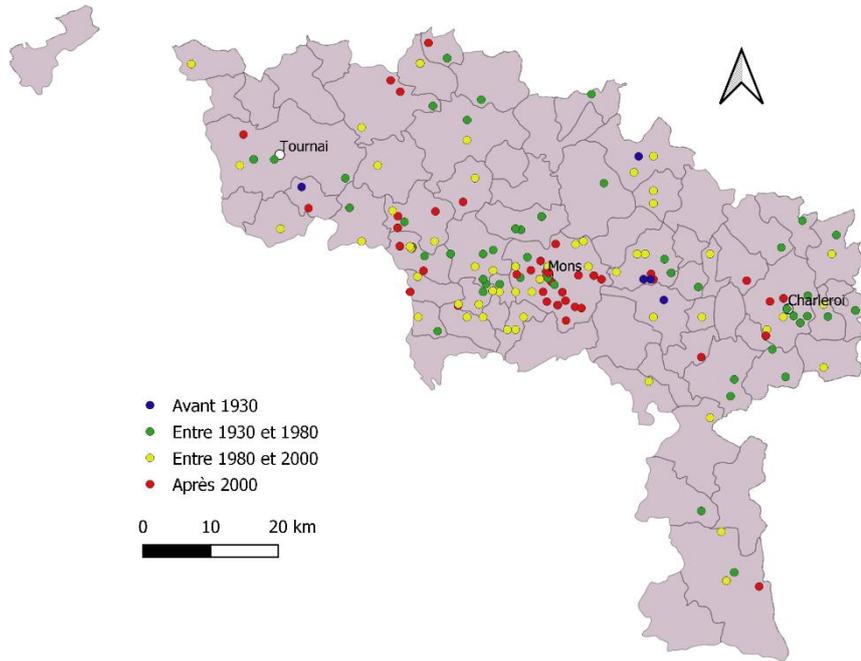
Lasioglossum albipes



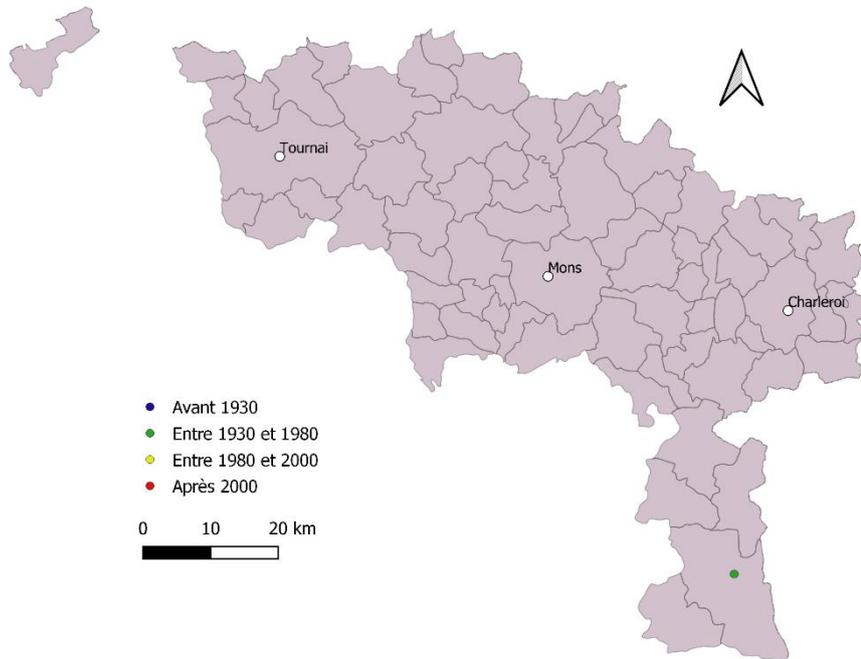
Lasioglossum brevicorne



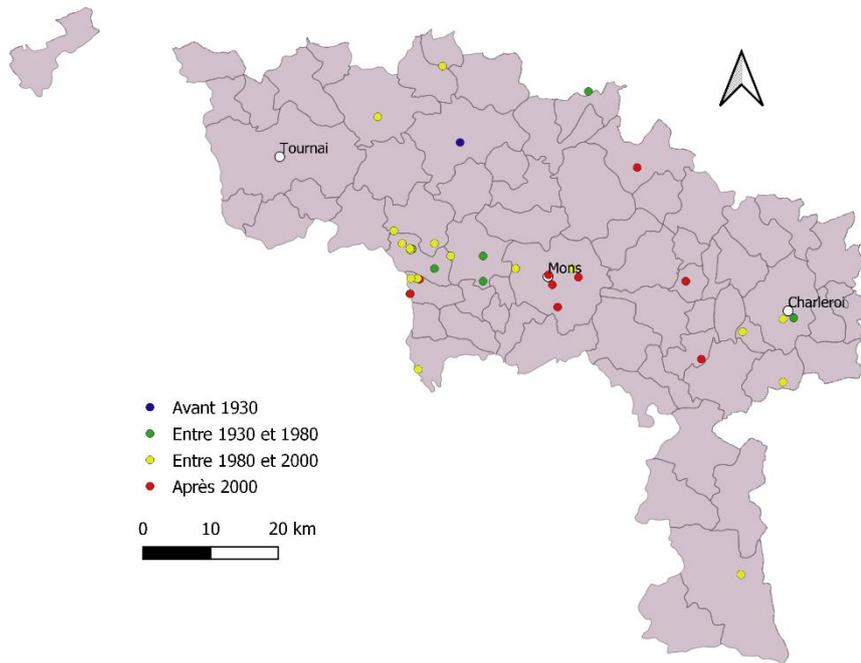
Lasioglossum calceatum



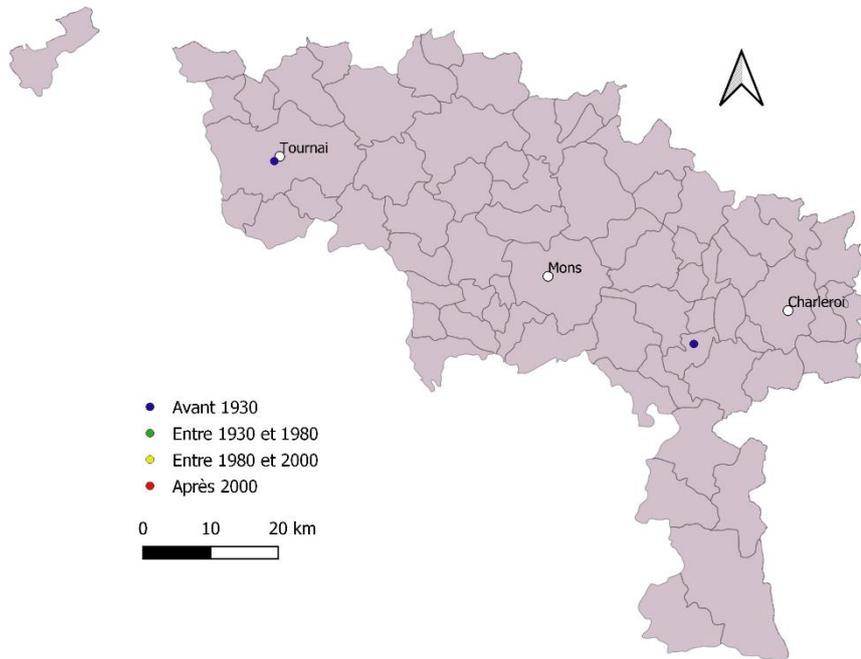
Lasioglossum fratellum



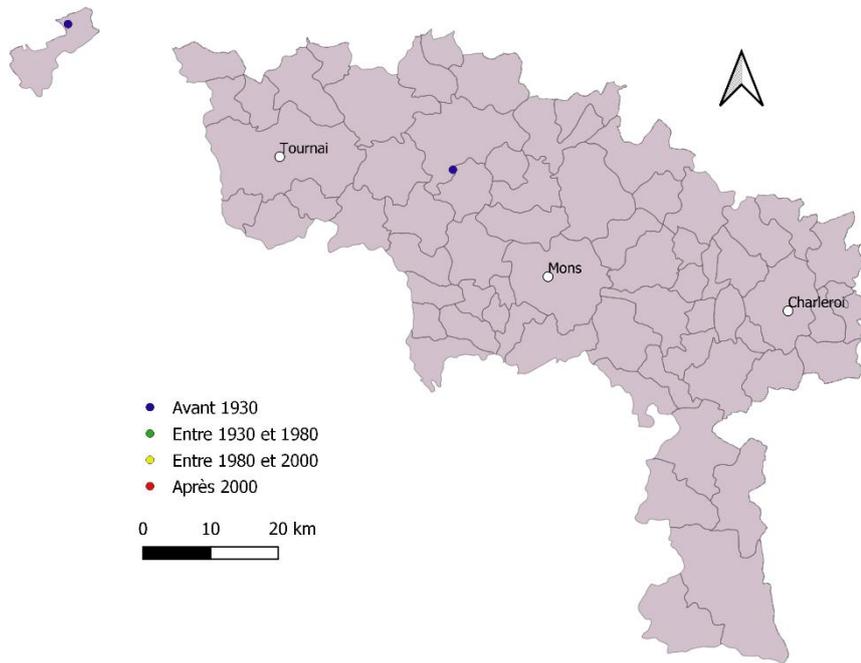
Lasioglossum fulvicorne



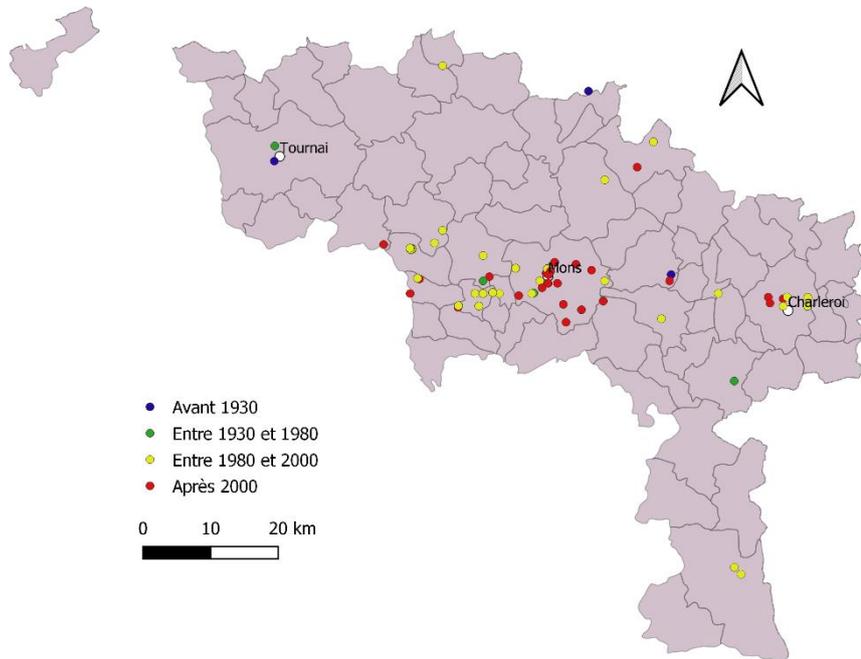
Lasioglossum laeve



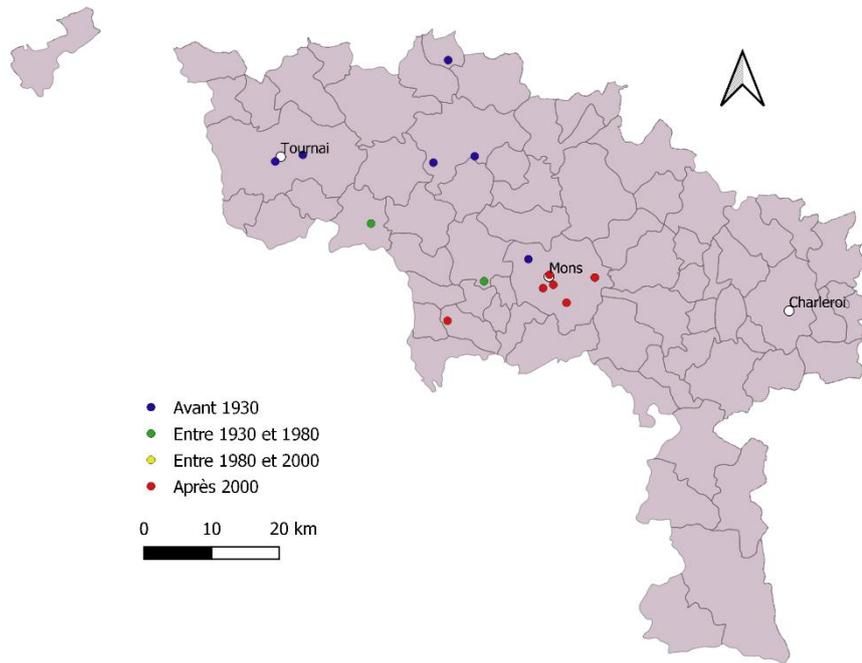
Lasioglossum laevigatum



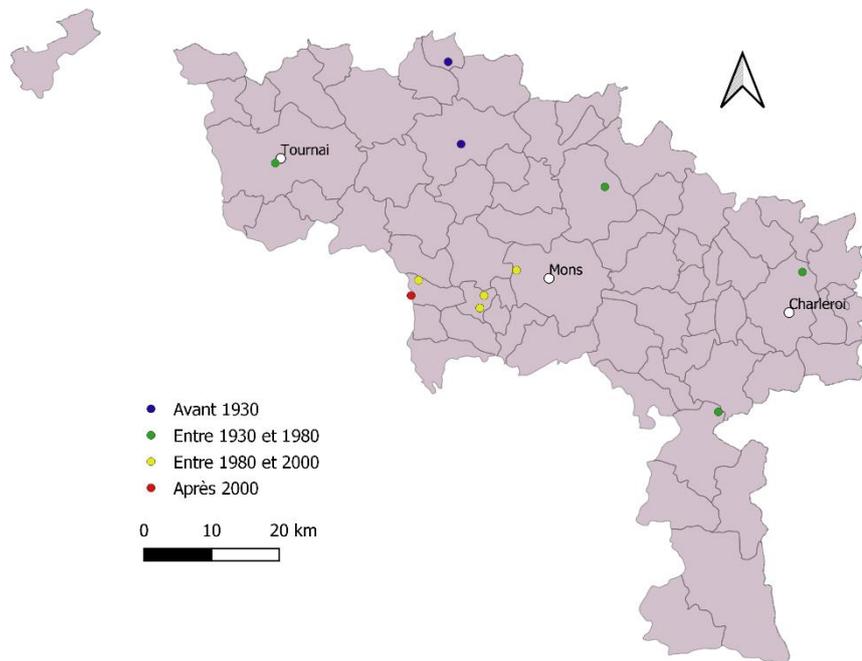
Lasioglossum laticeps



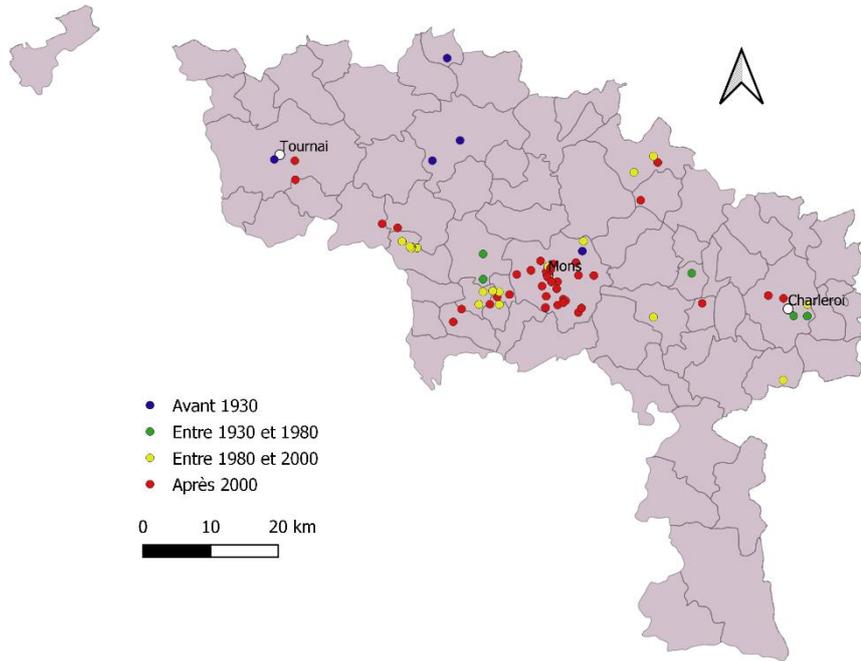
Lasioglossum lativentre



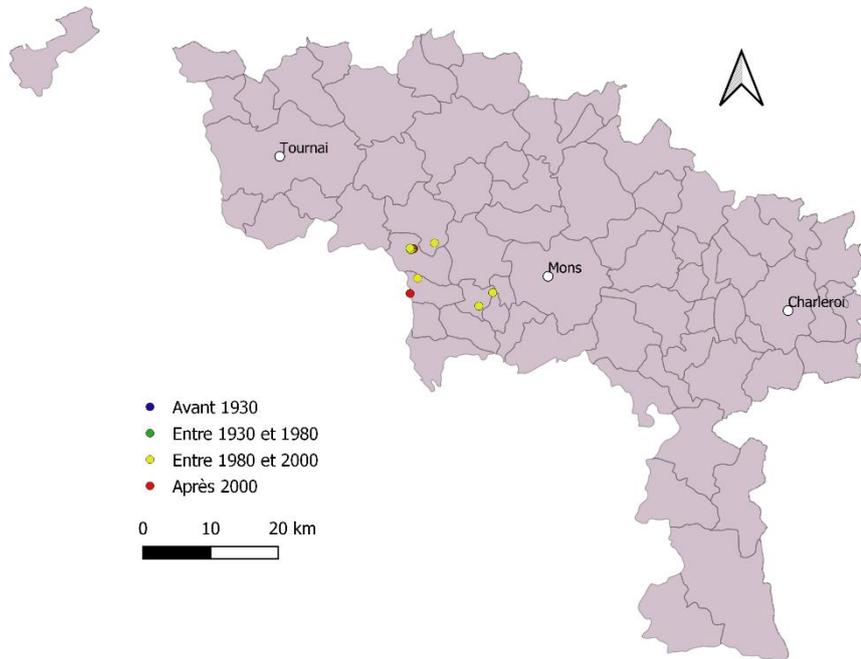
Lasioglossum leucopus



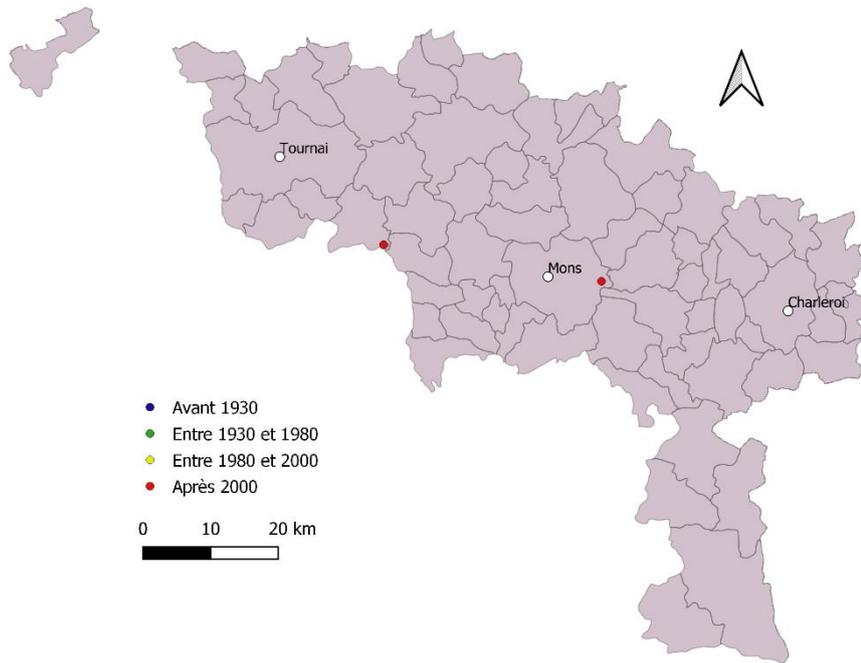
Lasioglossum leucozonium



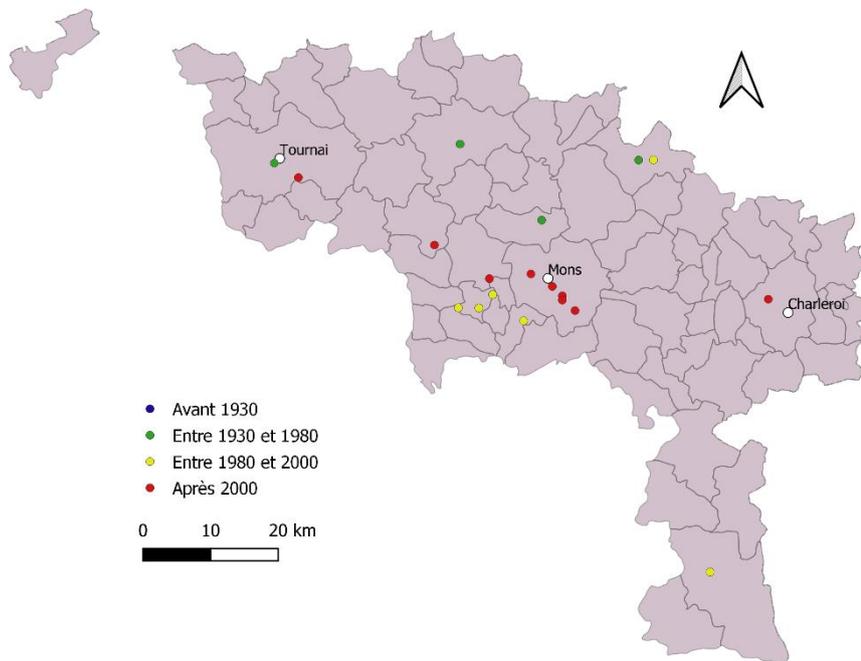
Lasioglossum lucidulum



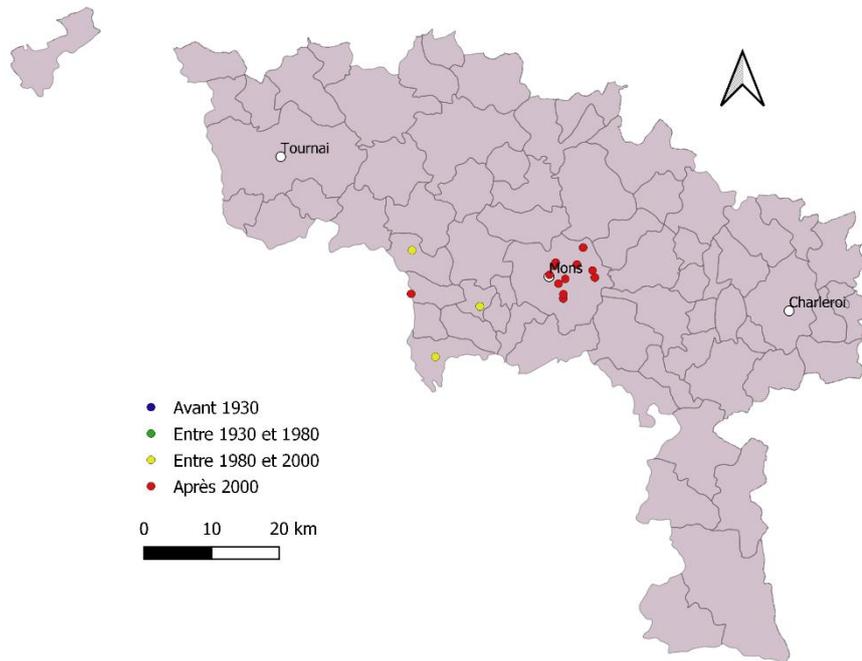
Lasioglossum majus



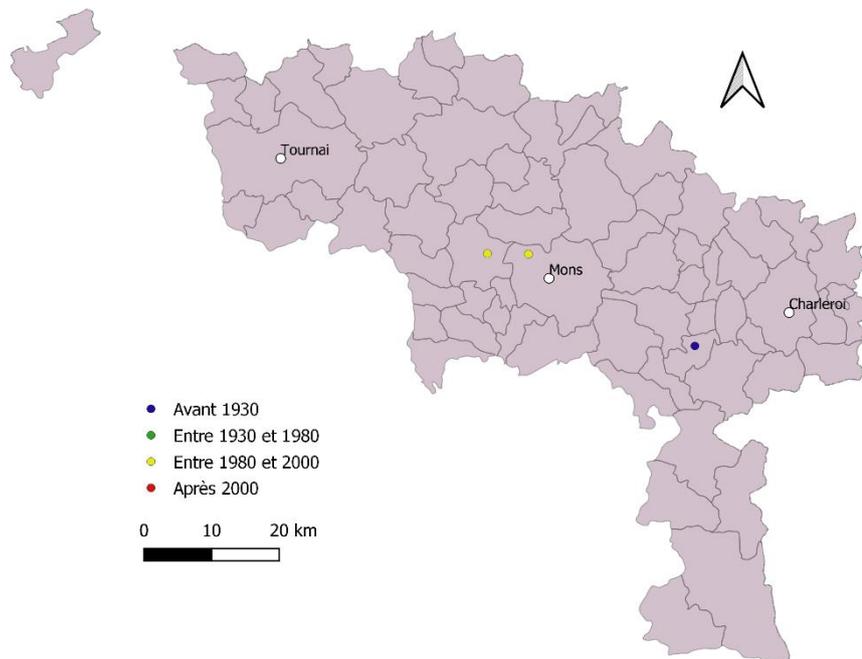
Lasioglossum malachurum



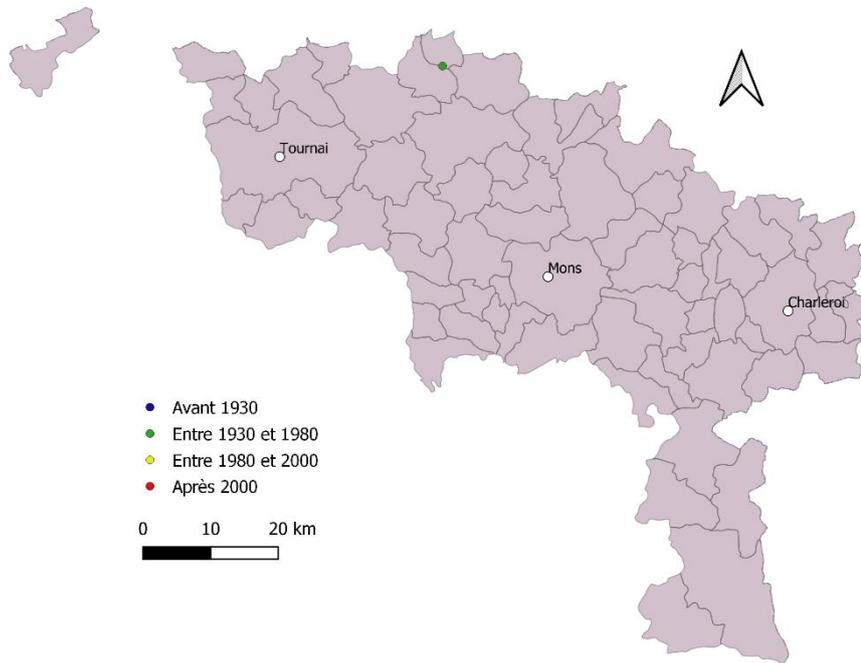
Lasioglossum minutissimum



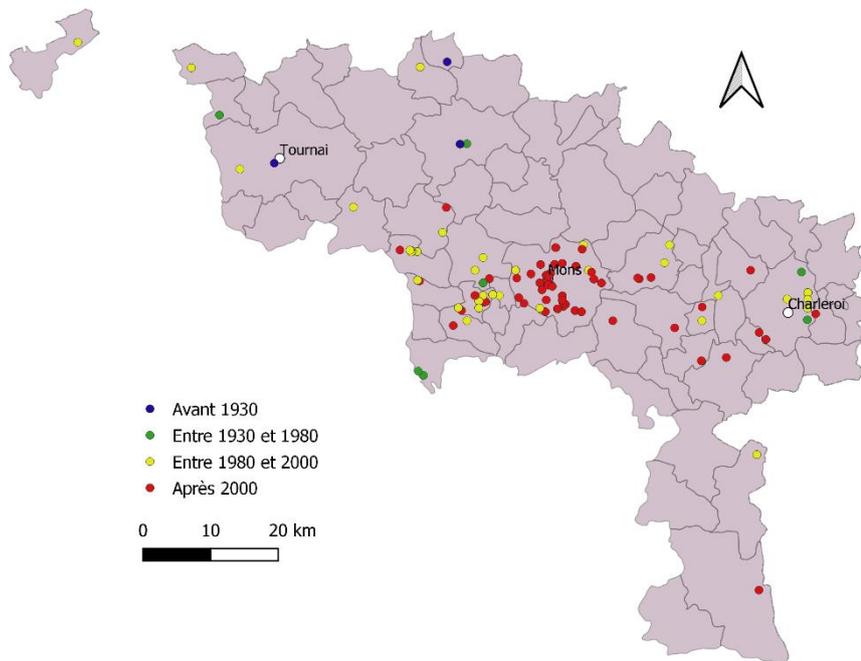
Lasioglossum minutulum



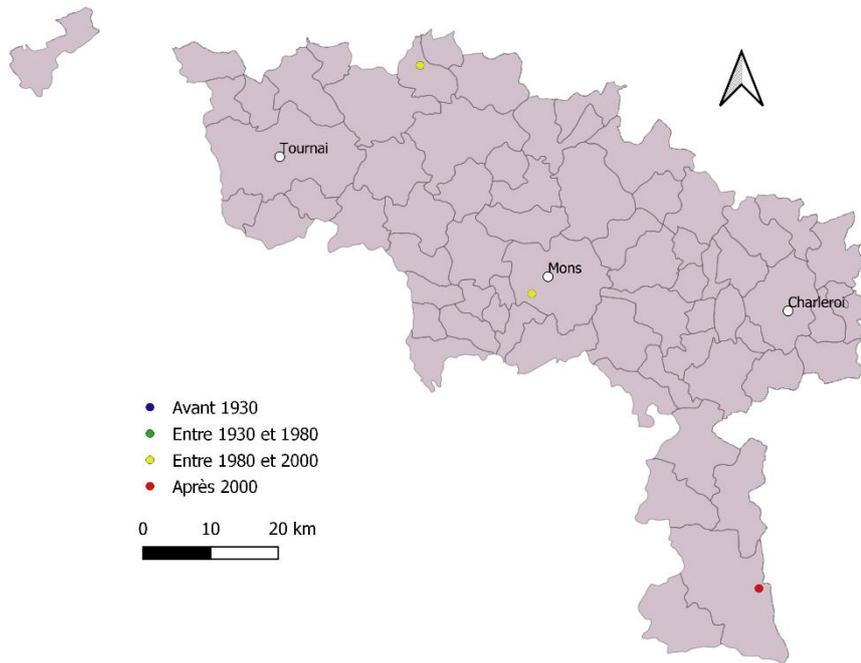
Lasioglossum monstificum



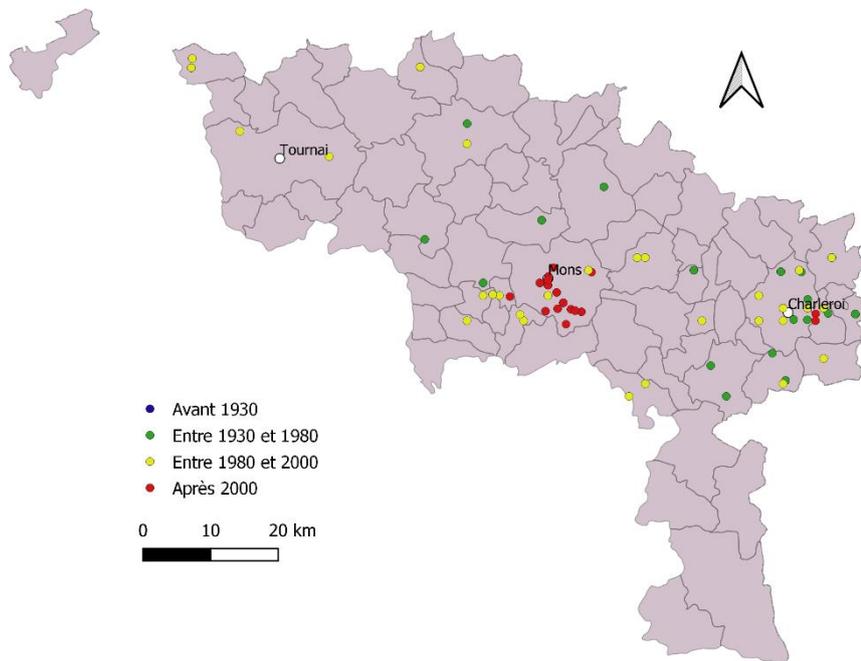
Lasioglossum morio



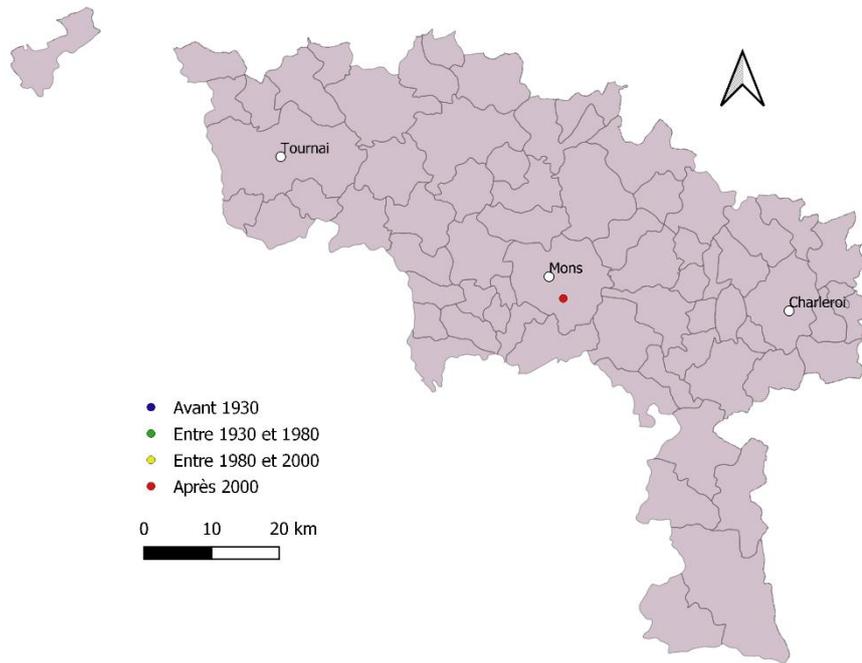
Lasioglossum nitidiusculum



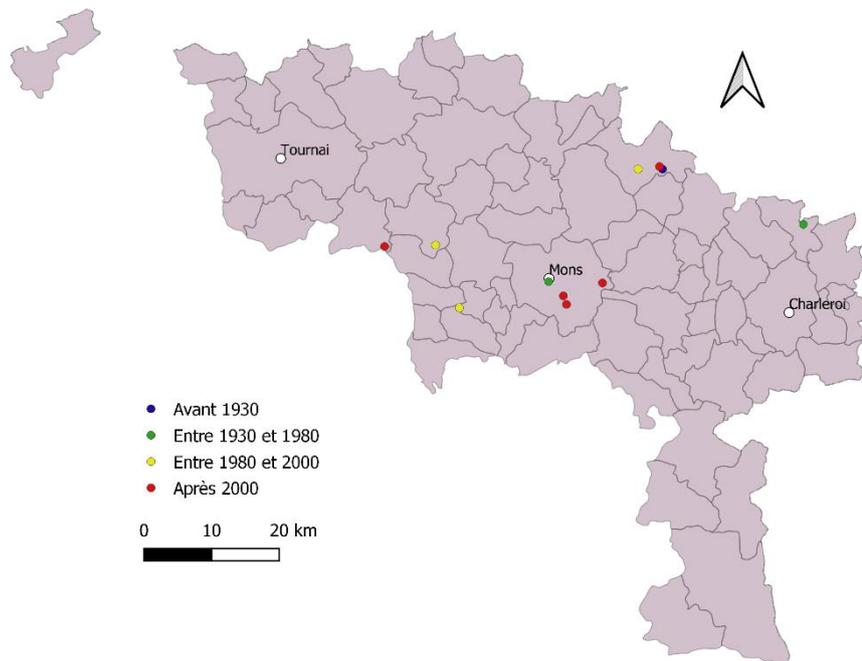
Lasioglossum nitidulum



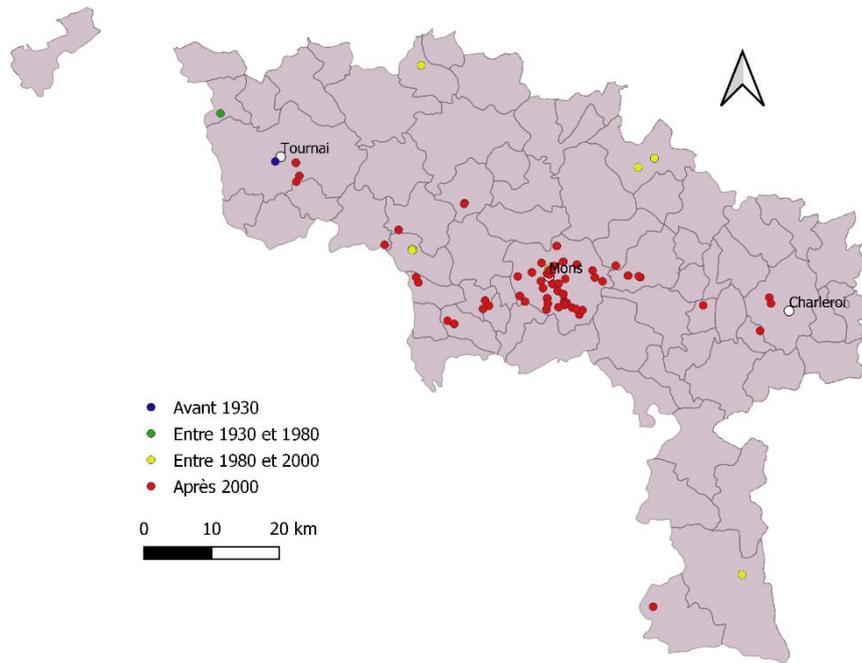
Lasioglossum pallens



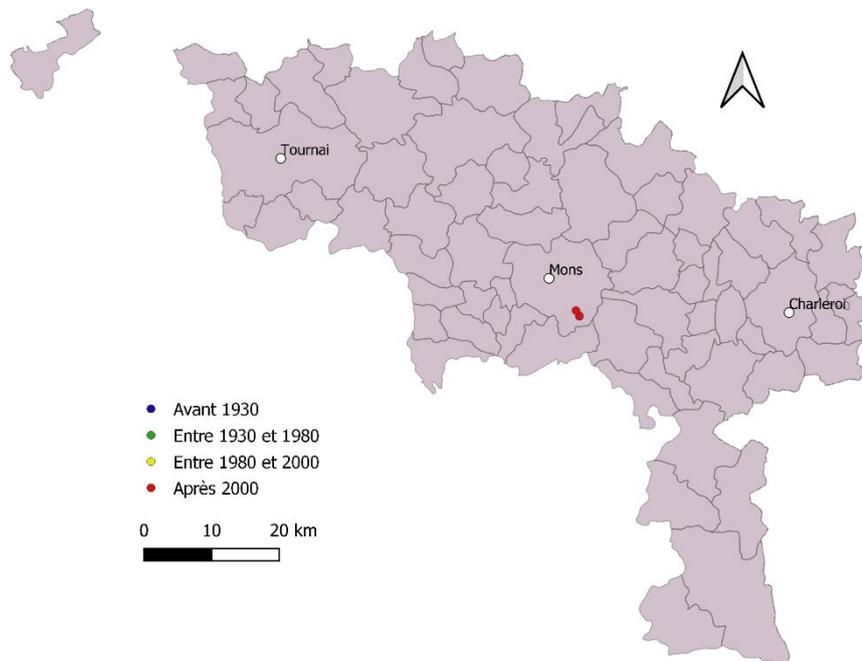
Lasioglossum parvulum



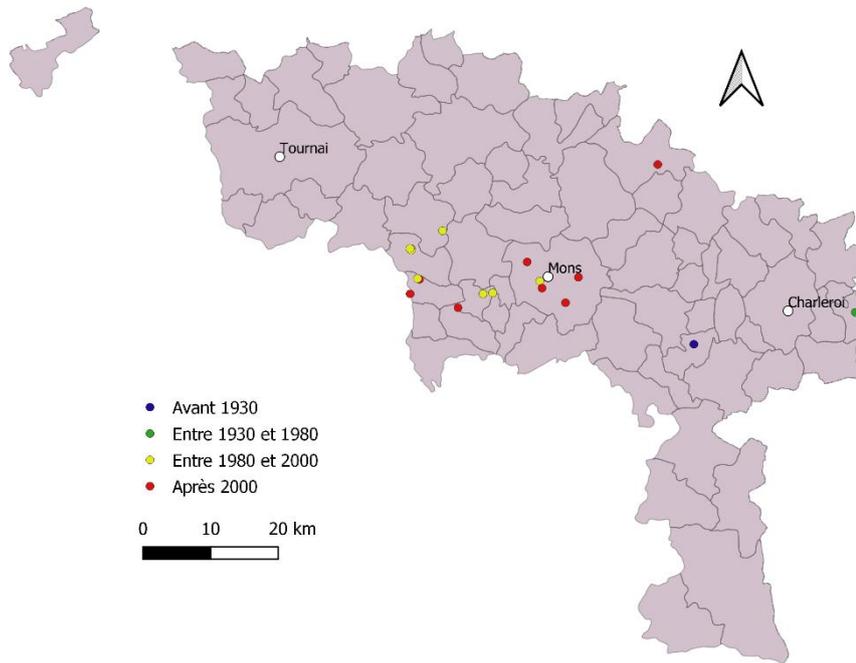
Lasioglossum pauxillum



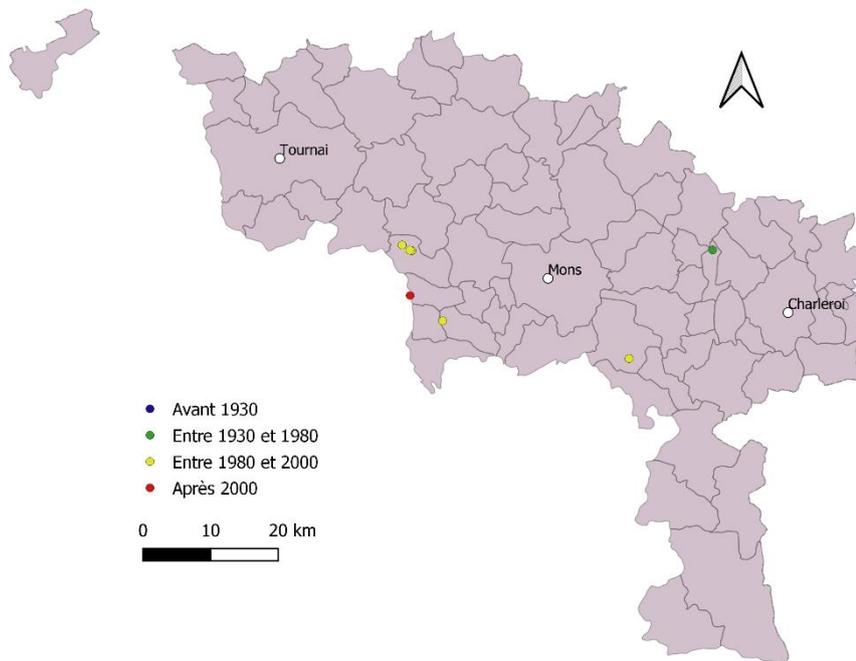
Lasioglossum politum



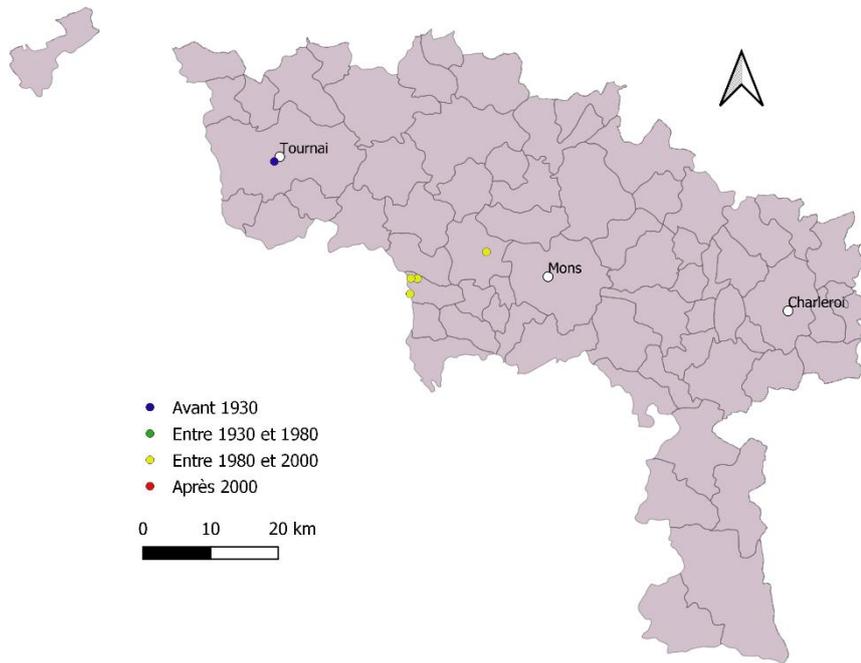
Lasioglossum punctatissimum



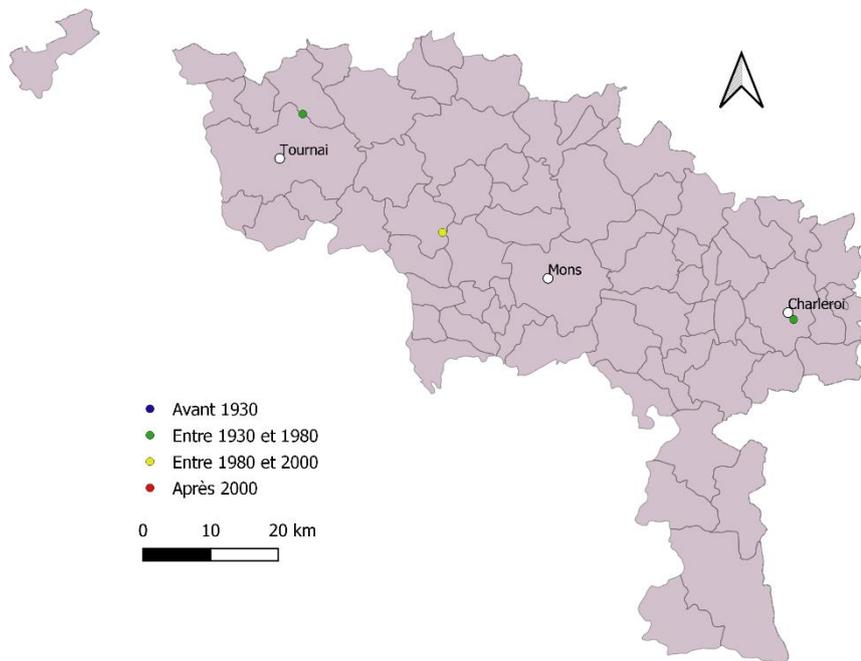
Lasioglossum quadrinotatum



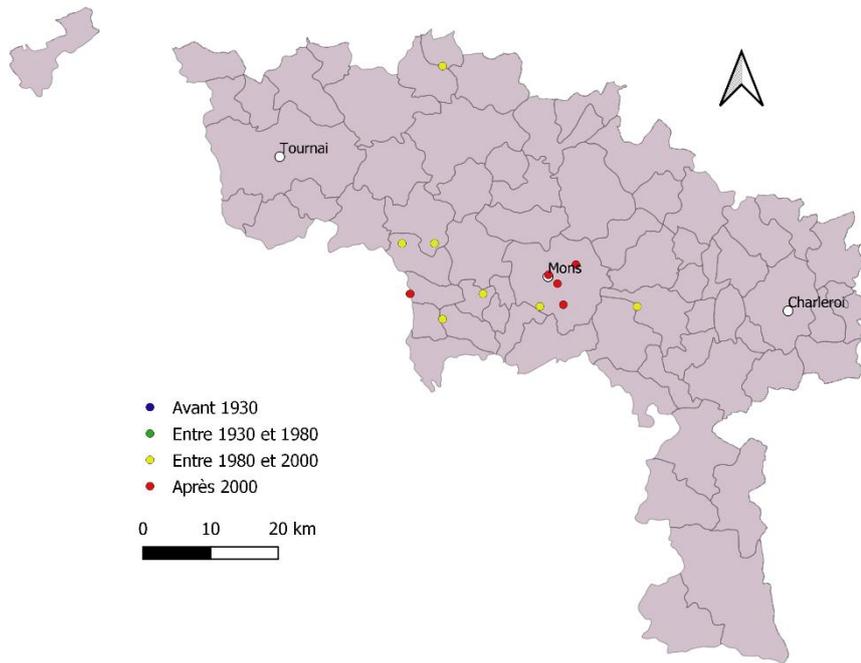
Lasioglossum quadrinotatum



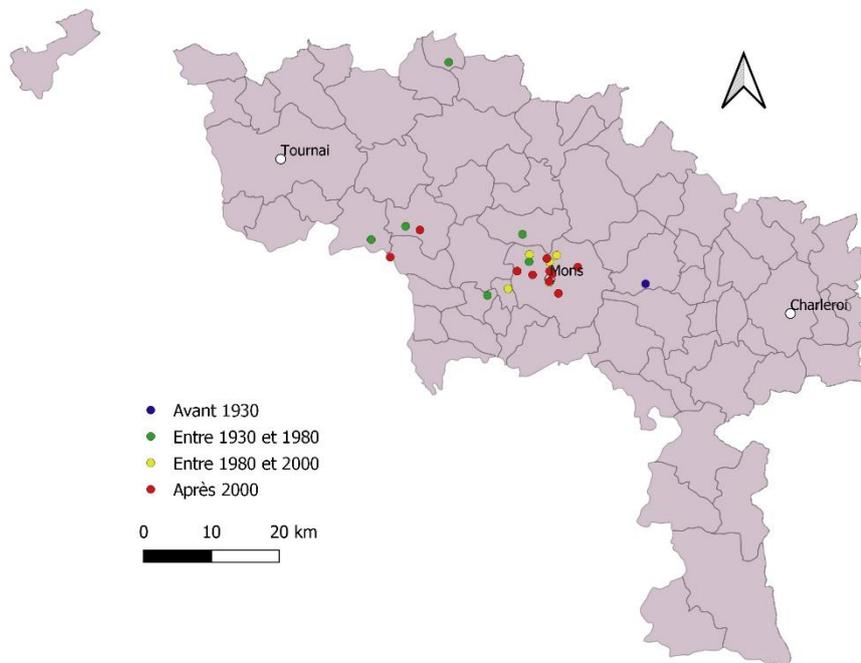
Lasioglossum rufitarse



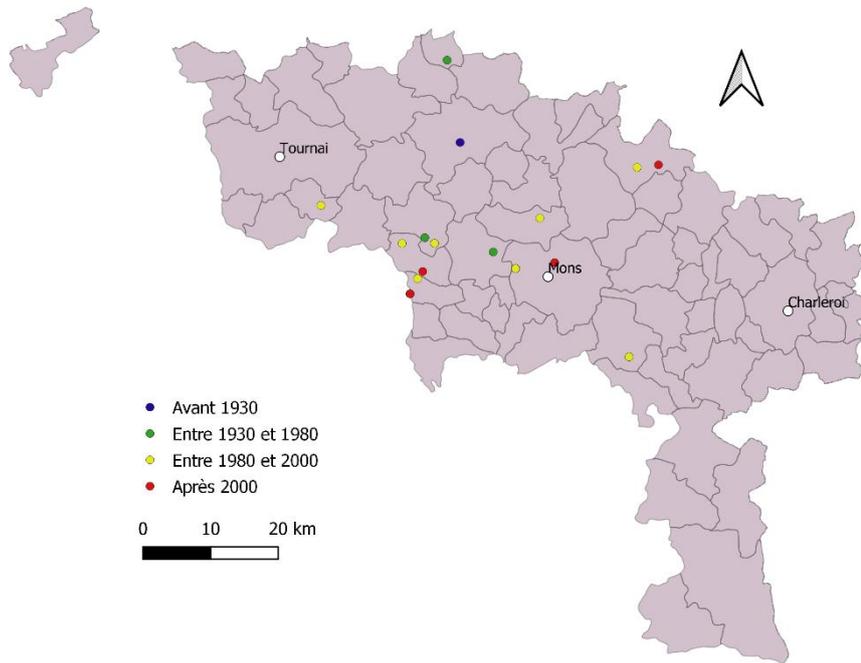
Lasioglossum semilucens



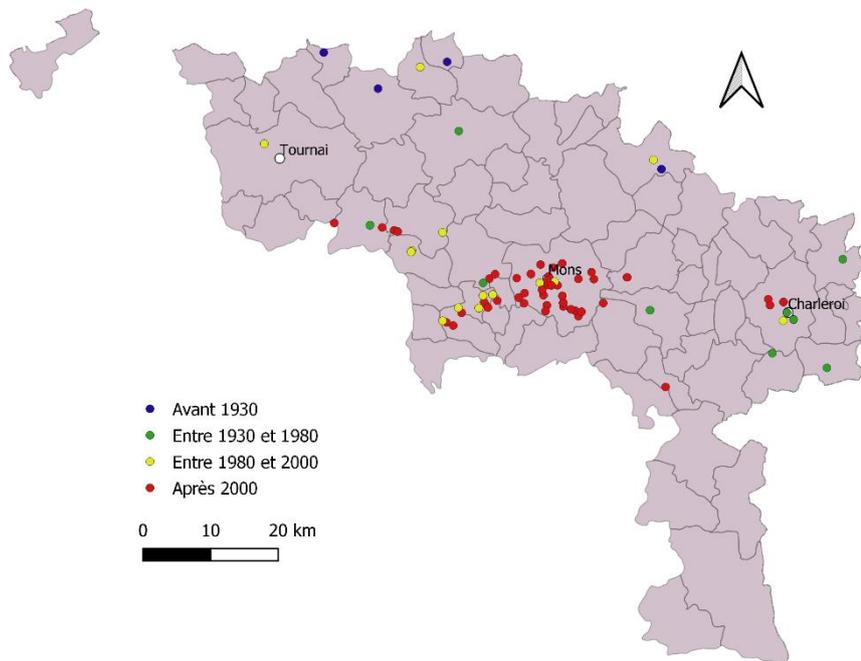
Lasioglossum sexnotatum



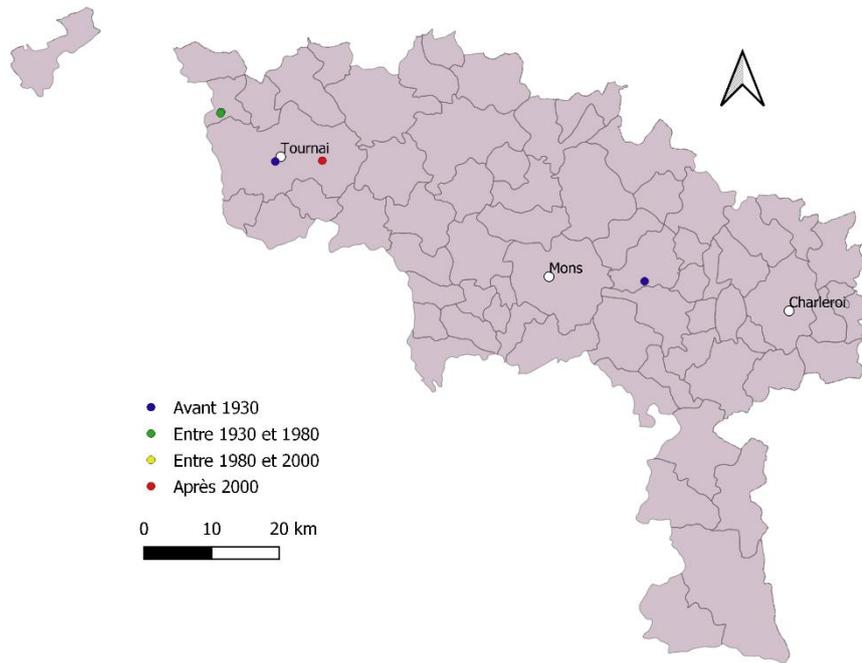
Lasioglossum sexstrigatum



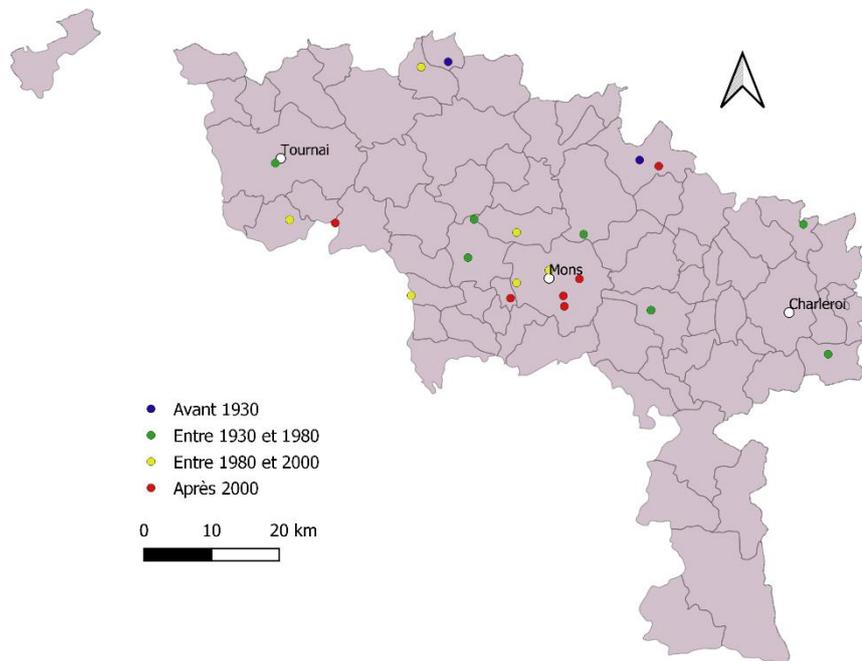
Lasioglossum villosulum



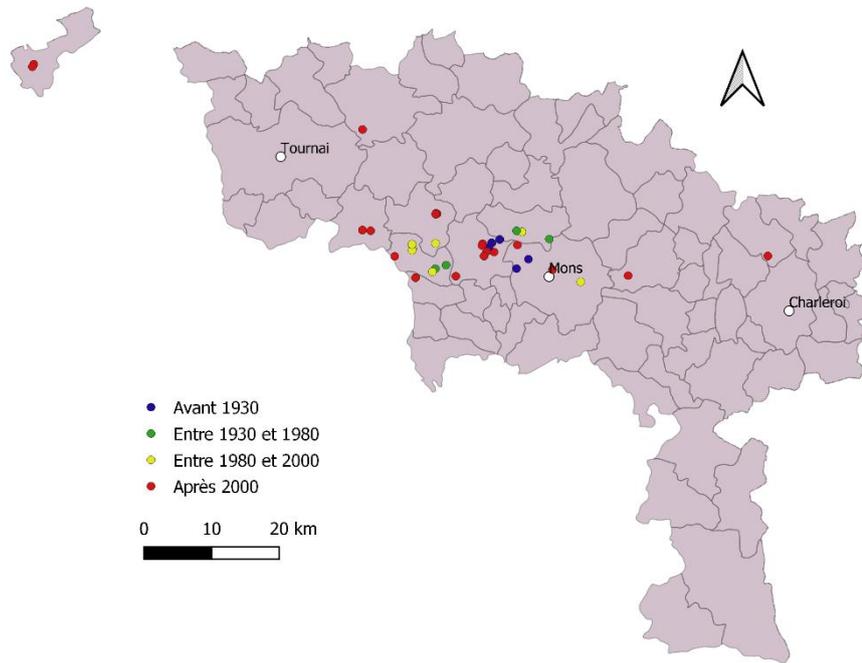
Lasioglossum xanthopus



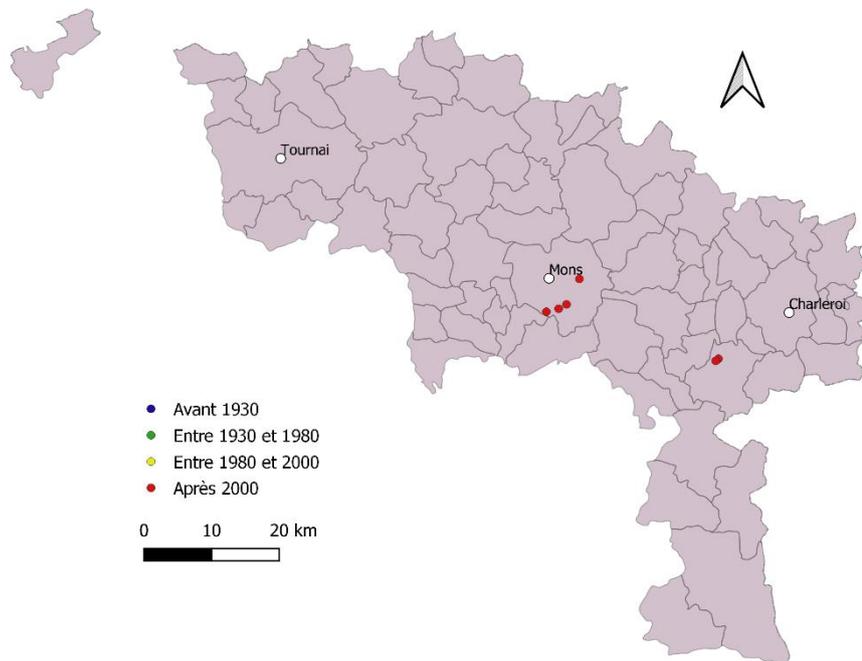
Lasioglossum zonulum



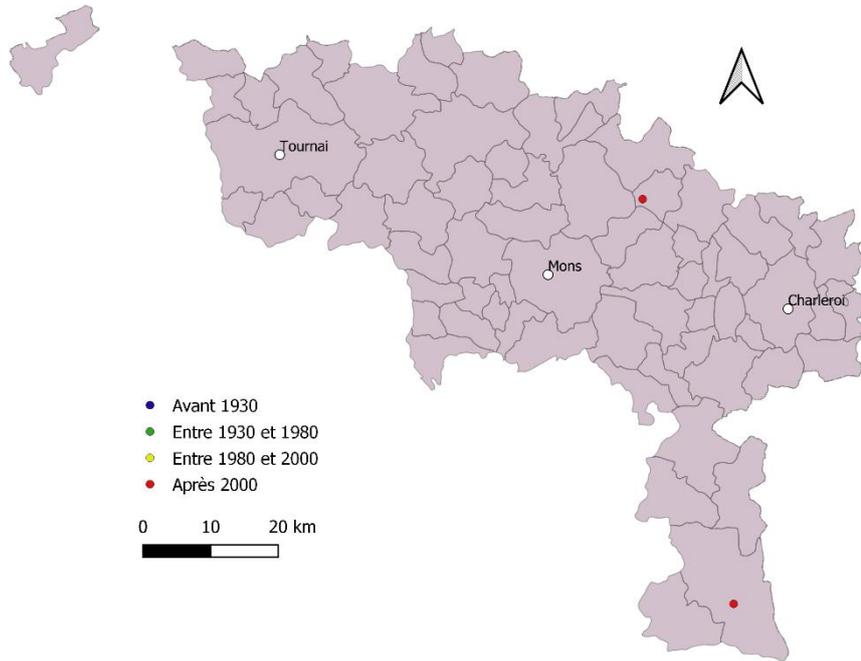
Macropis europaea



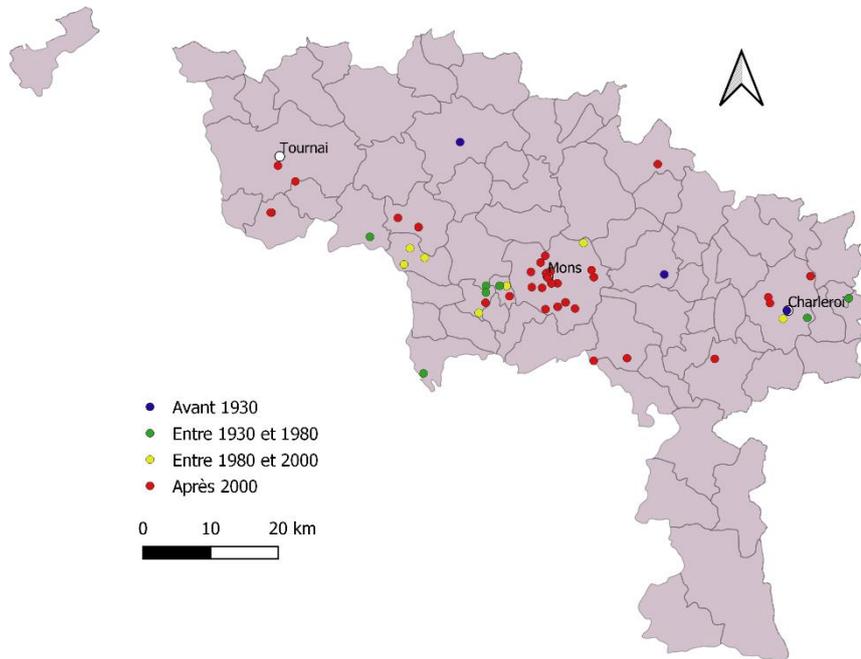
Macropis fulvipes



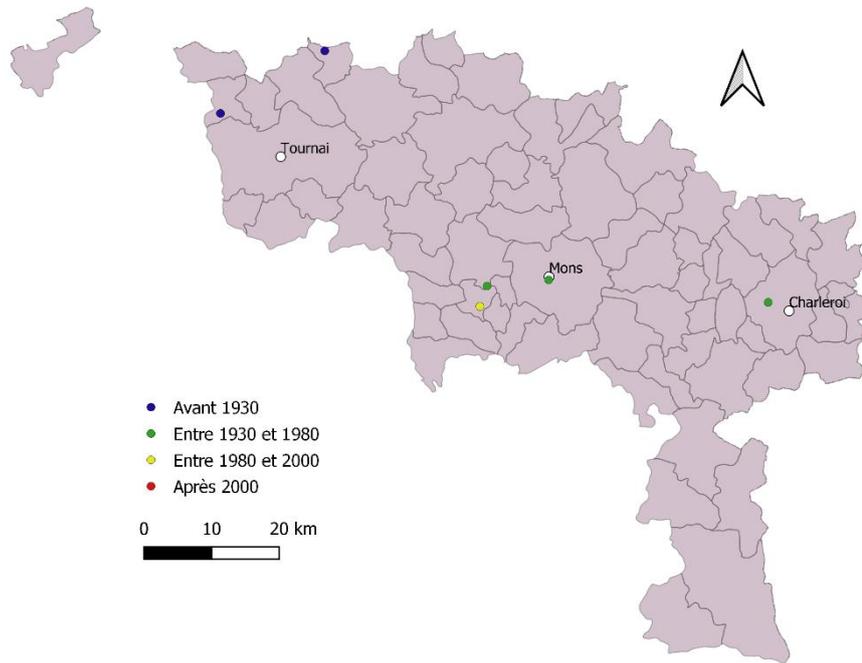
Megachile alpicola



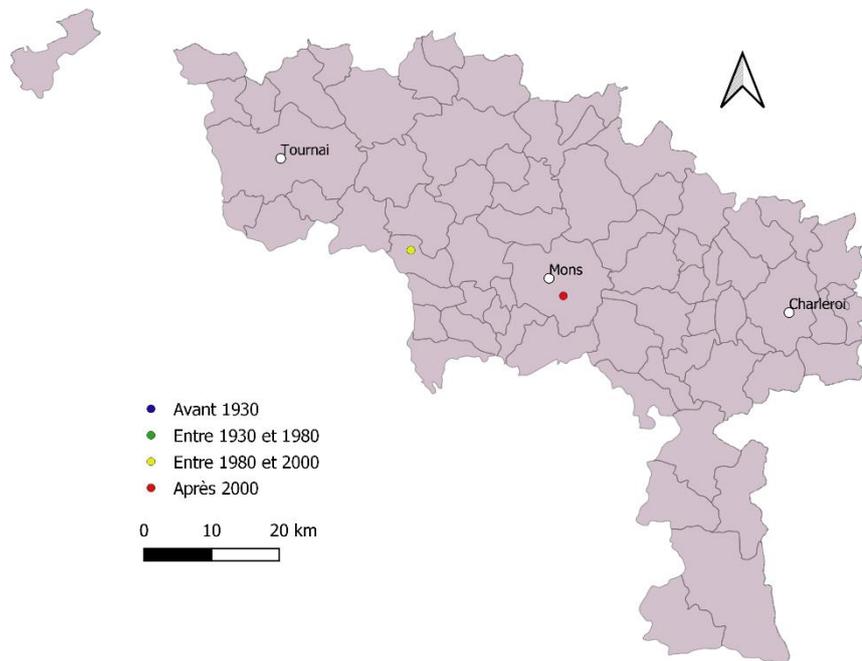
Megachile centuncularis



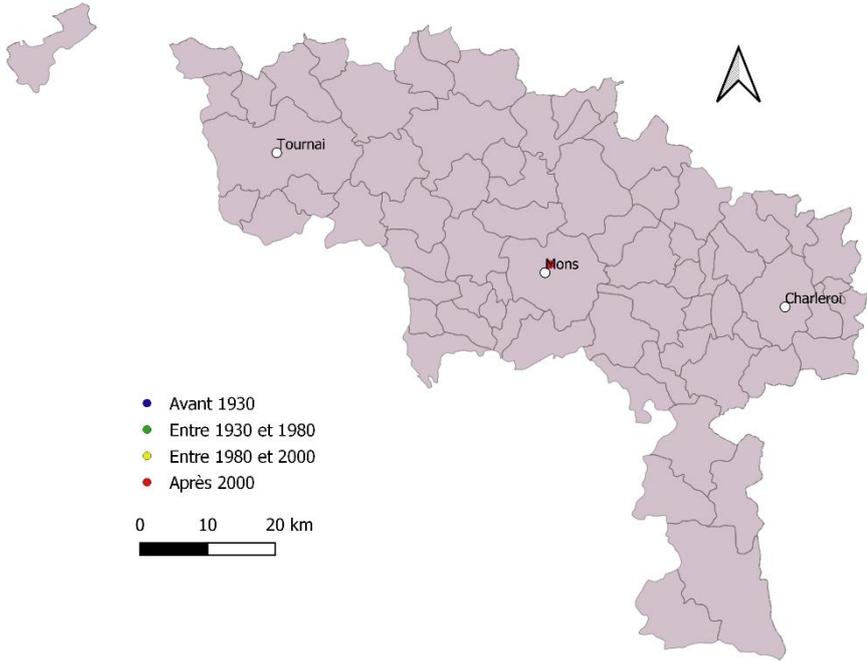
Megachile circumcincta



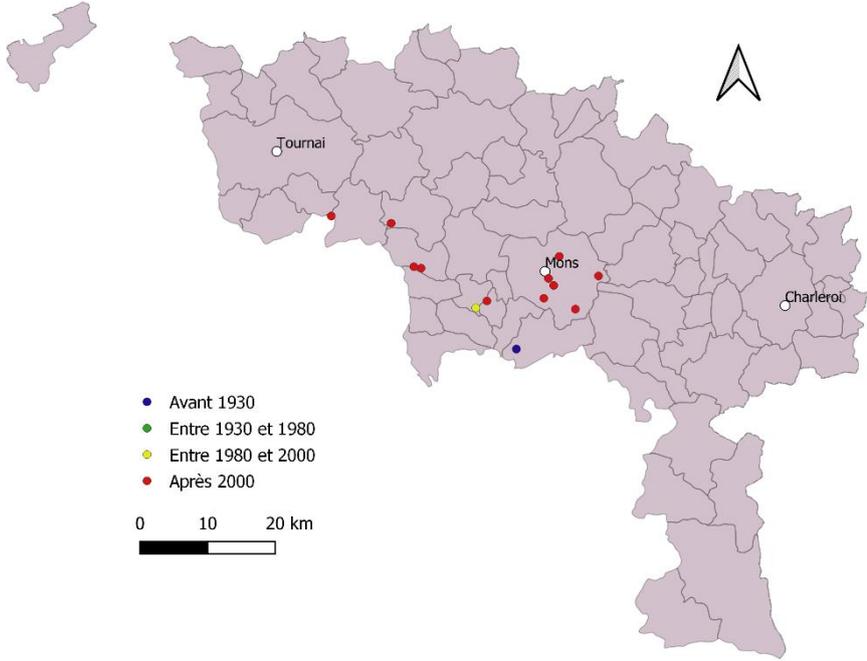
Megachile genalis



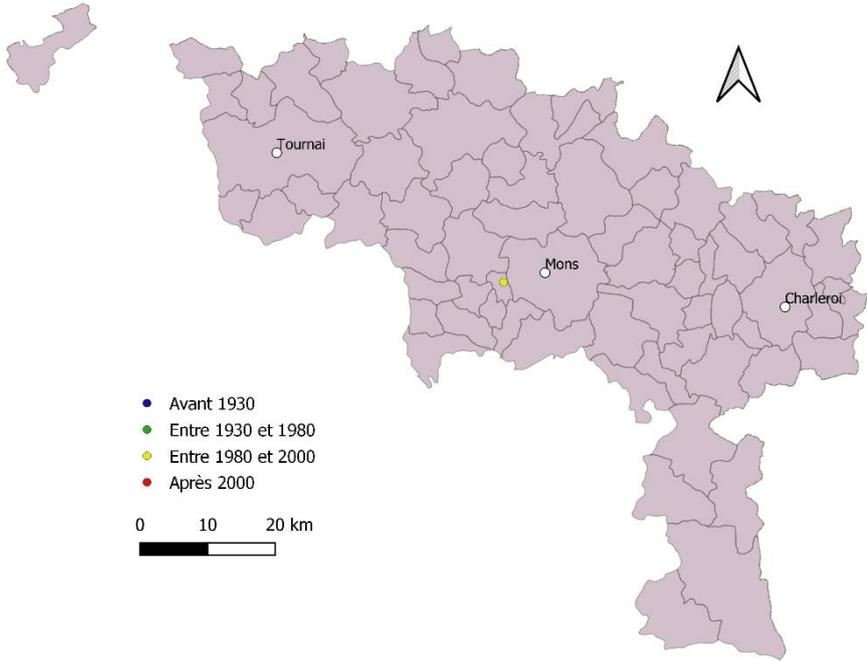
Megachile lagopoda



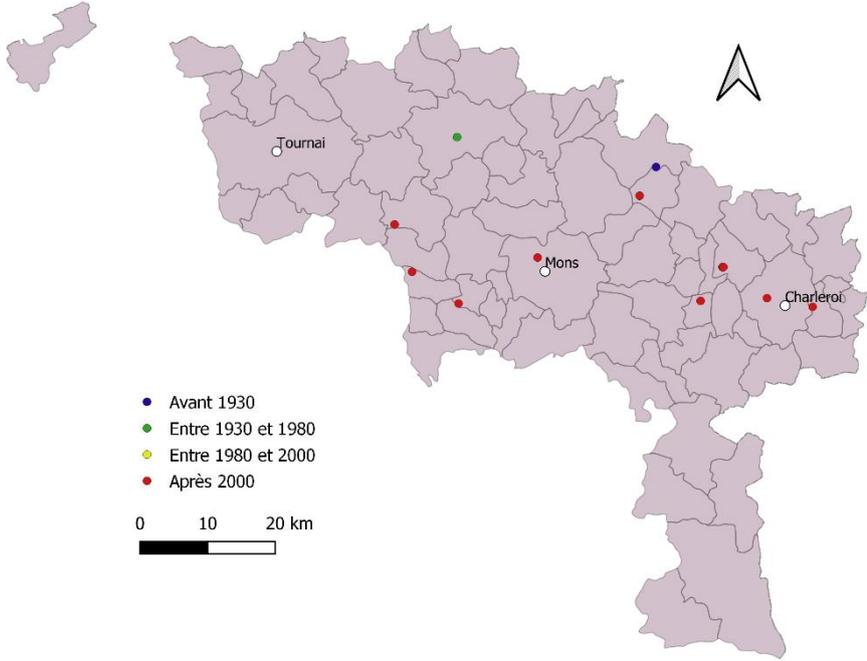
Megachile ligniseca



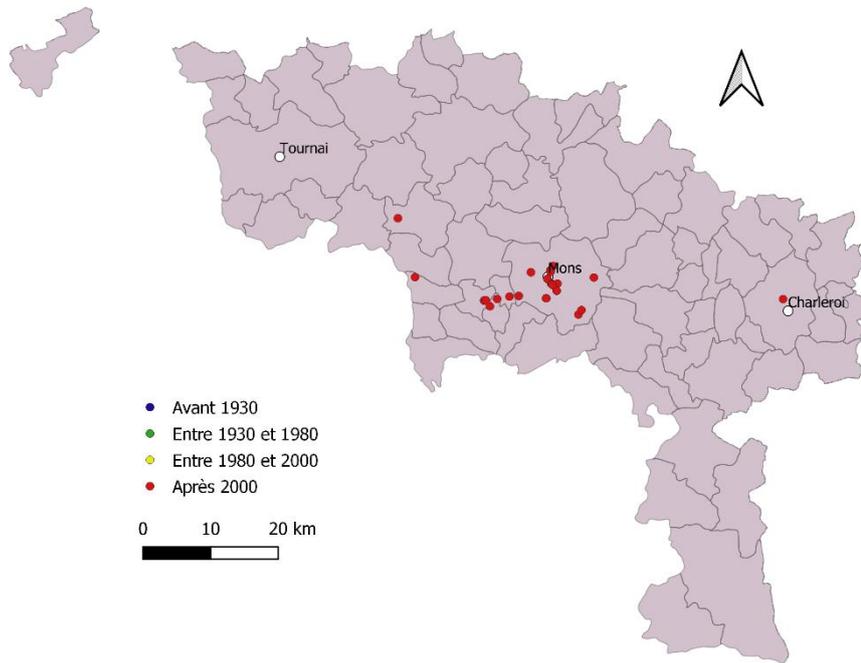
Megachile maritima



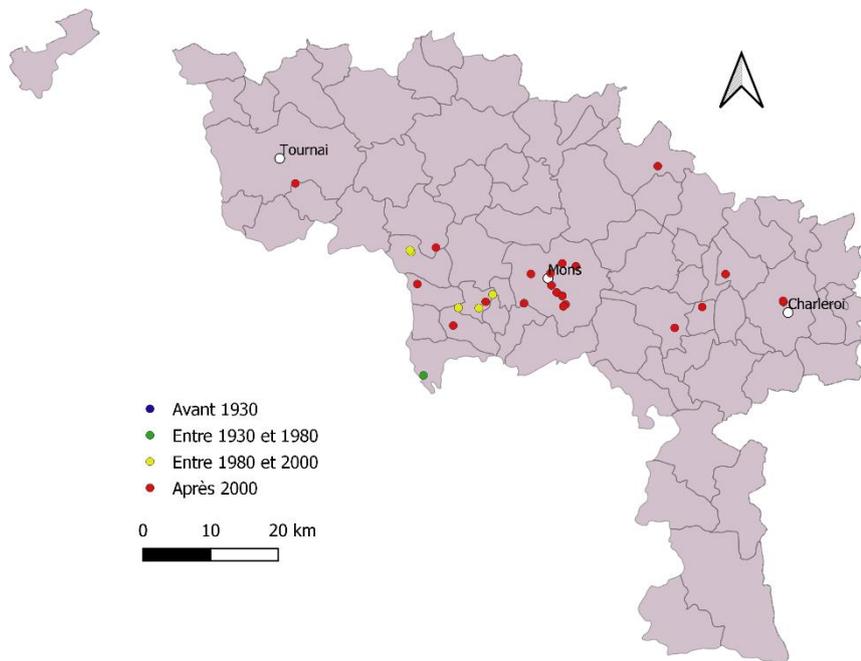
Megachile pilidens



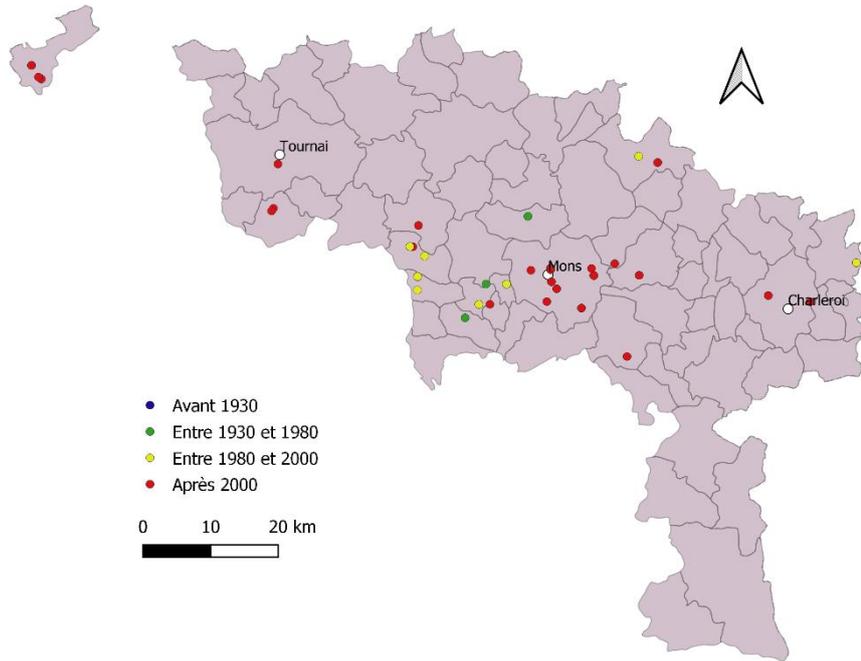
Megachile rotundata



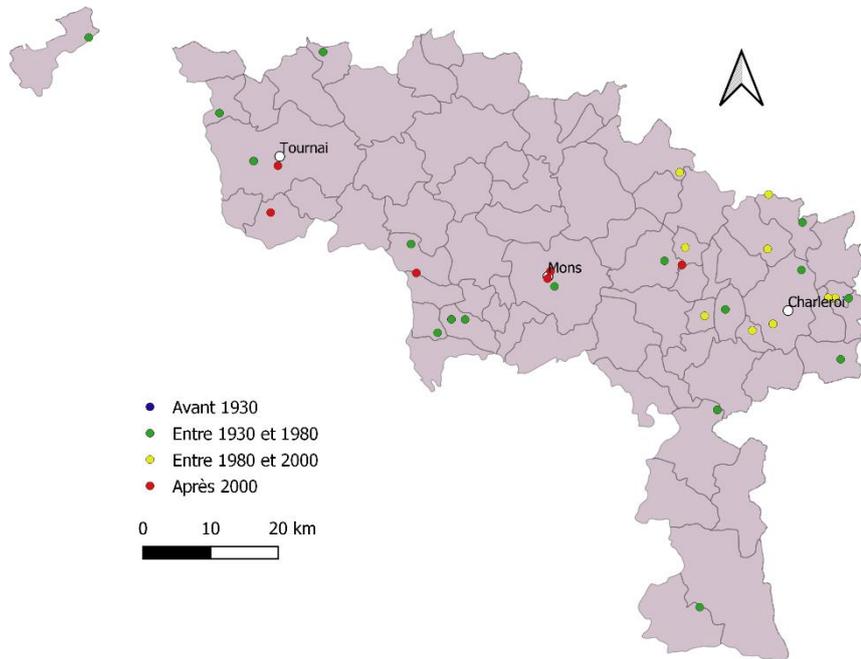
Megachile versicolor



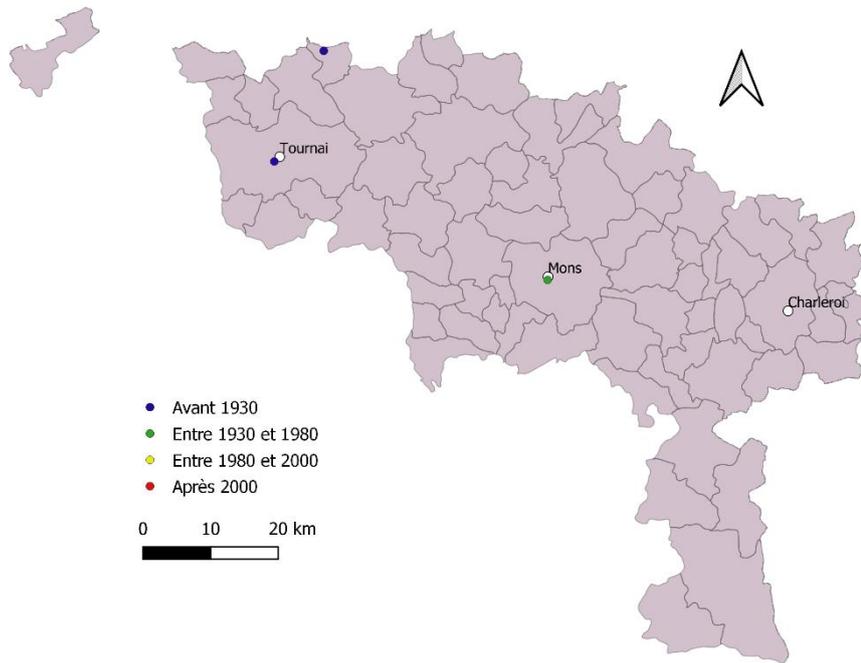
Megachile willughbiella



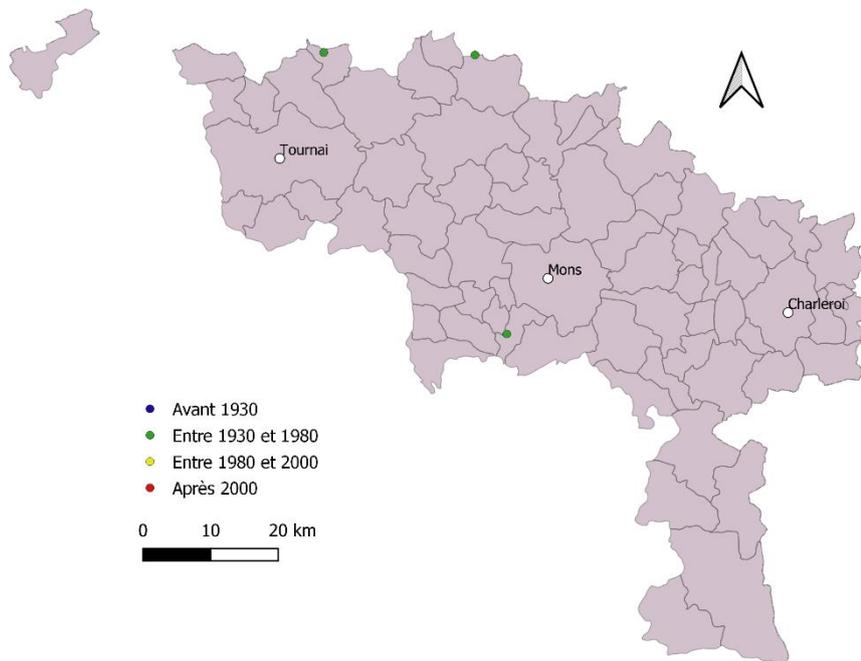
Melecta albifrons



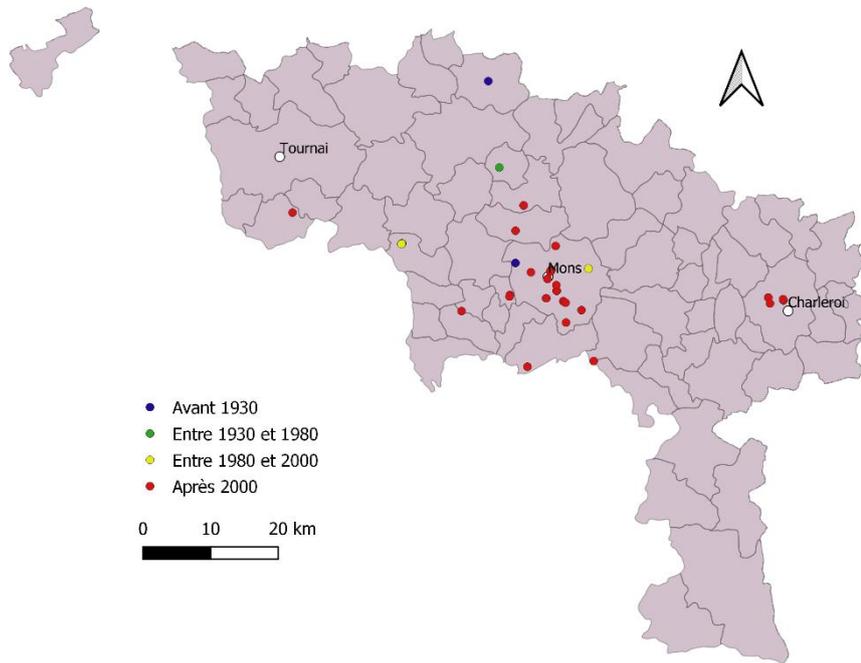
Melecta luctuosa



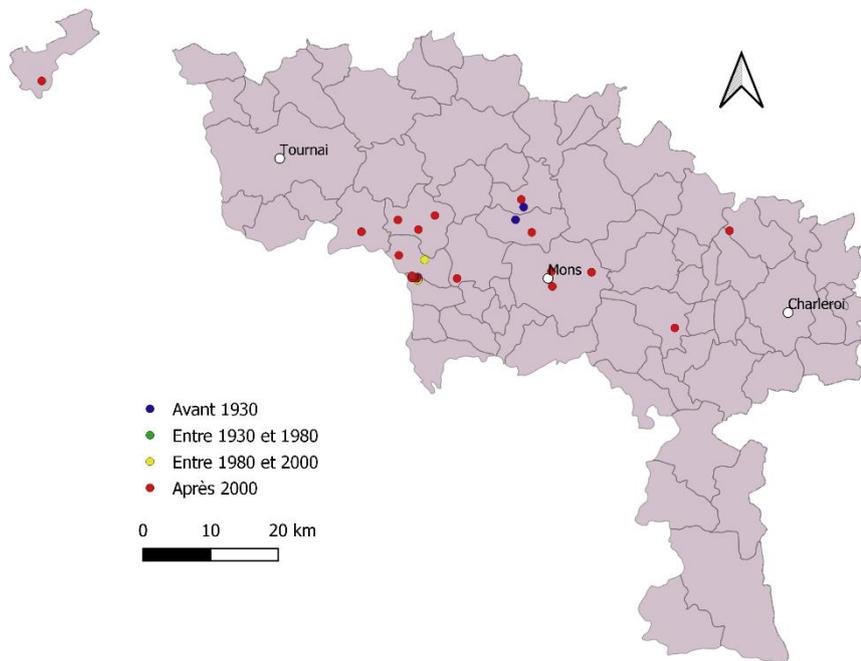
Melitta haemorrhoidalis



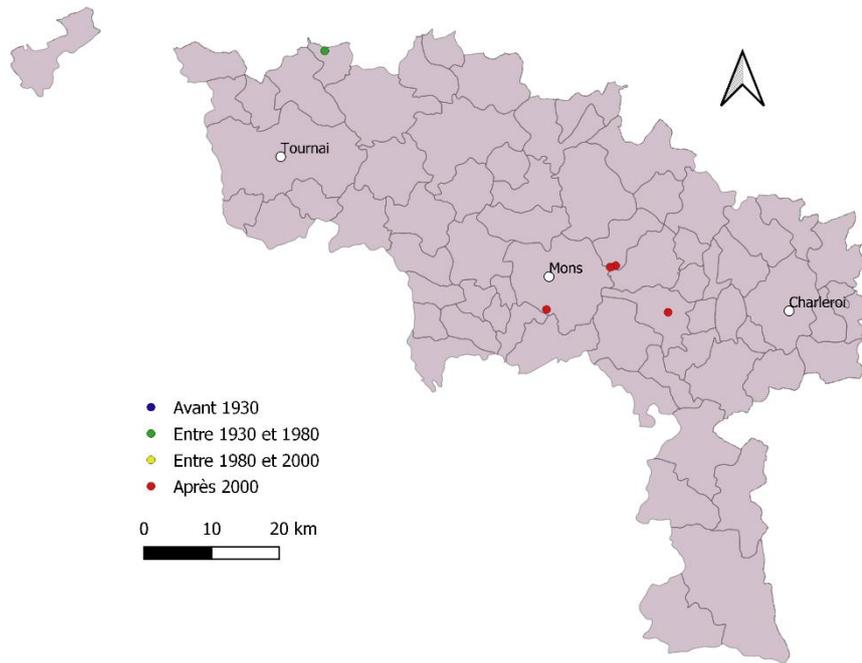
Melitta leporina



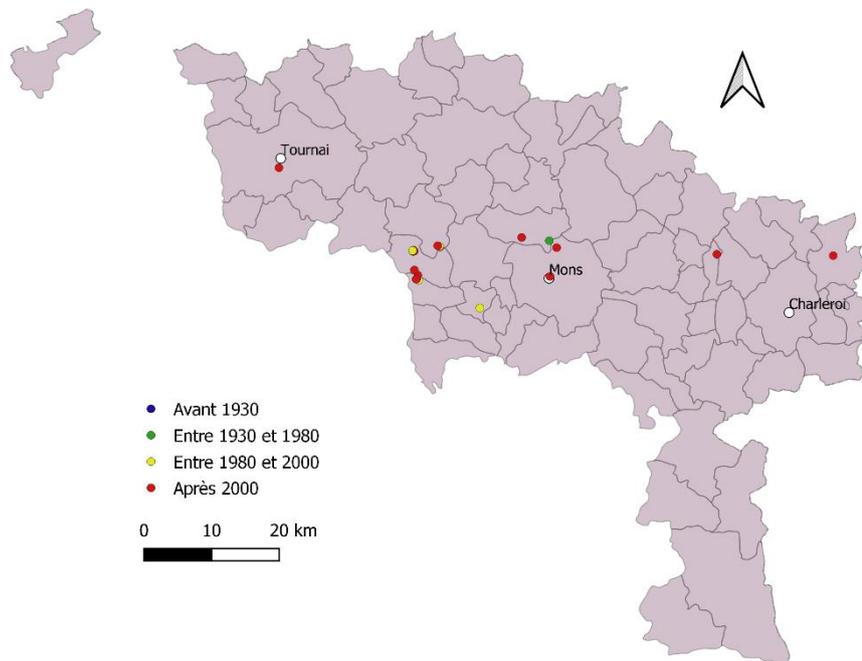
Melitta nigricans



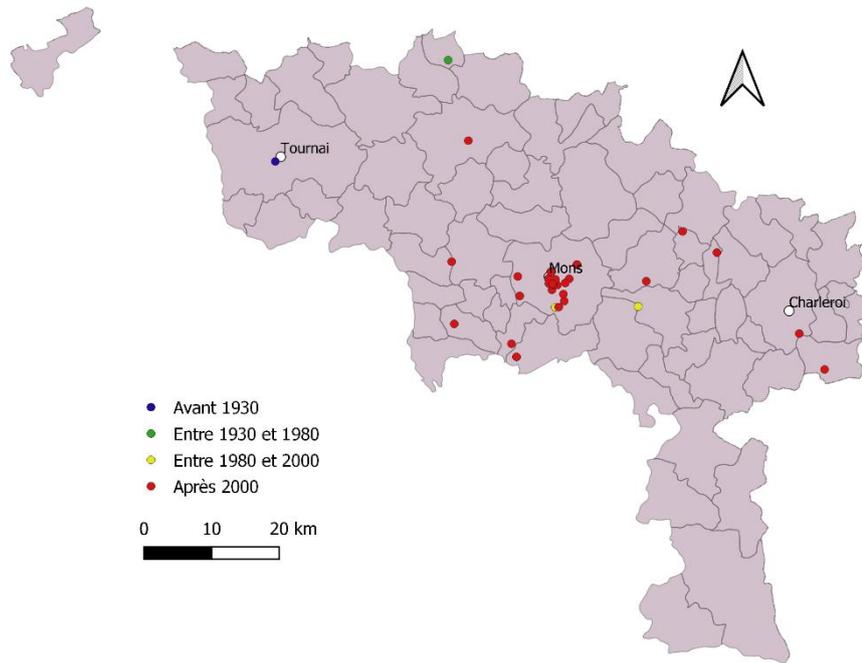
Melitta tricincta



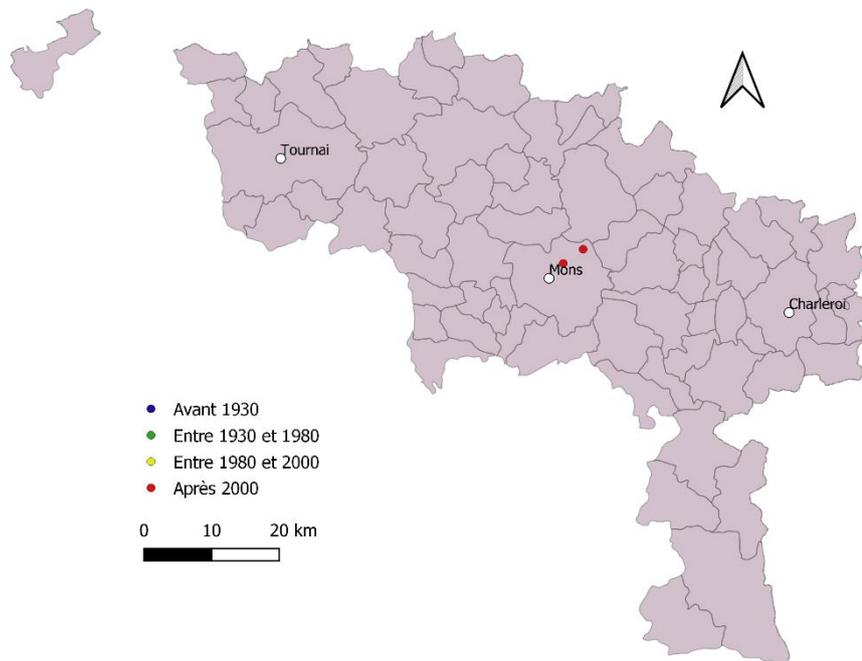
Nomada alboguttata



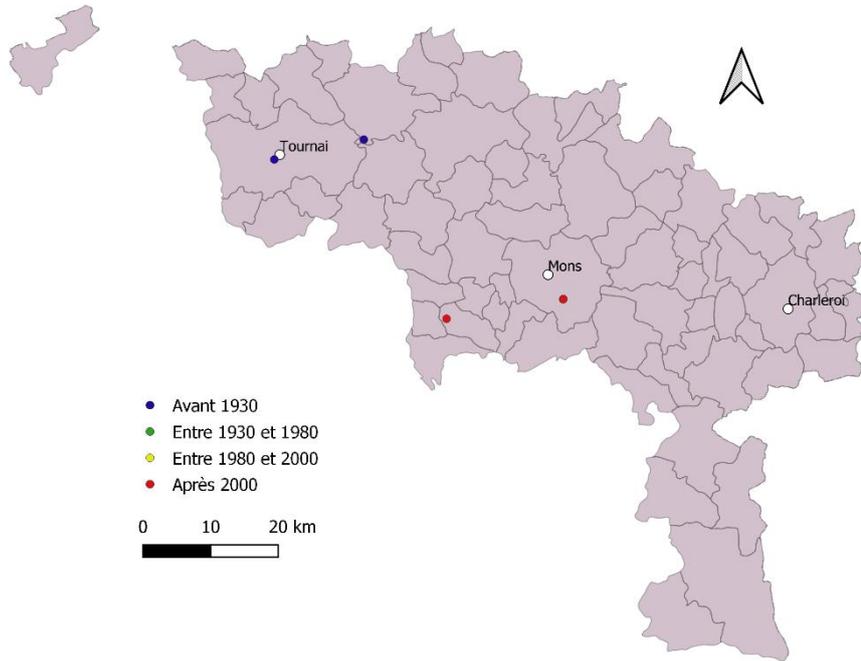
Nomada bifasciata



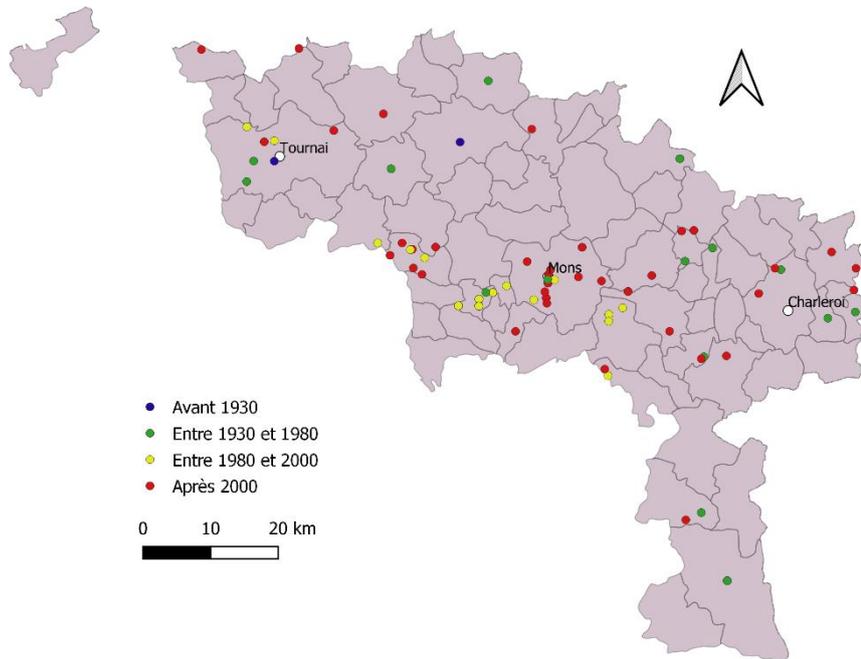
Nomada conjungens



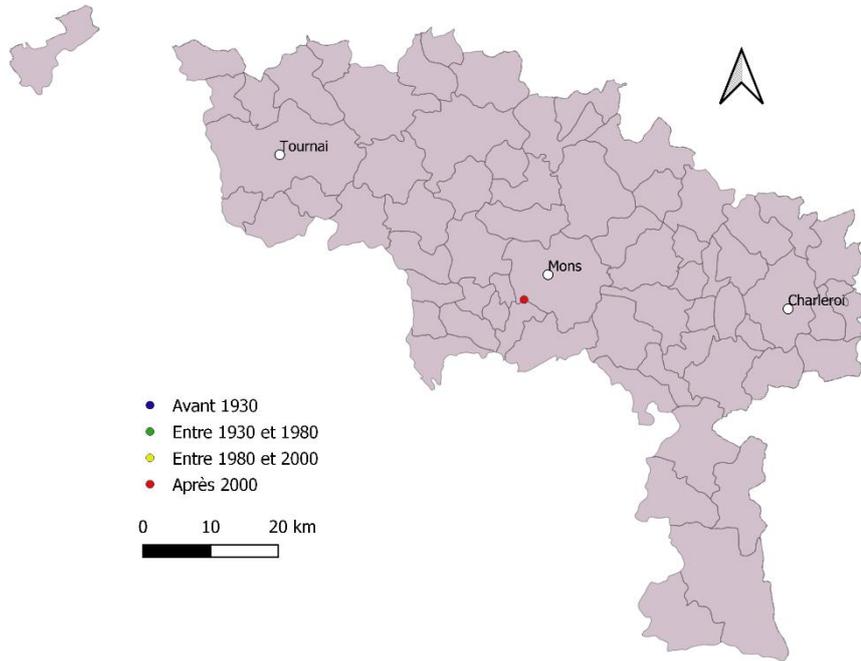
Nomada distinguenda



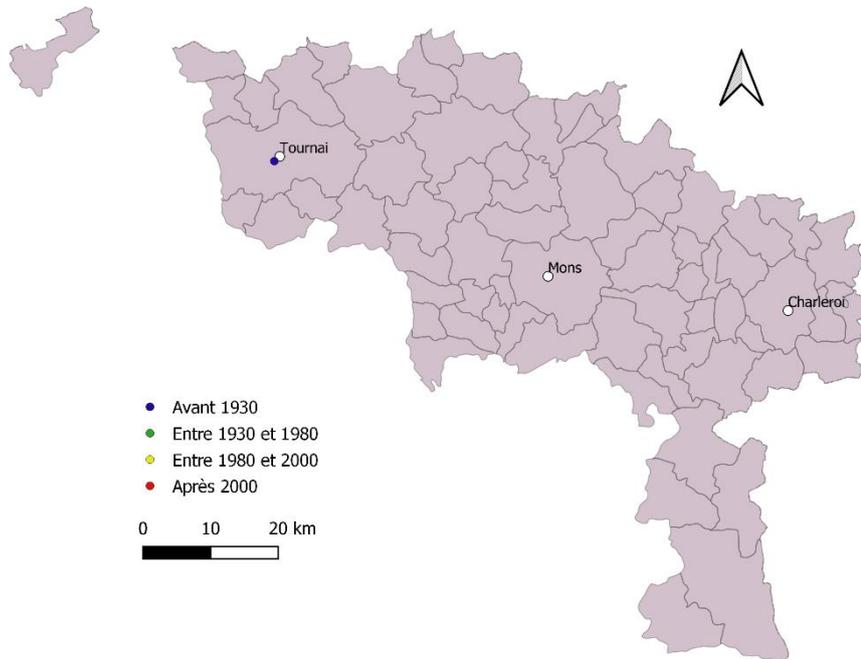
Nomada fabriciana



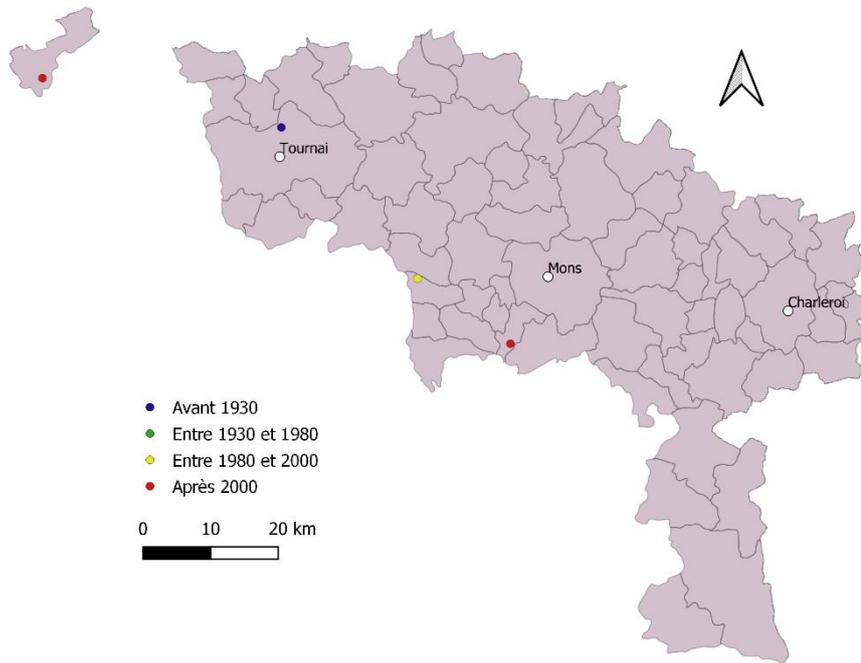
Nomada facilis



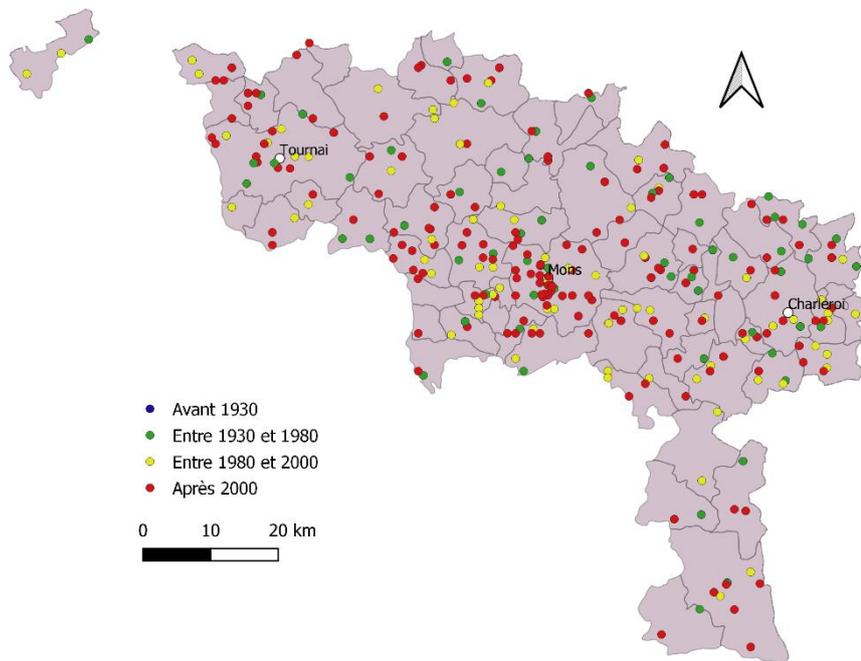
Nomada femoralis



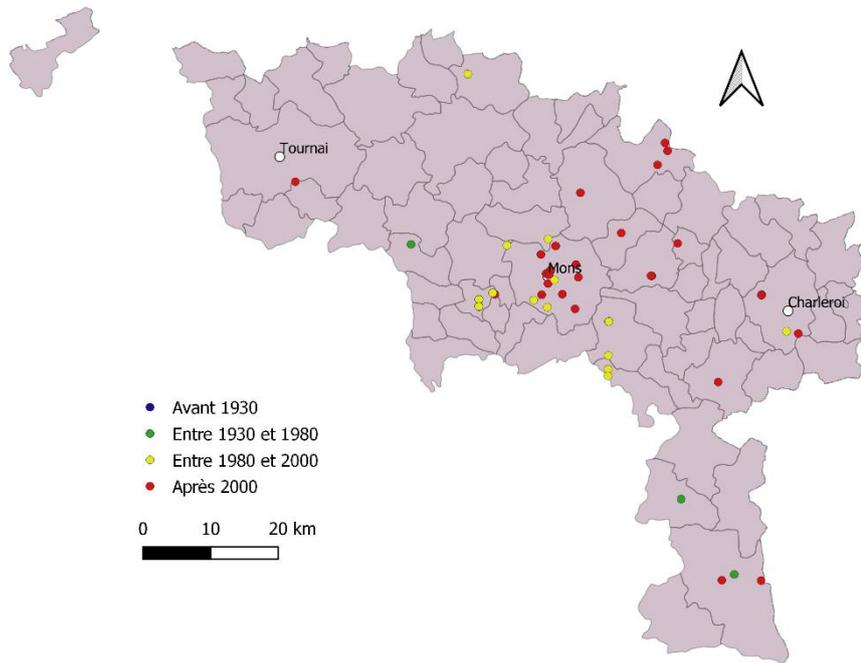
Nomada ferruginata



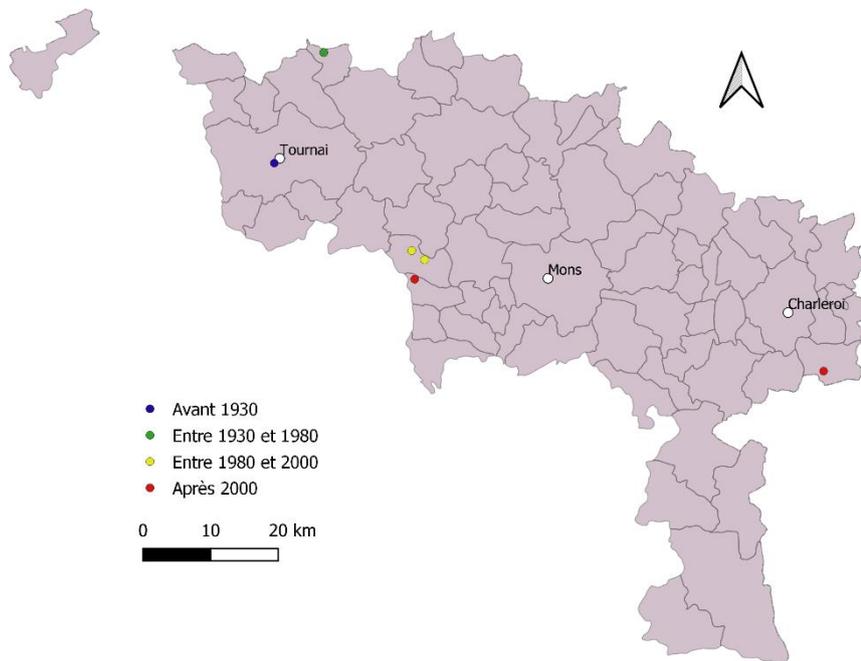
Nomada flava



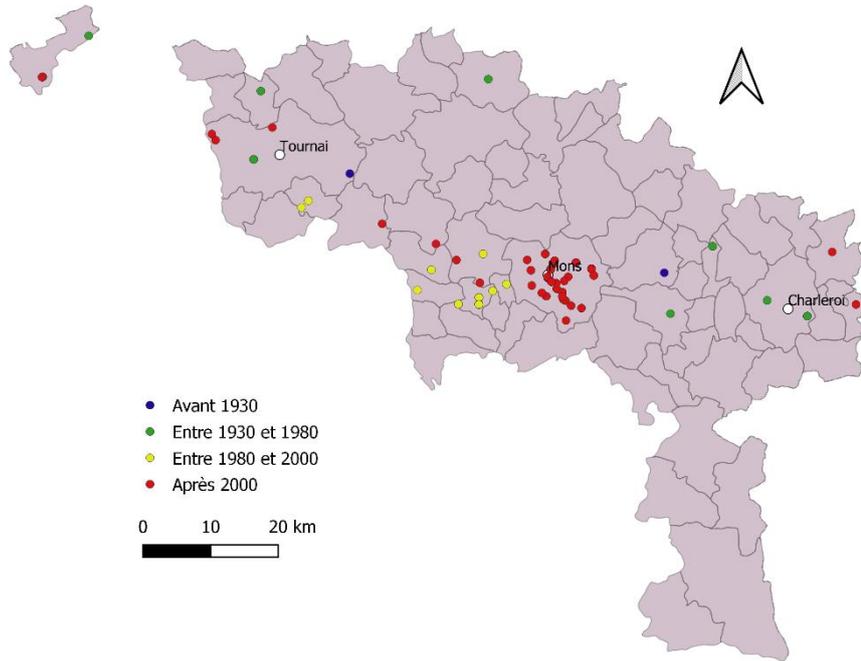
Nomada flavoguttata



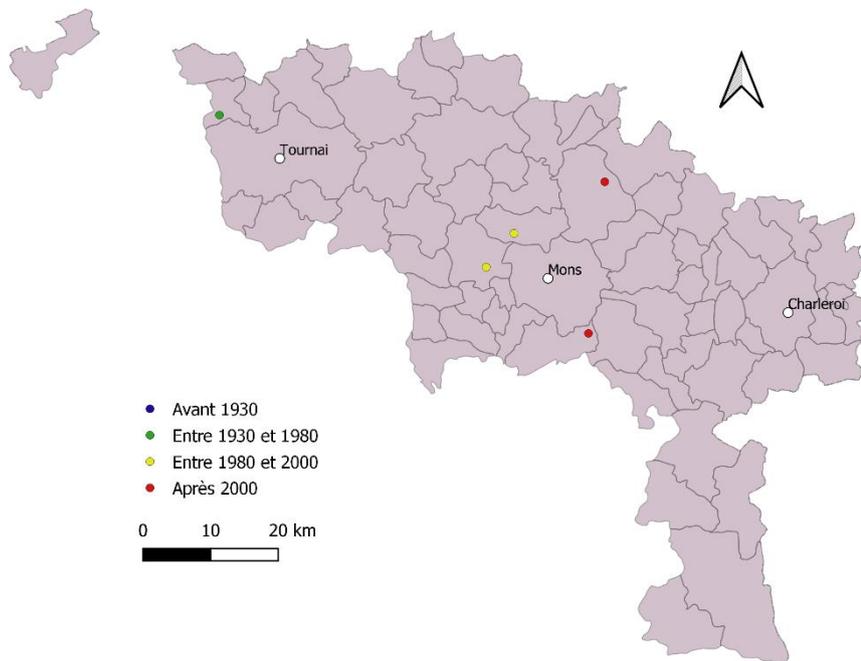
Nomada flavopicta



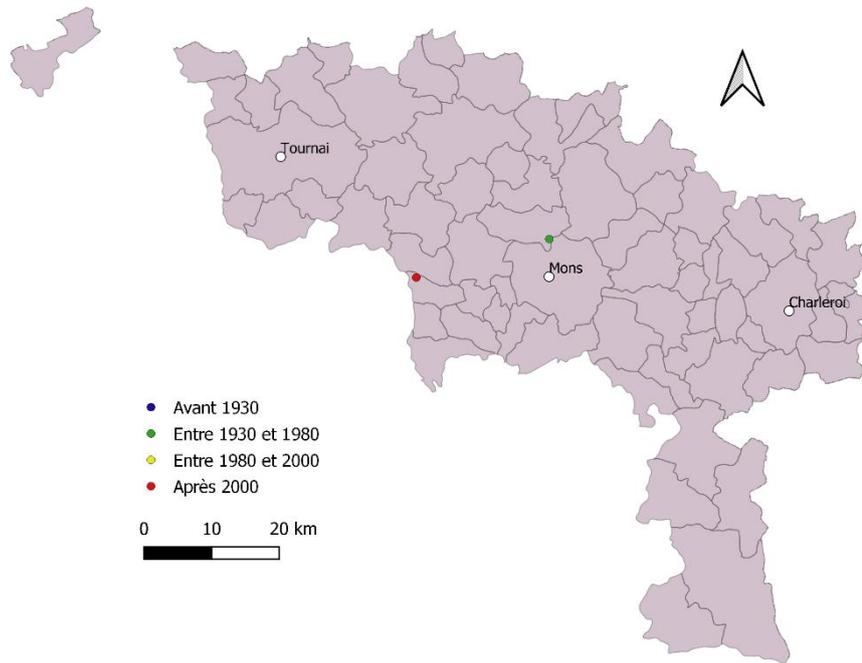
Nomada fucata



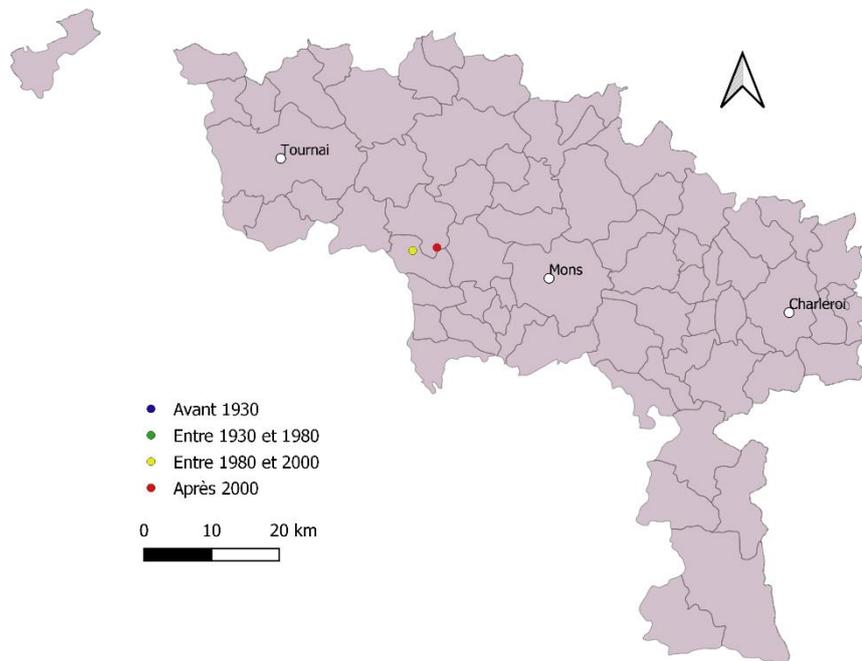
Nomada fulvicornis



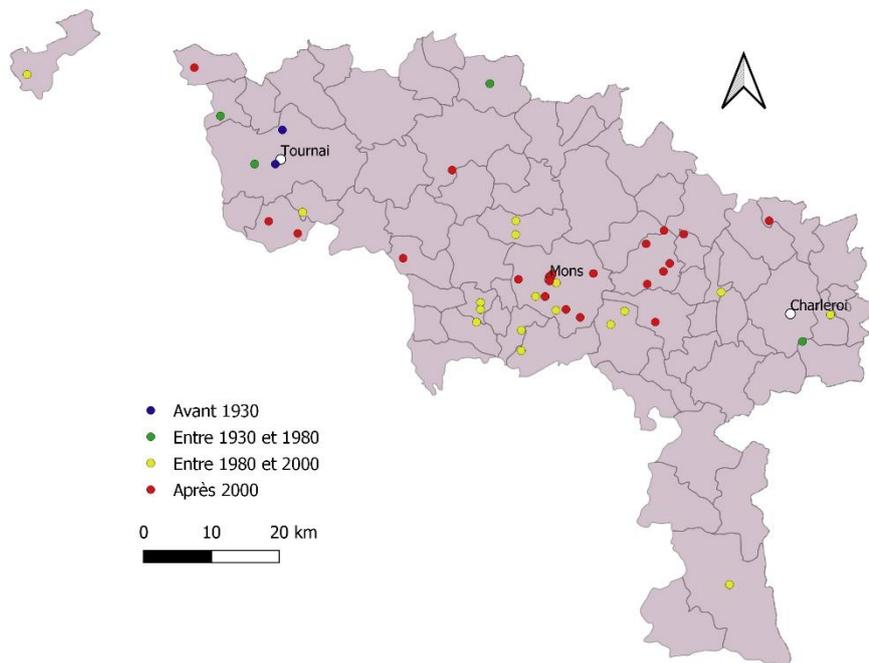
Nomada furva



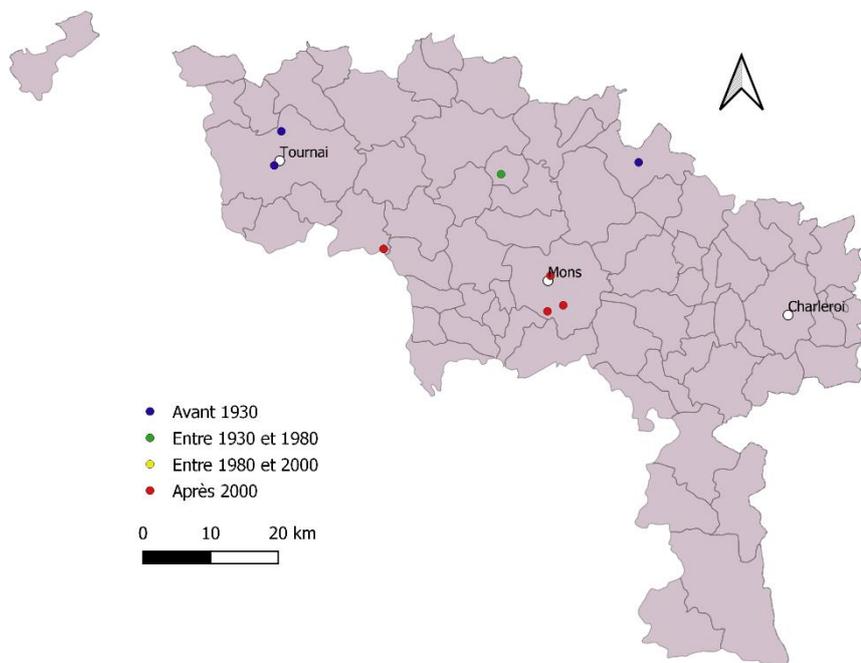
Nomada fuscicornis



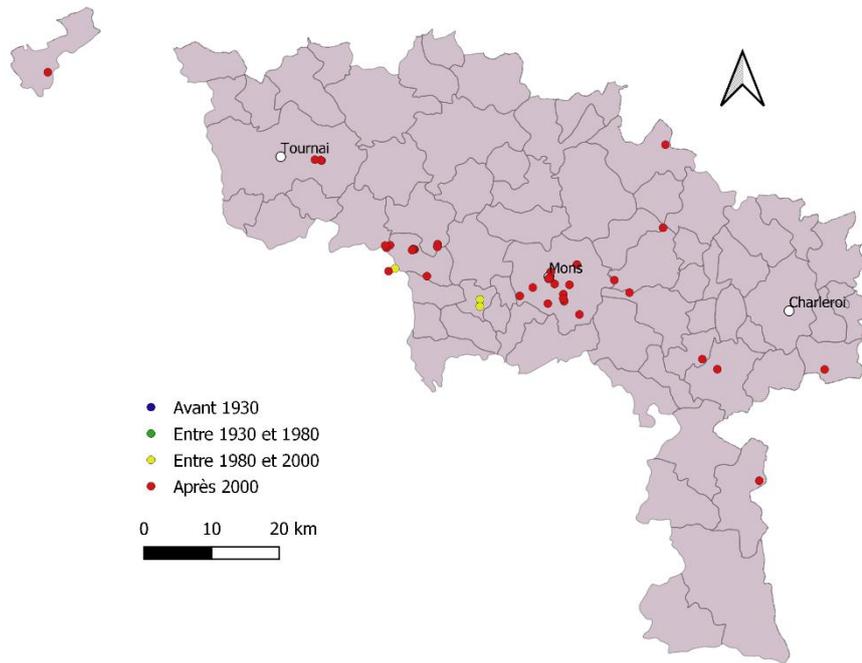
Nomada goodeniana



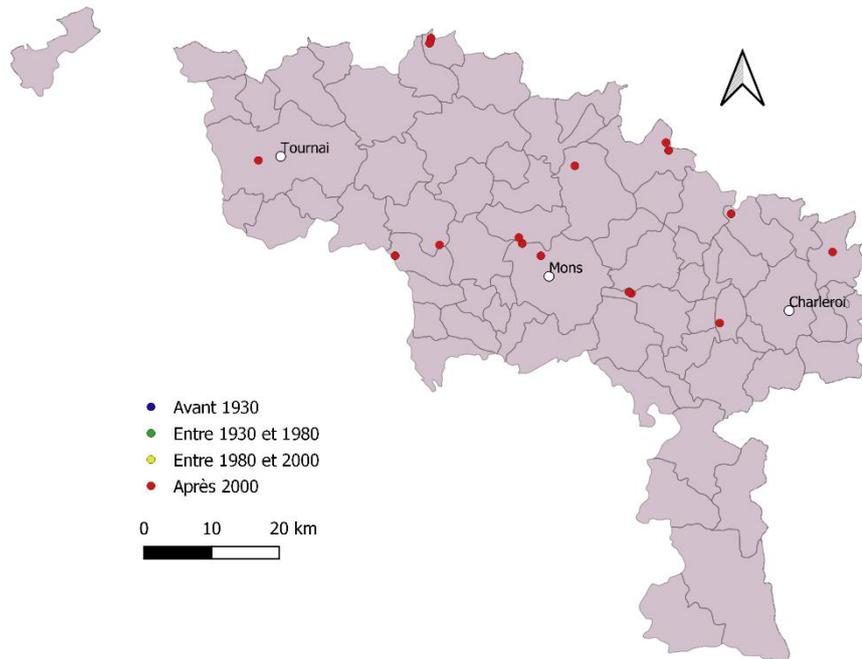
Nomada integra



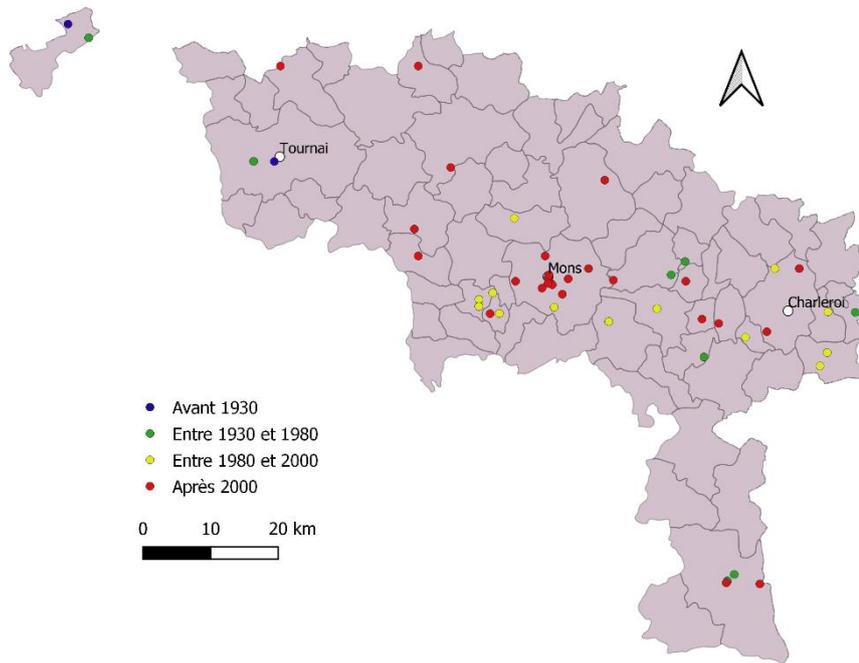
Nomada lathburiana



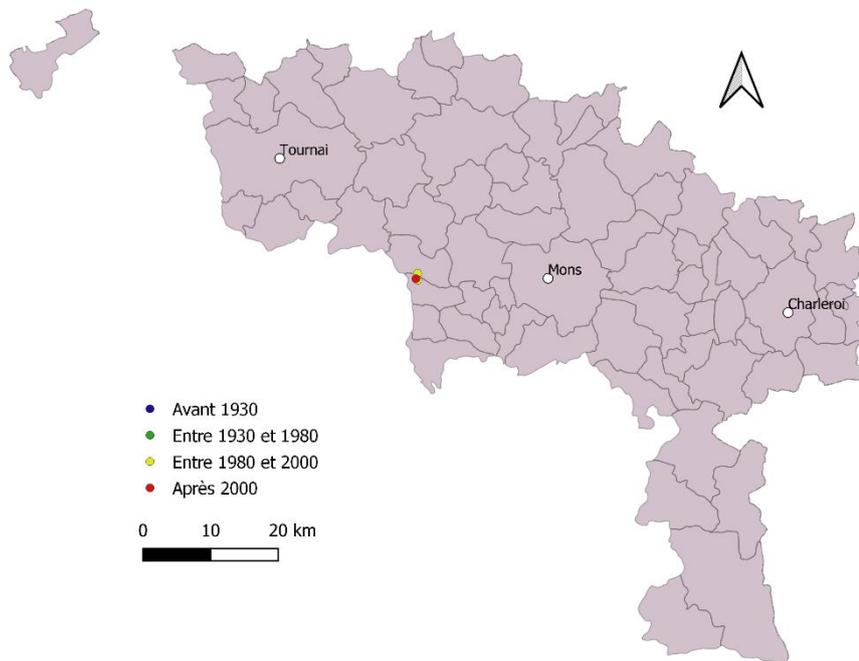
Nomada leucophthalma



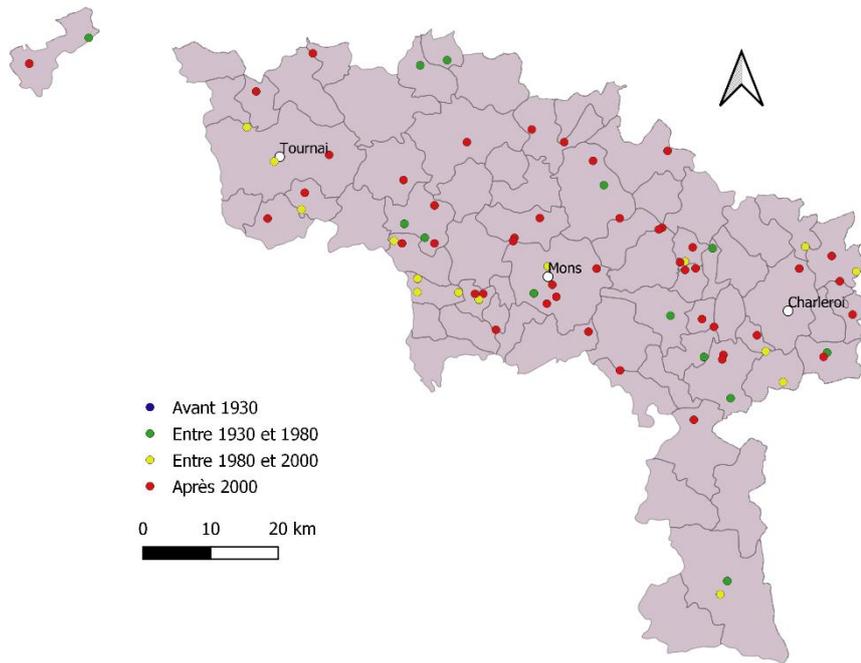
Nomada marshamella



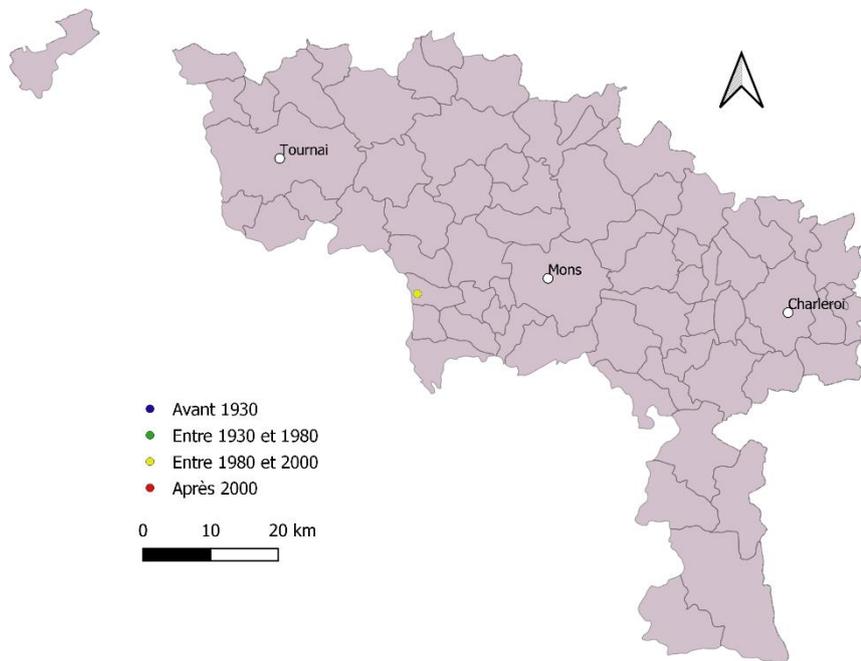
Nomada obscura



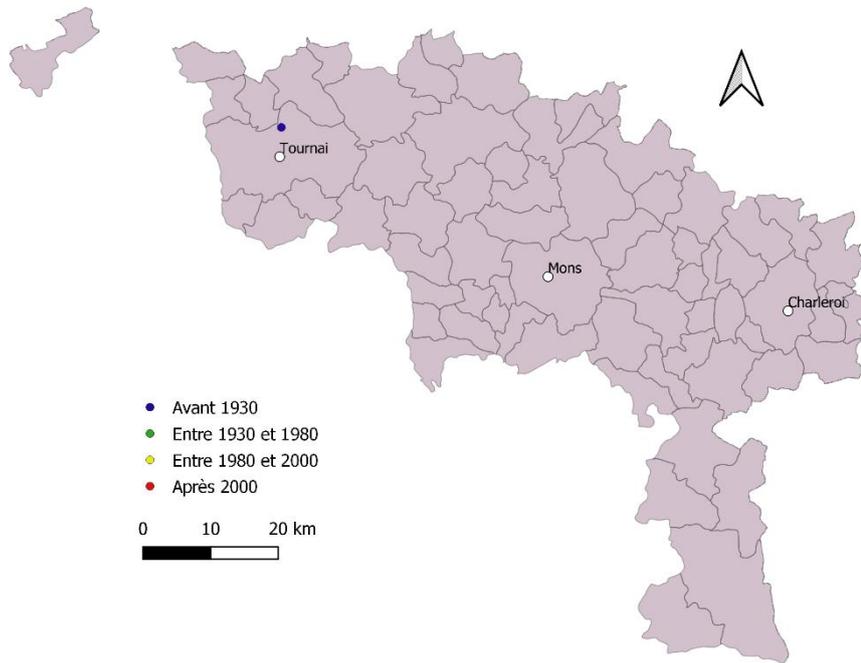
Nomada panzeri



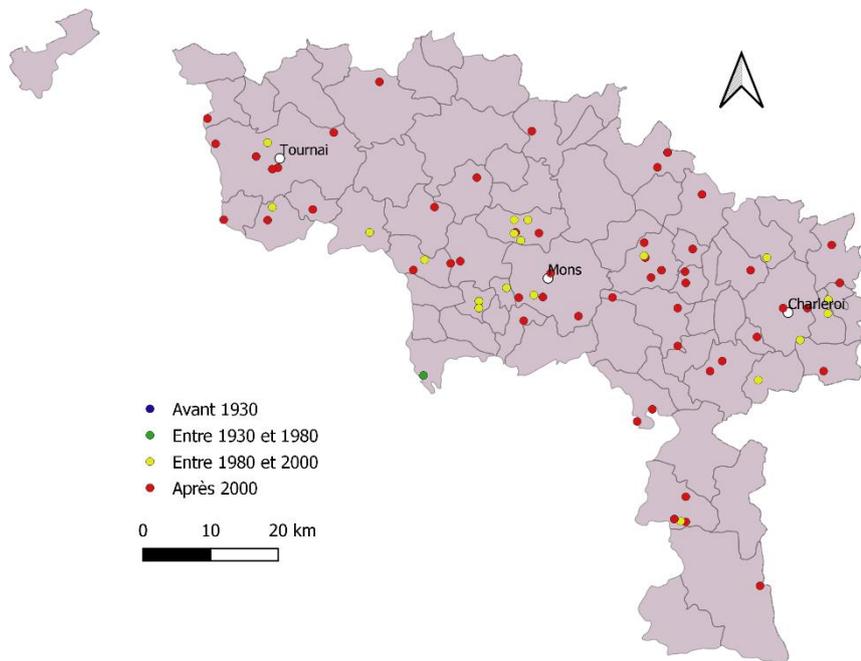
Nomada pleurosticta



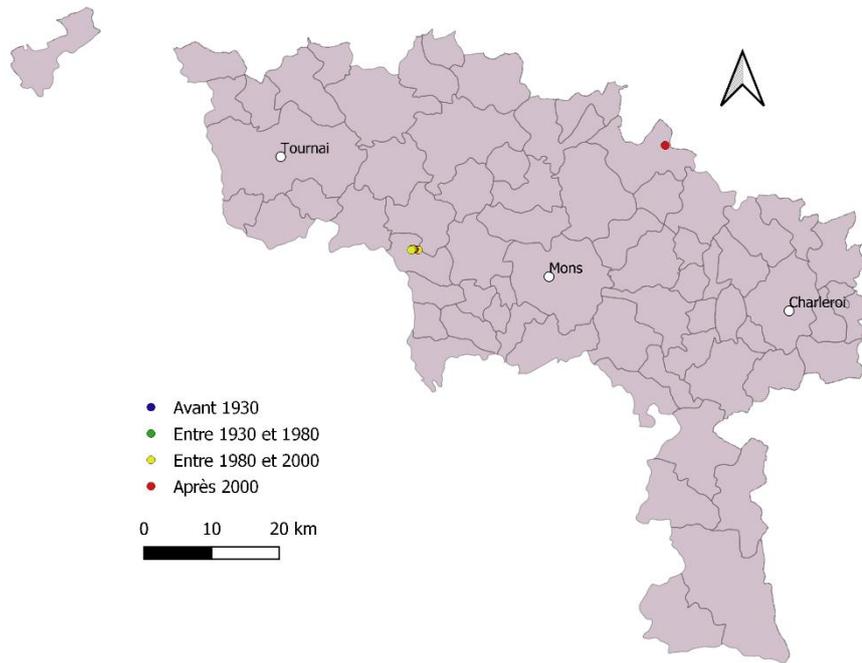
Nomada rhenana



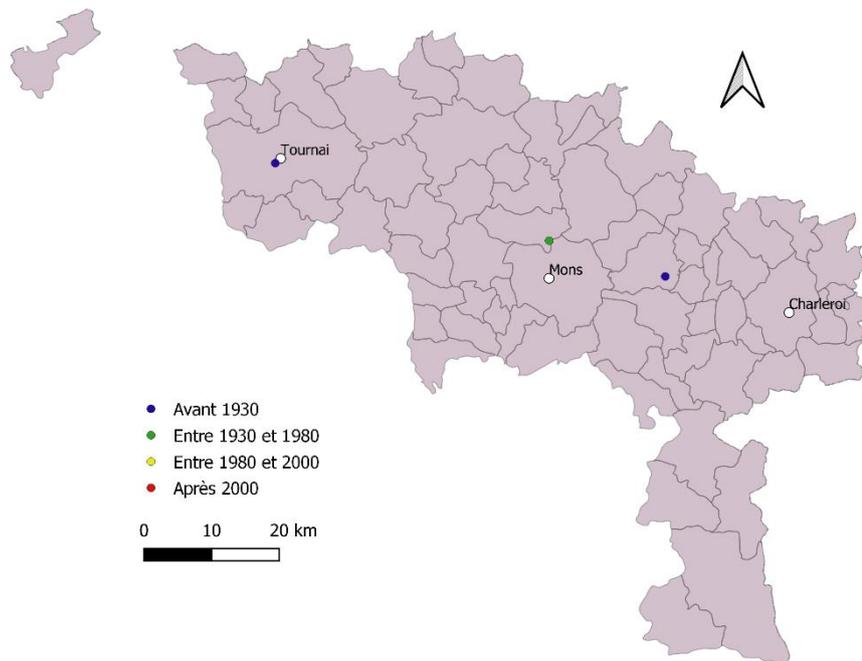
Nomada ruficornis



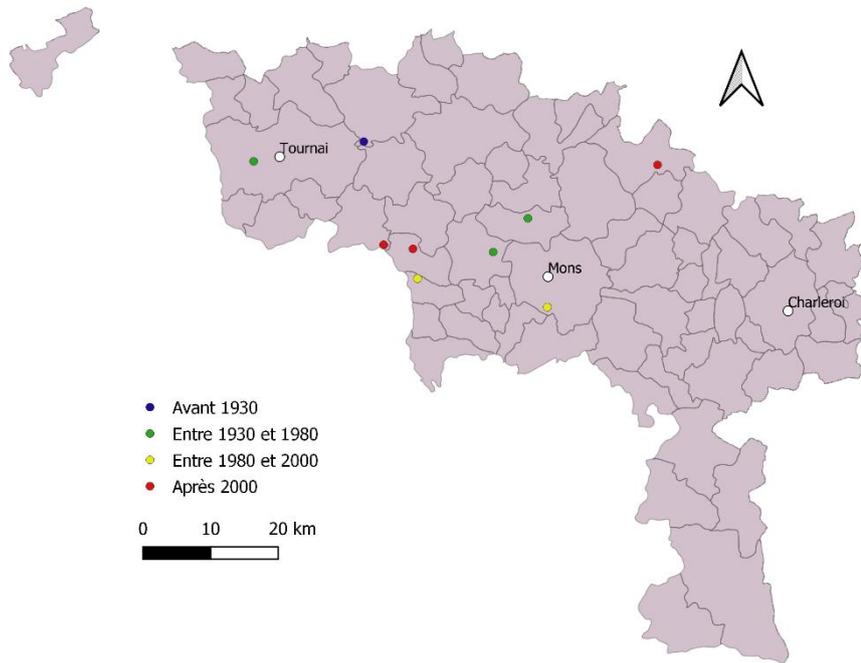
Nomada rufipes



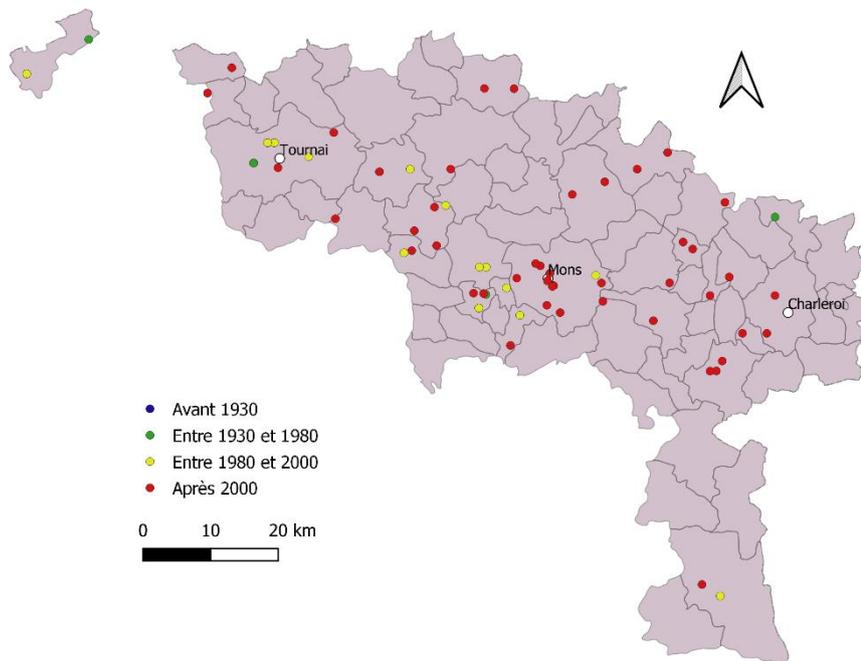
Nomada sexfasciata



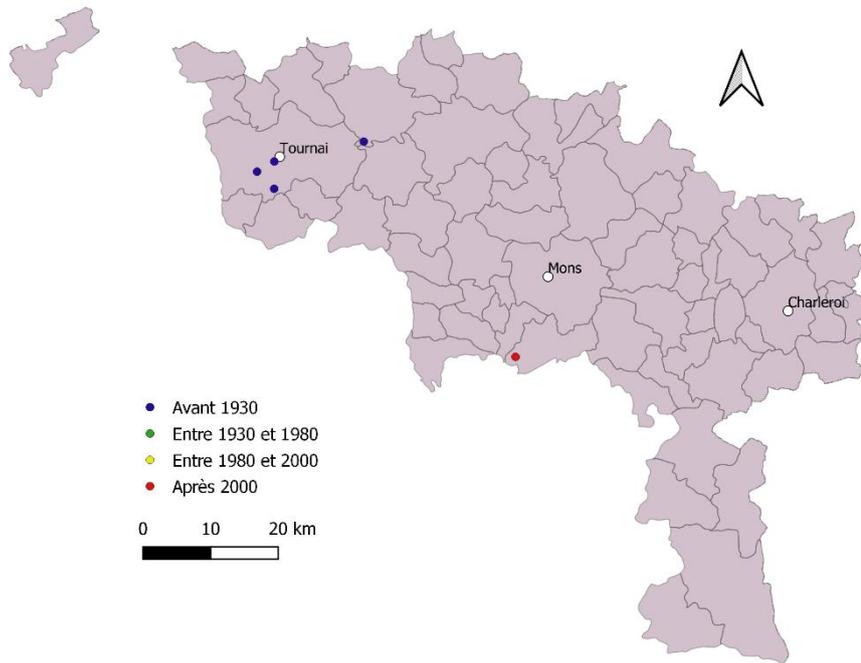
Nomada sheppardana



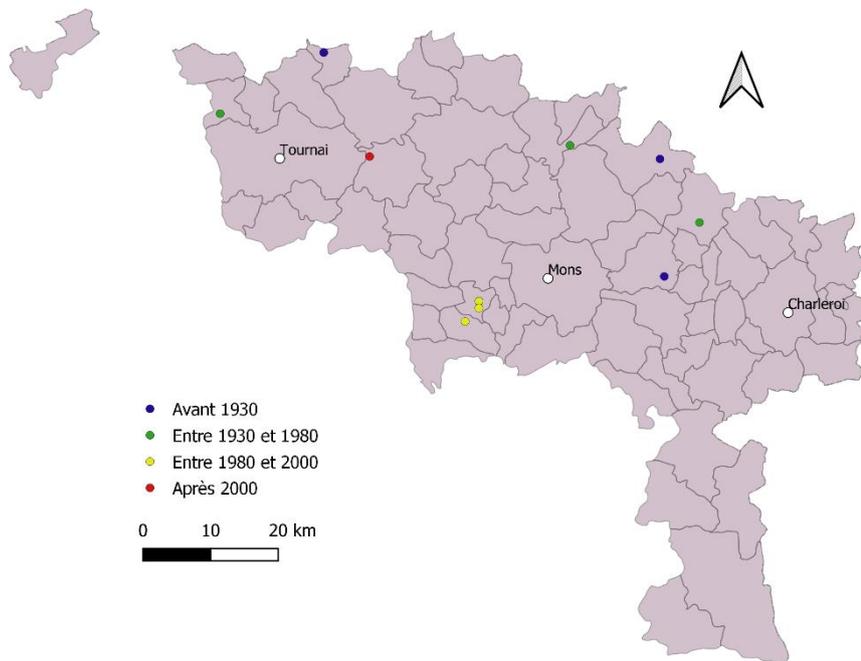
Nomada signata



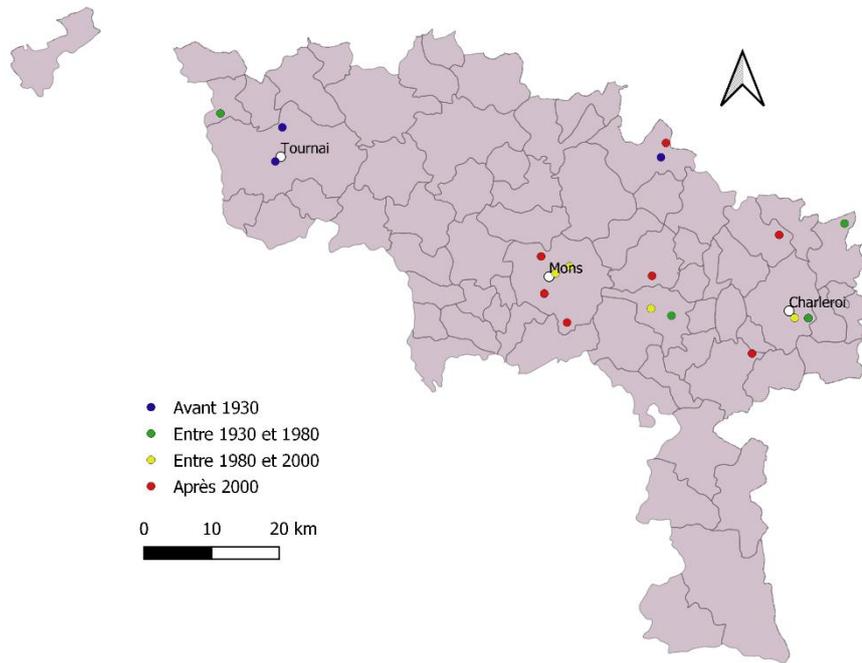
Nomada stigma



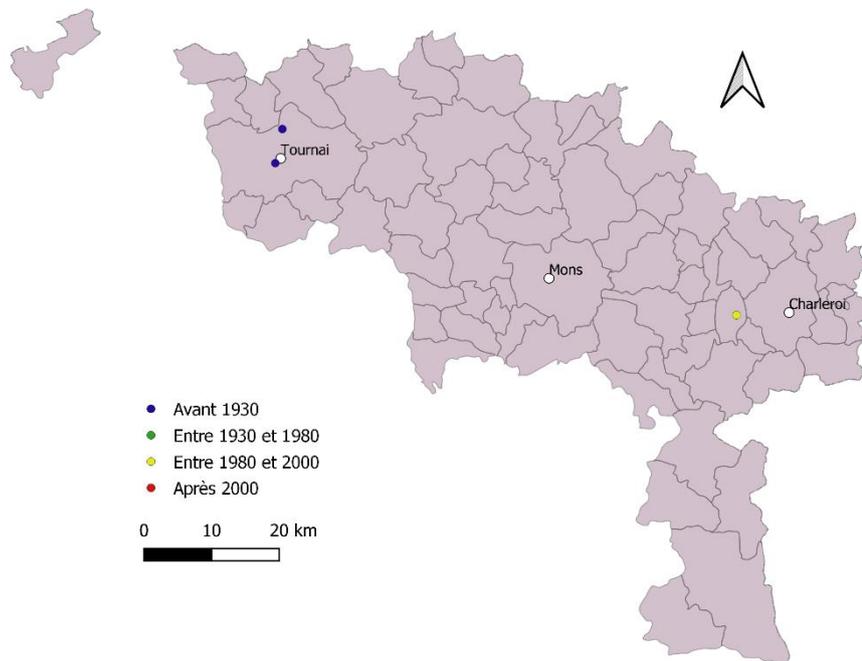
Nomada striata



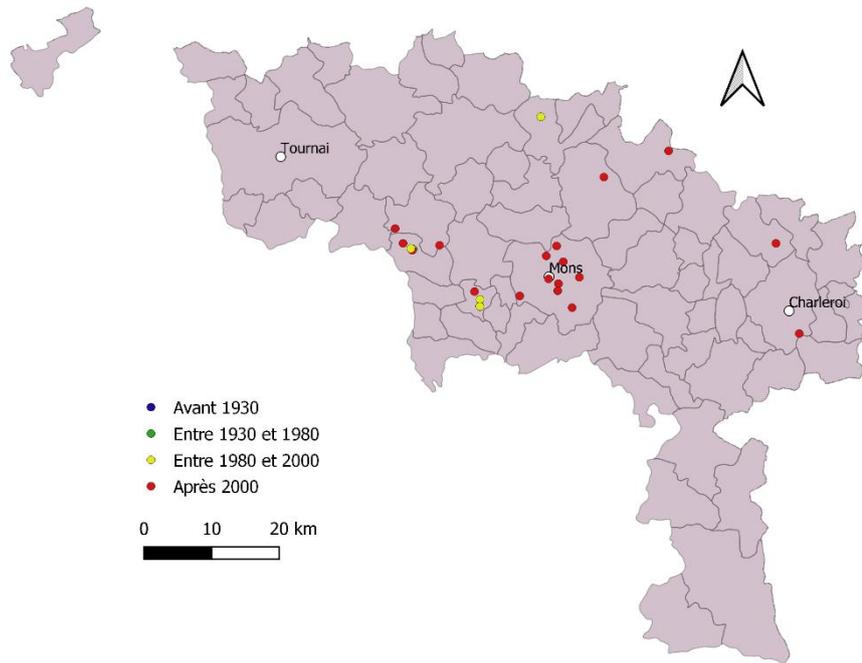
Nomada succincta



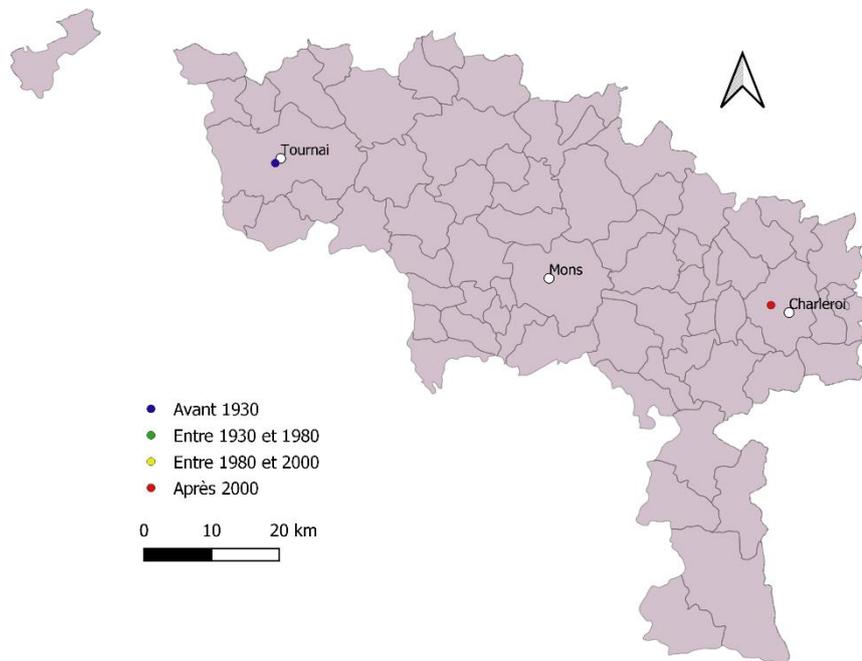
Nomada villosa



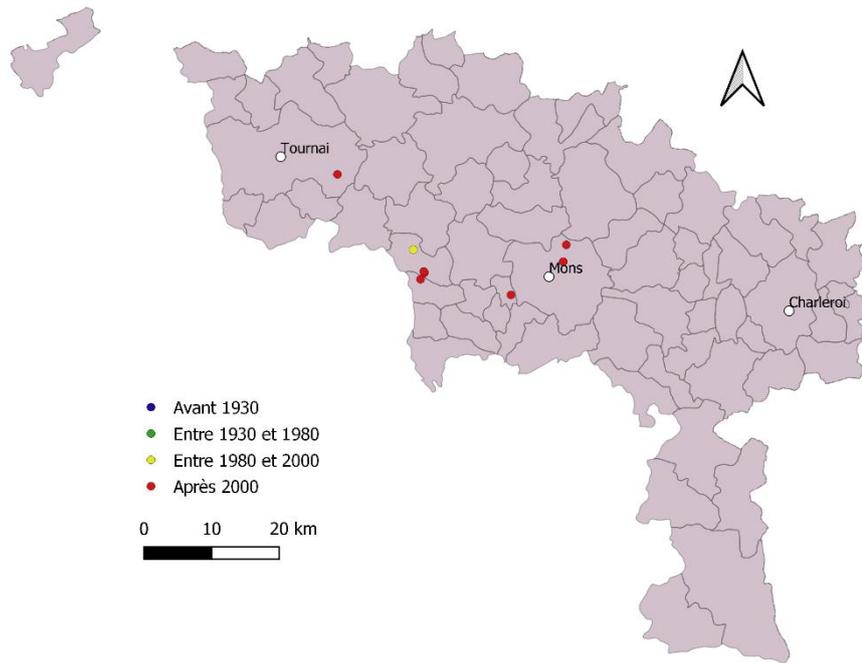
Nomada zonata



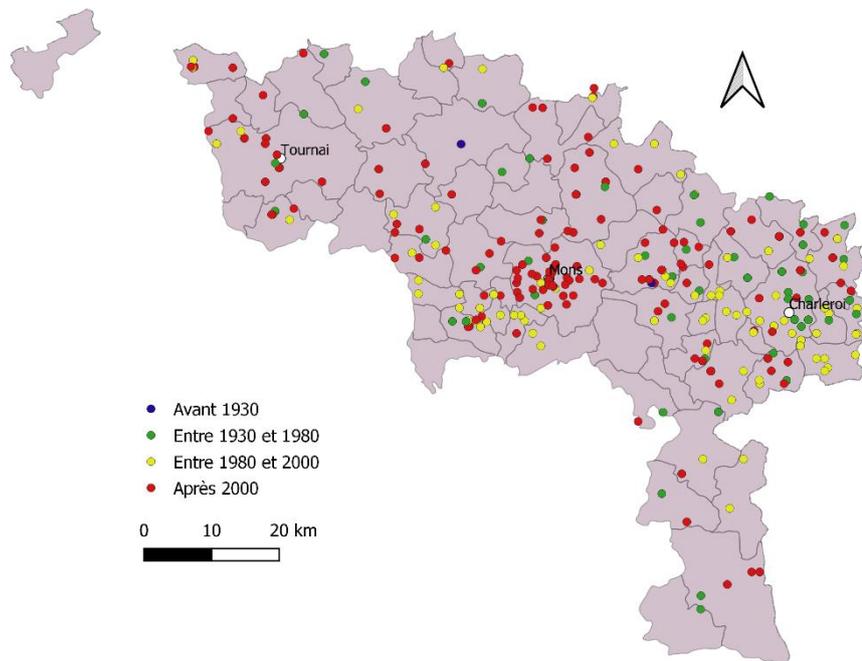
Osmia aurulenta



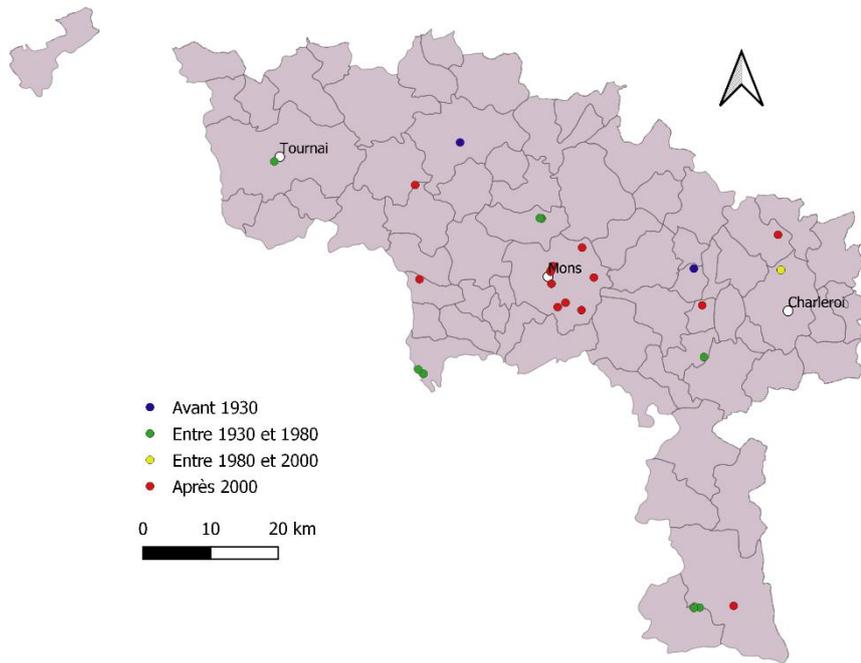
Osmia bicolor



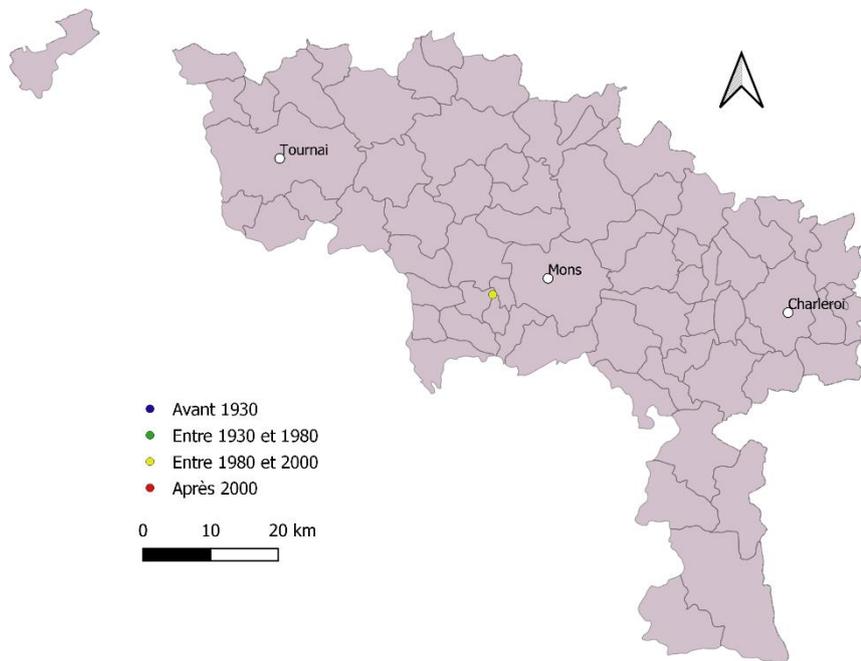
Osmia bicornis



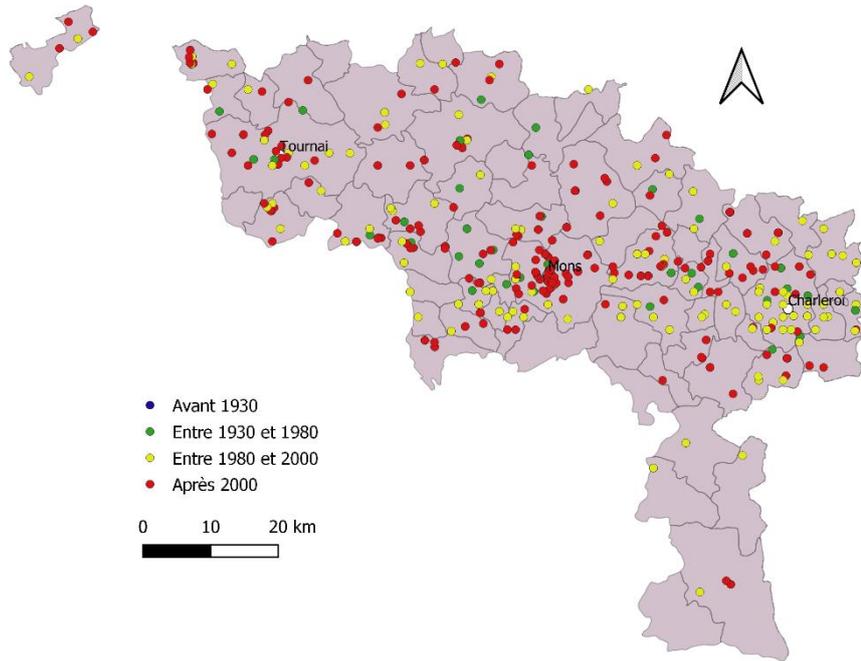
Osmia caerulescens



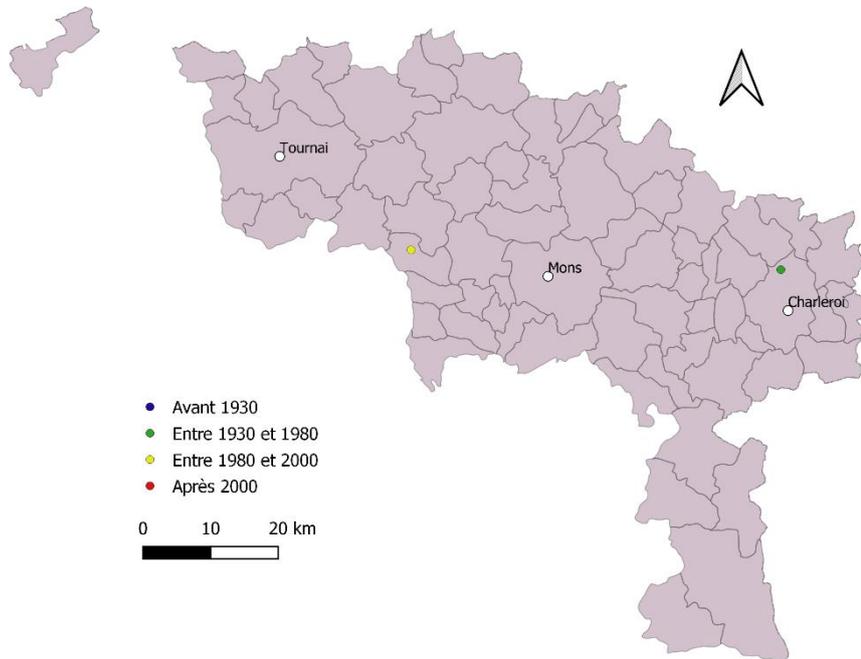
Osmia cerinthidis



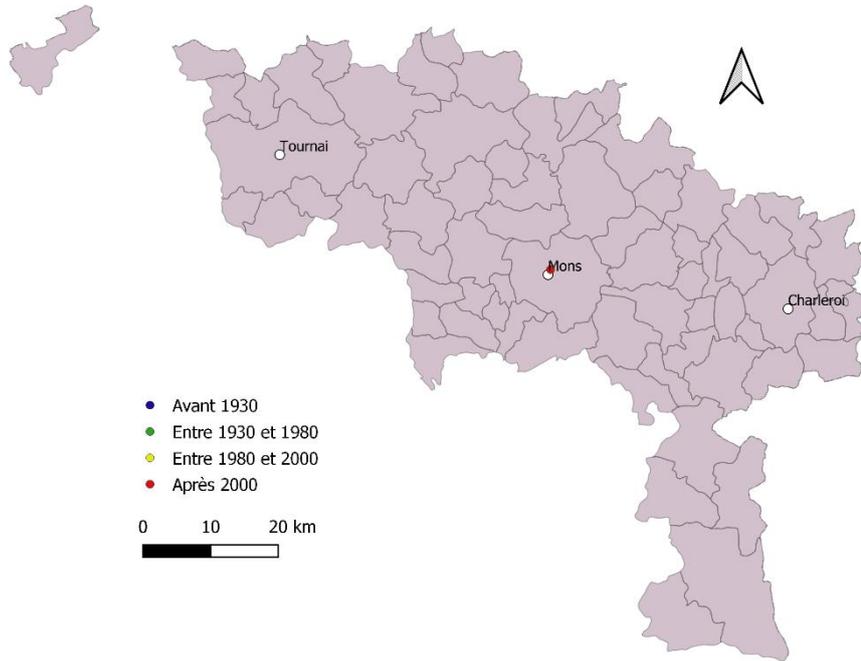
Osmia cornuta



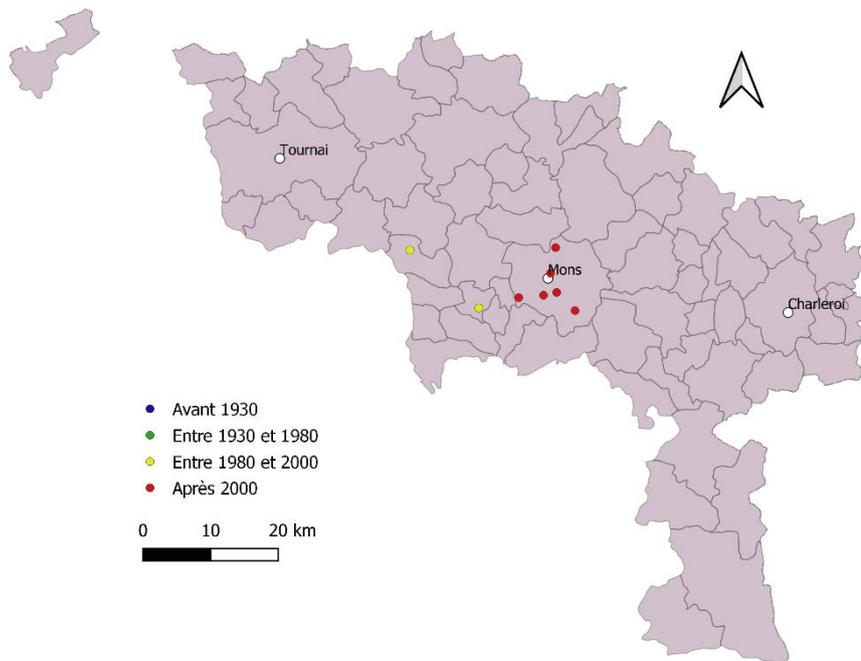
Osmia fulviventris



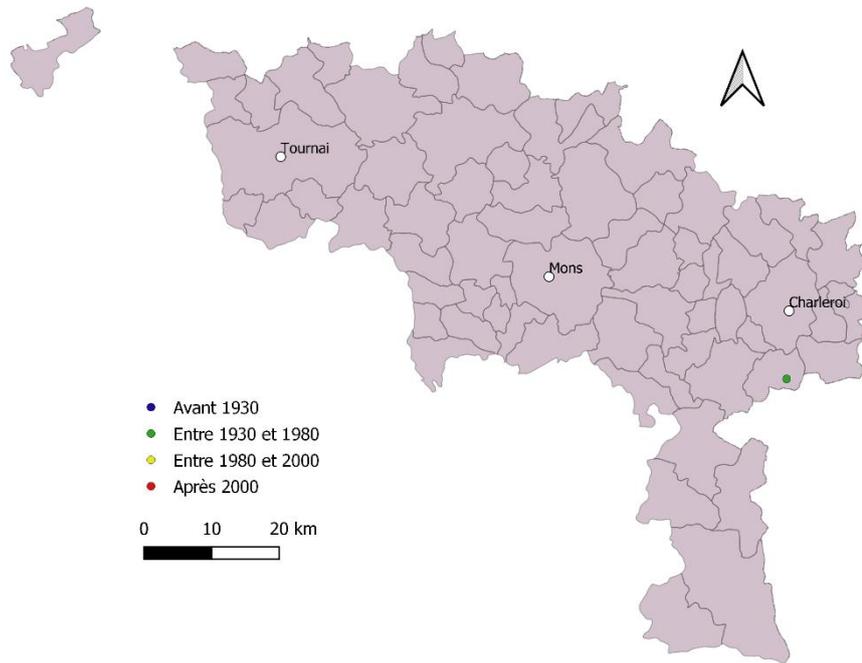
Osmia latreillei



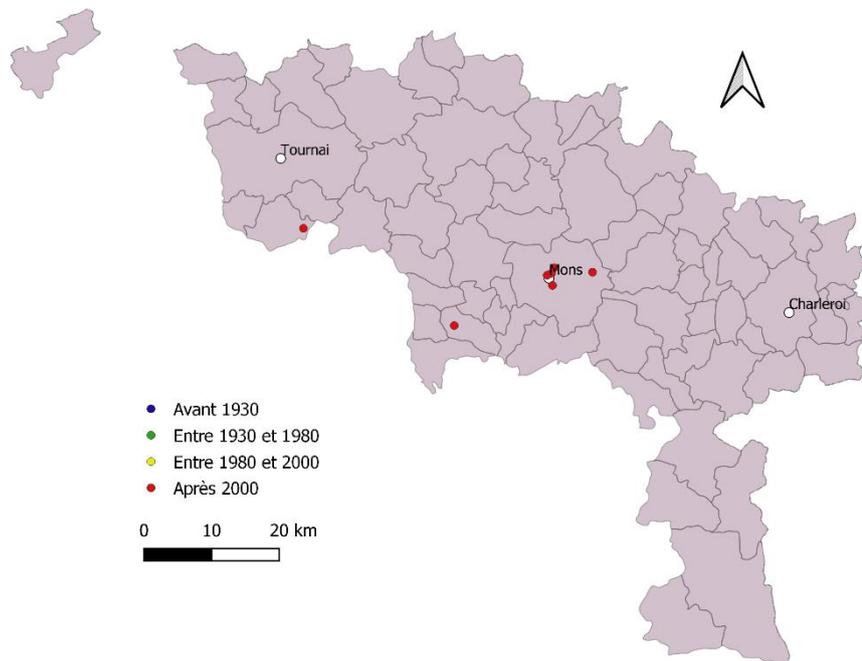
Osmia leaiana



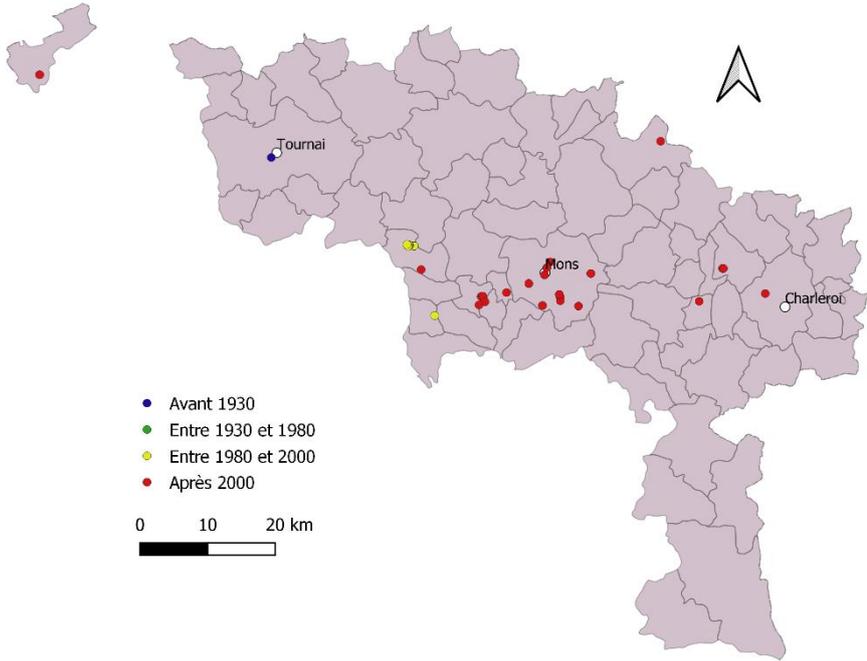
Osmia melanogaster



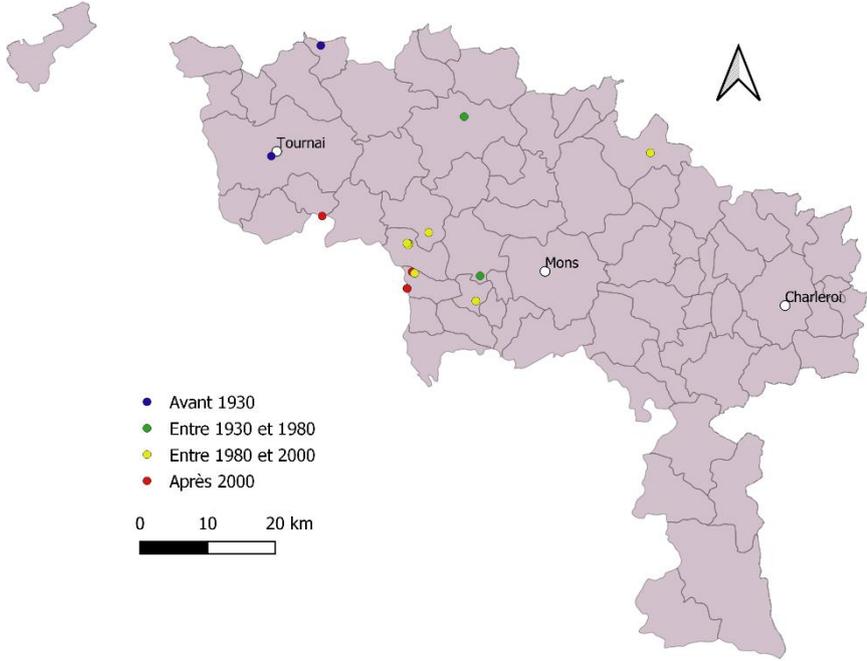
Osmia niveata



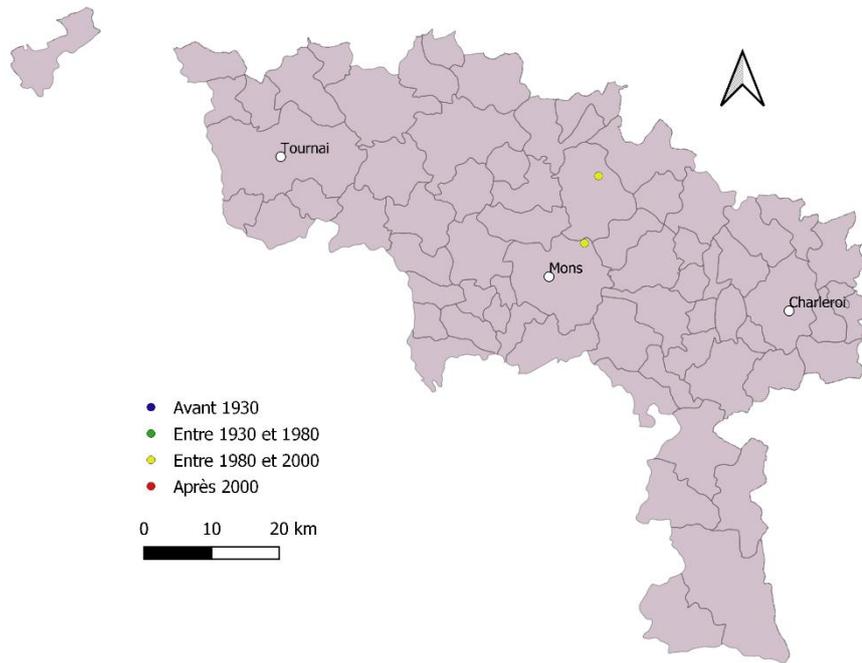
Panurgus calcaratus



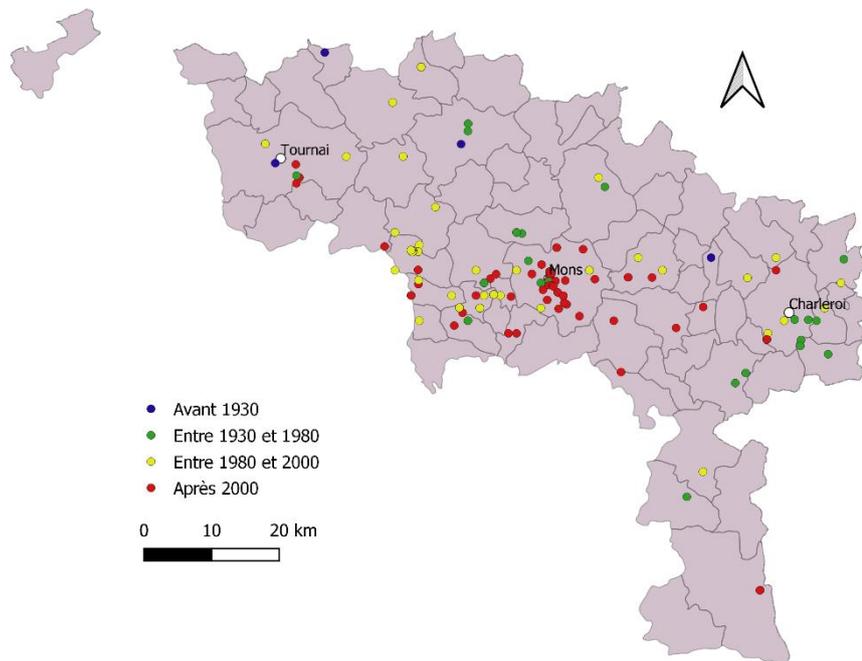
Seladonia confusa



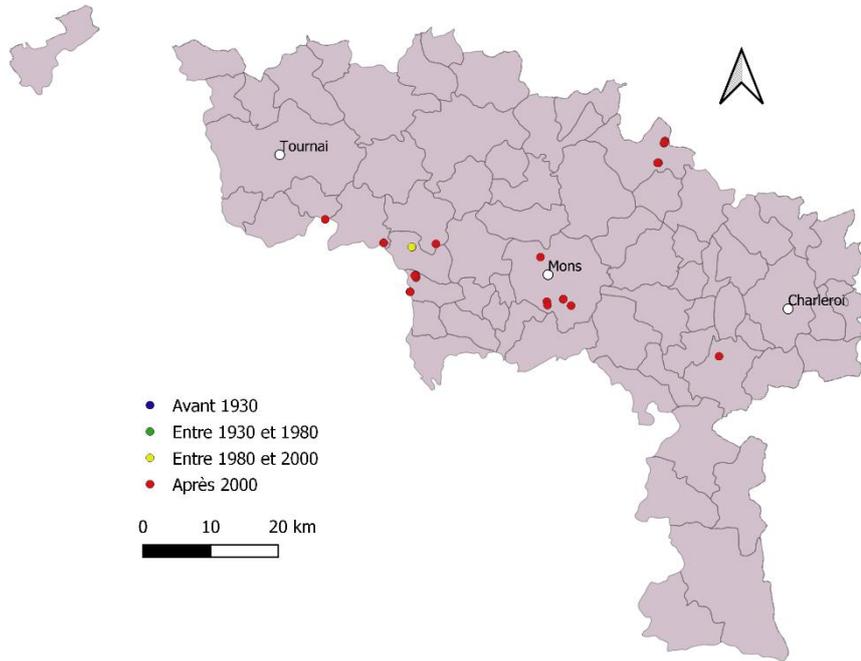
Seladonia smaragdula



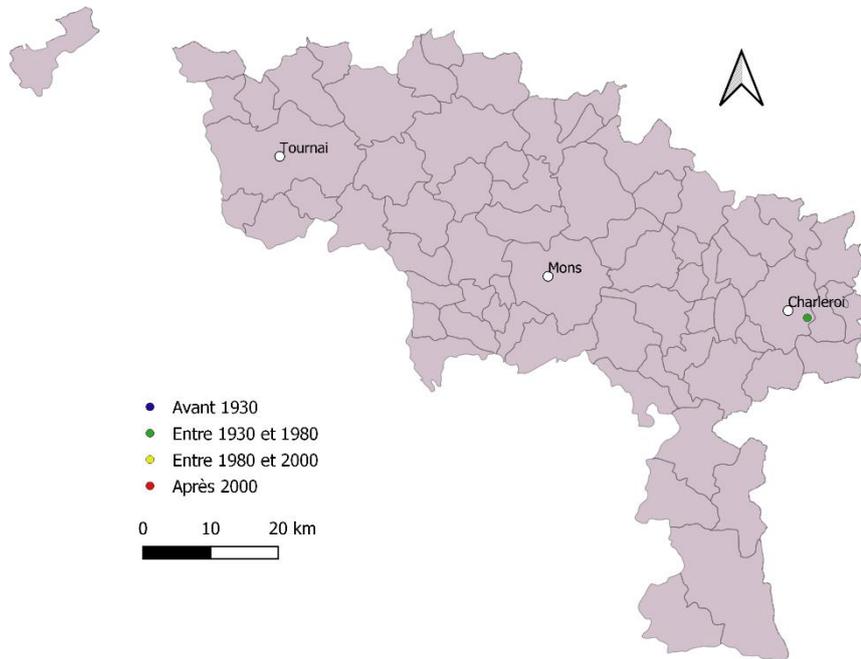
Seladonia tumulorum



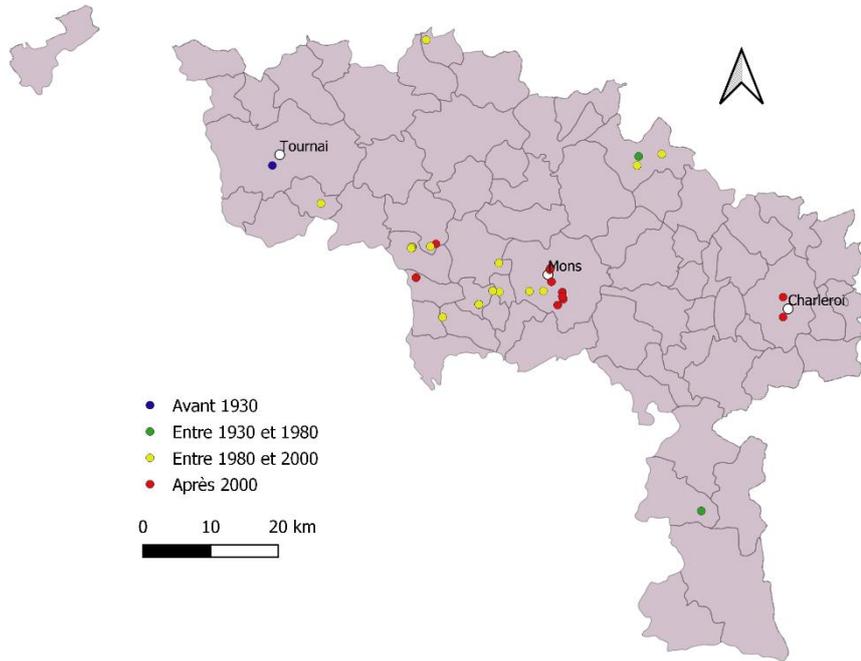
Sphecodes albilabris



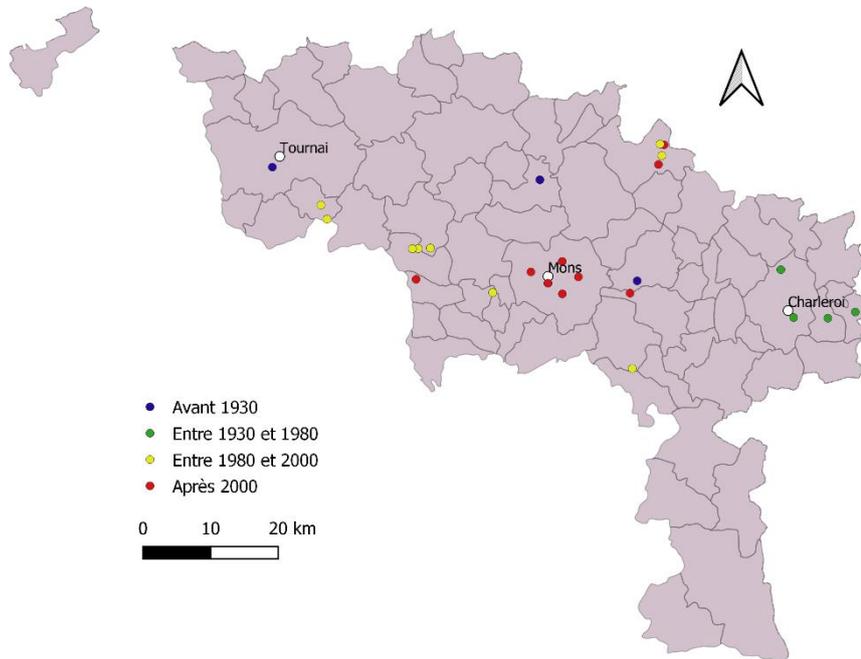
Sphecodes alternatus



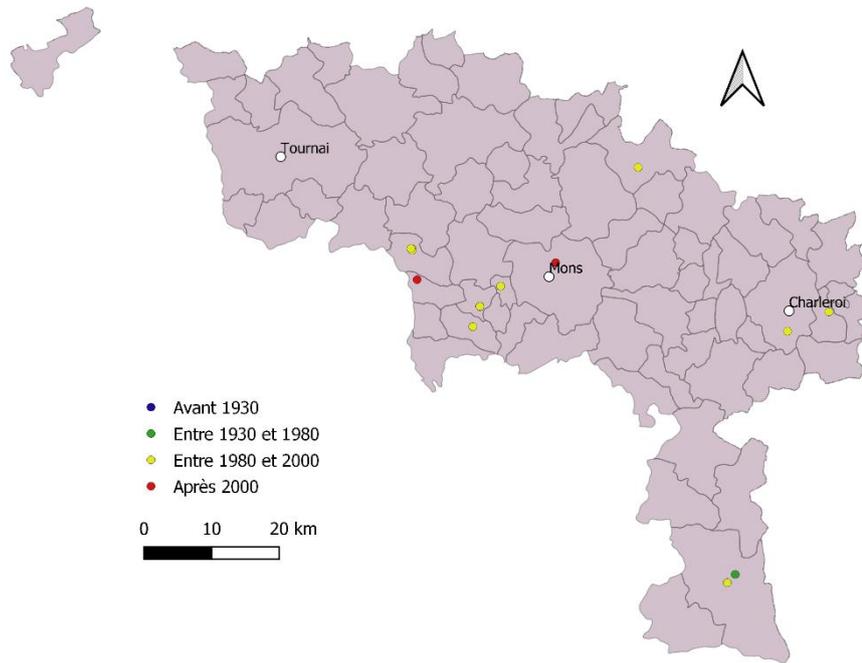
Sphecodes crassus



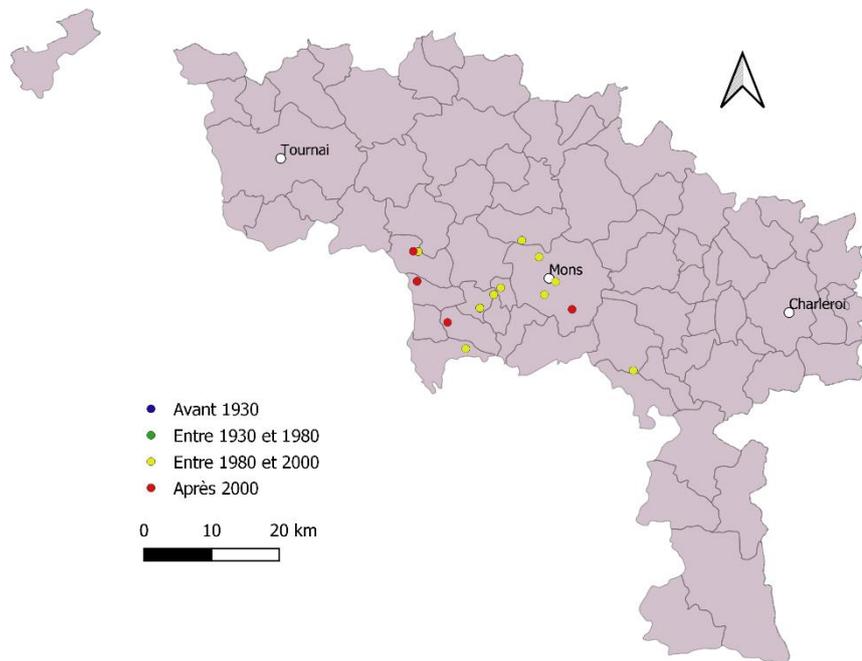
Sphecodes ephippius



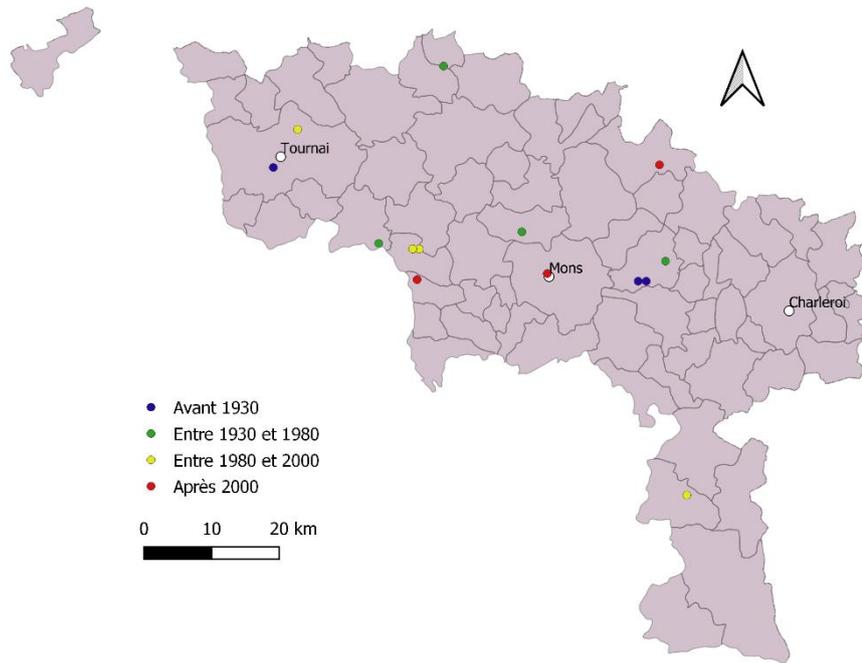
Sphecodes ferruginatus



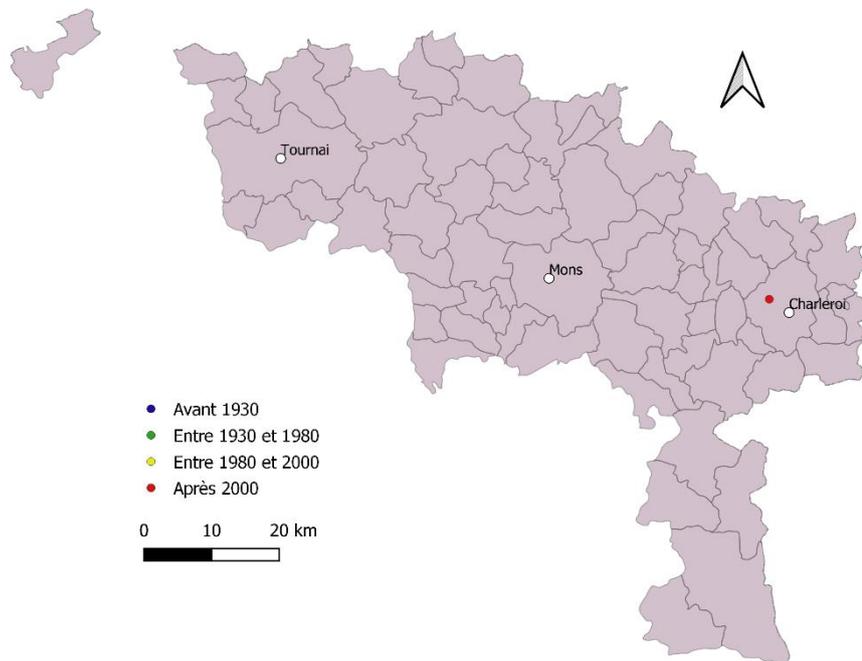
Sphecodes geoffrellus



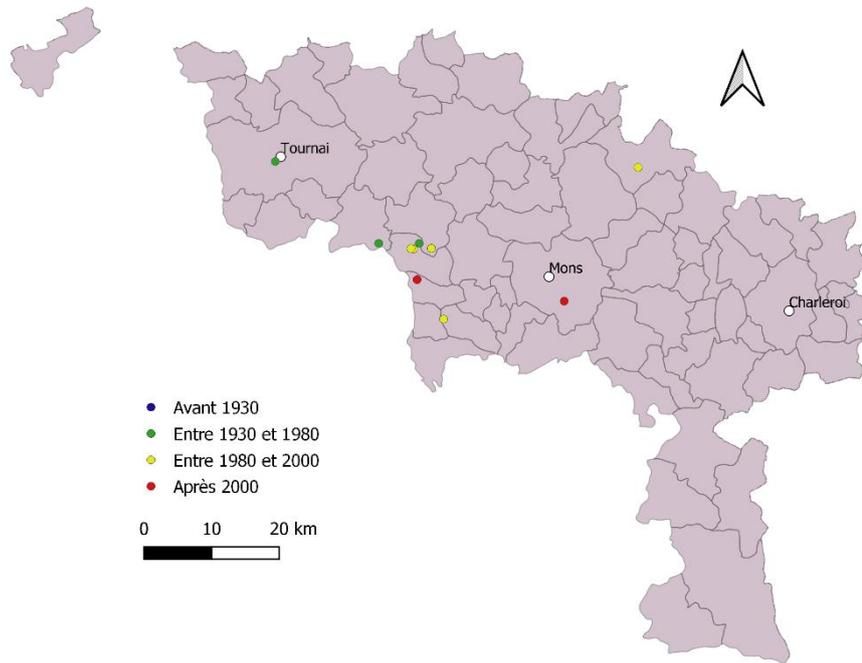
Sphecodes gibbus



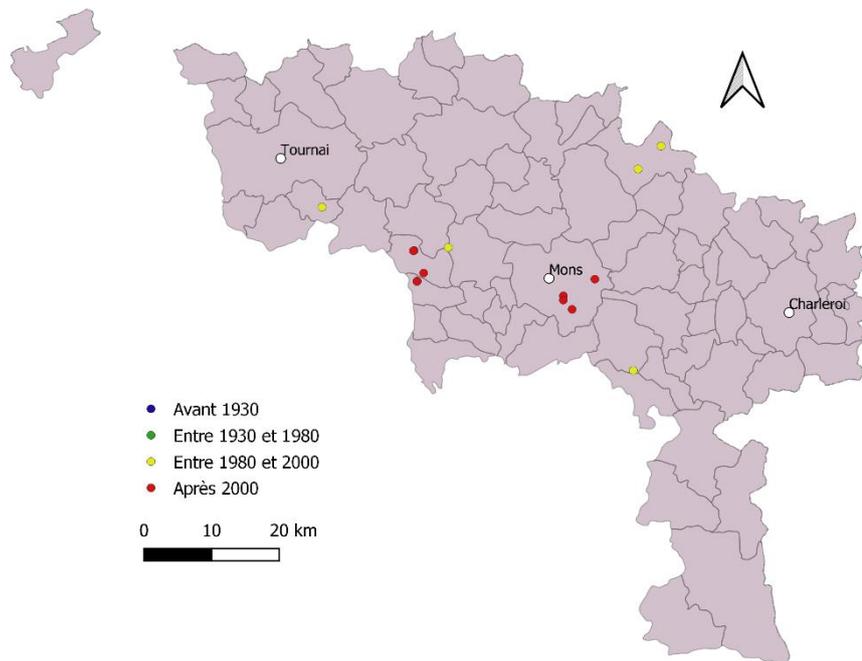
Sphecodes hyalinatus



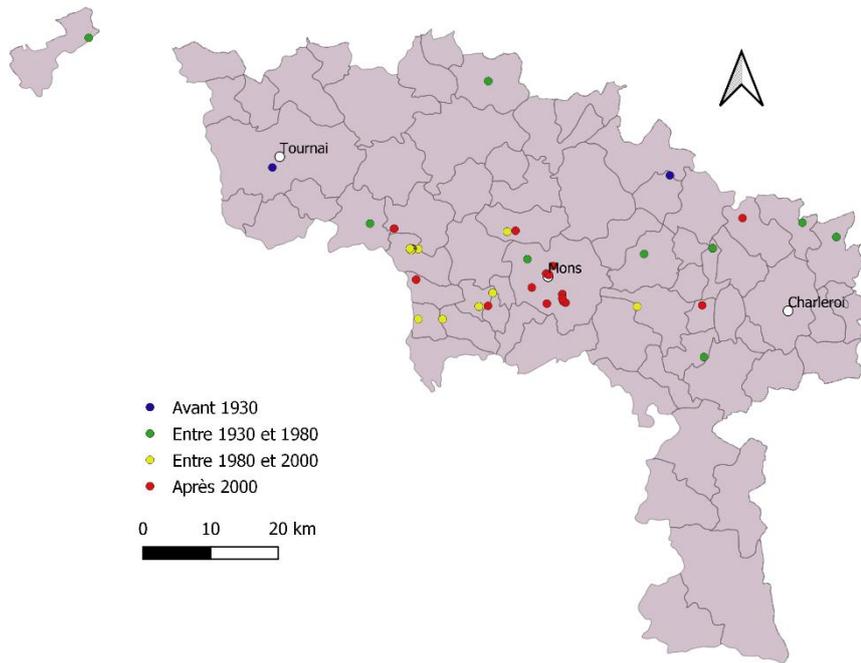
Sphecodes longulus



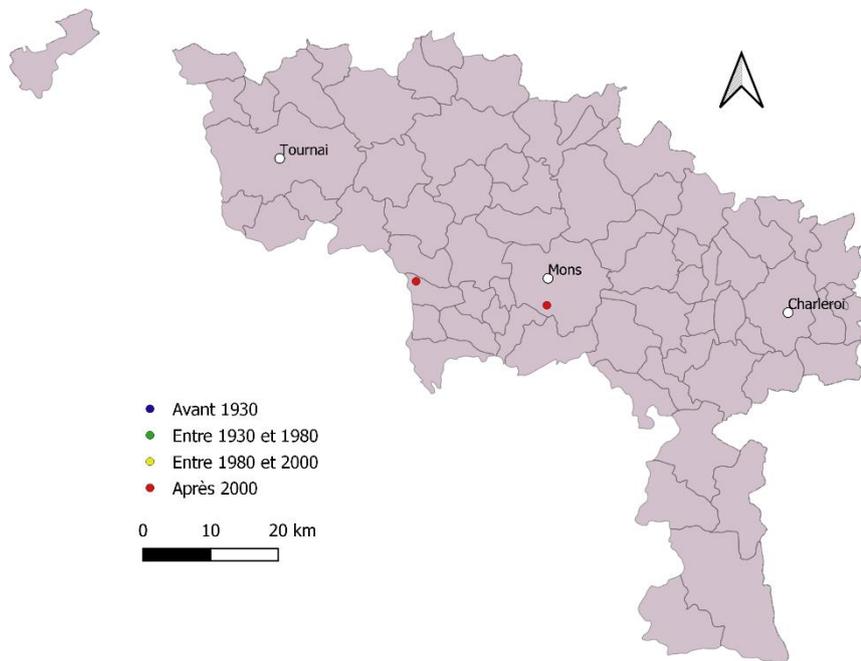
Sphecodes miniatus



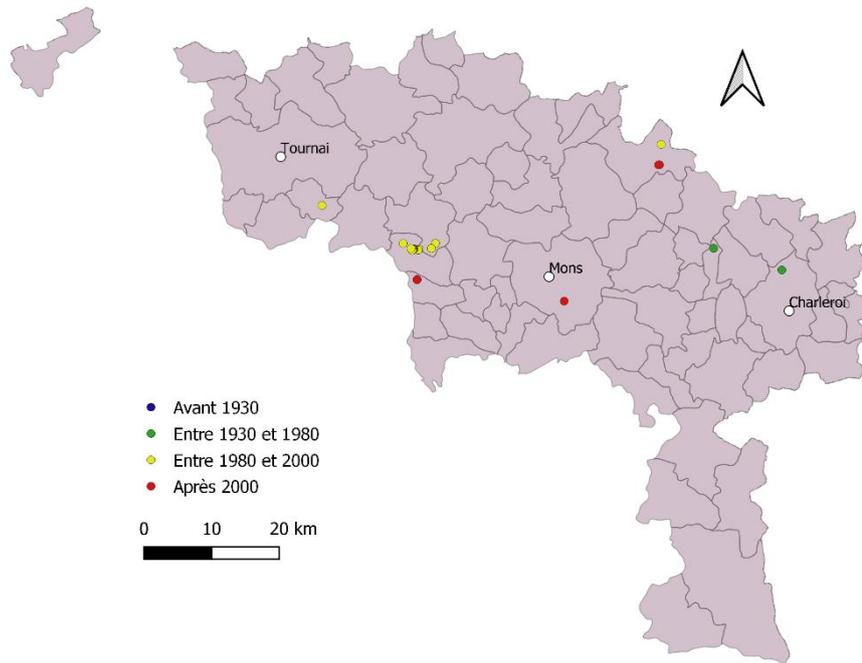
Sphecodes monilicornis



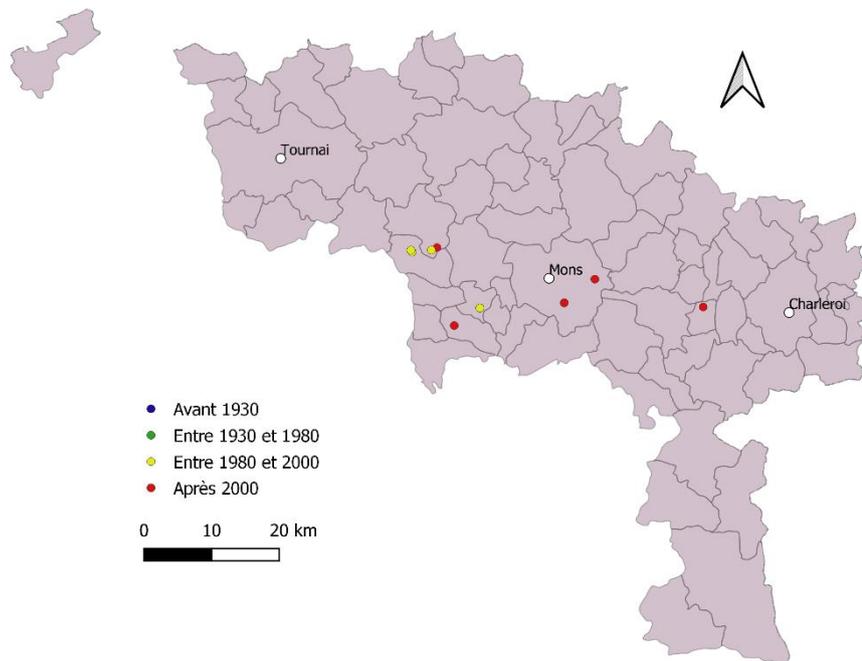
Sphecodes niger



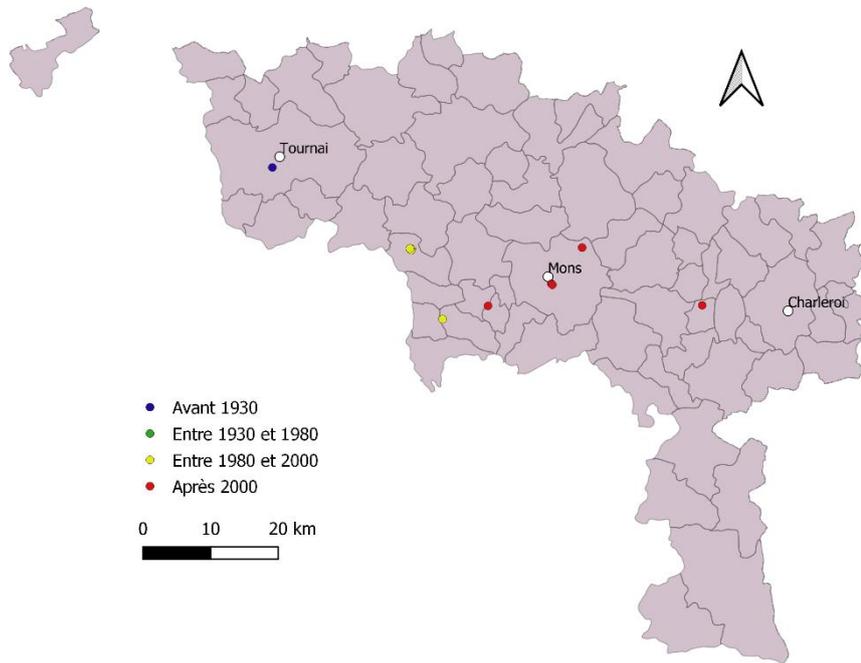
Sphecodes pellucidus



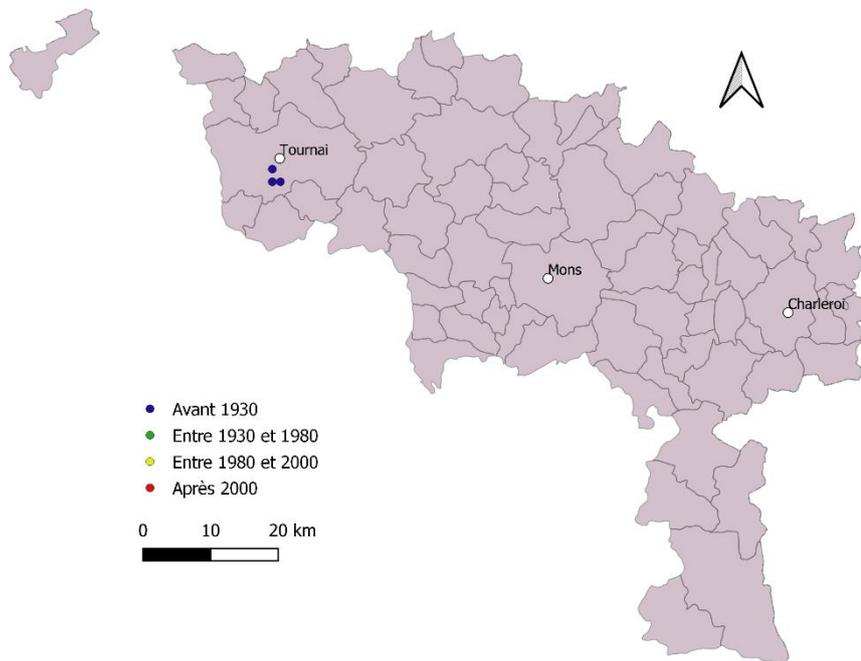
Sphecodes puncticeps



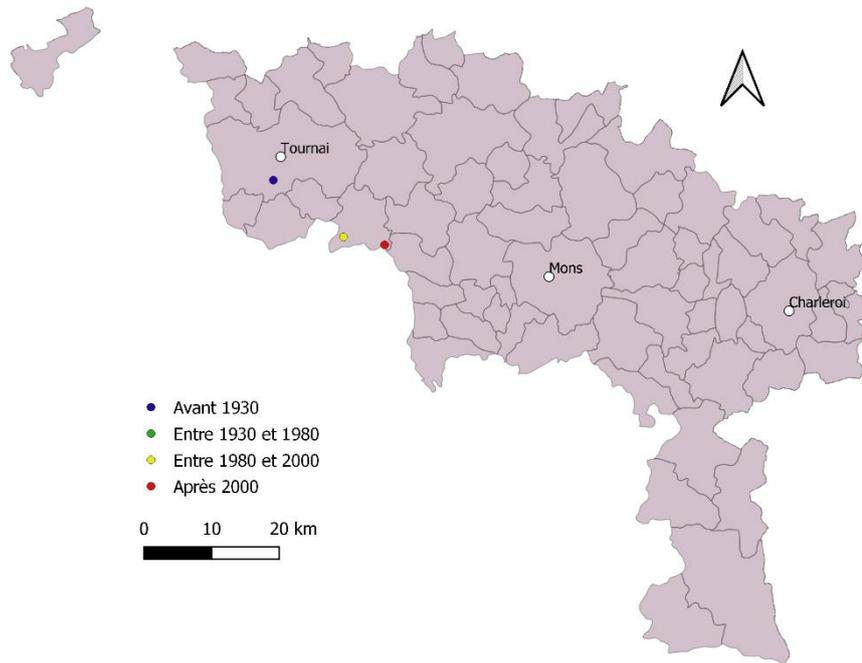
Sphecodes reticulatus



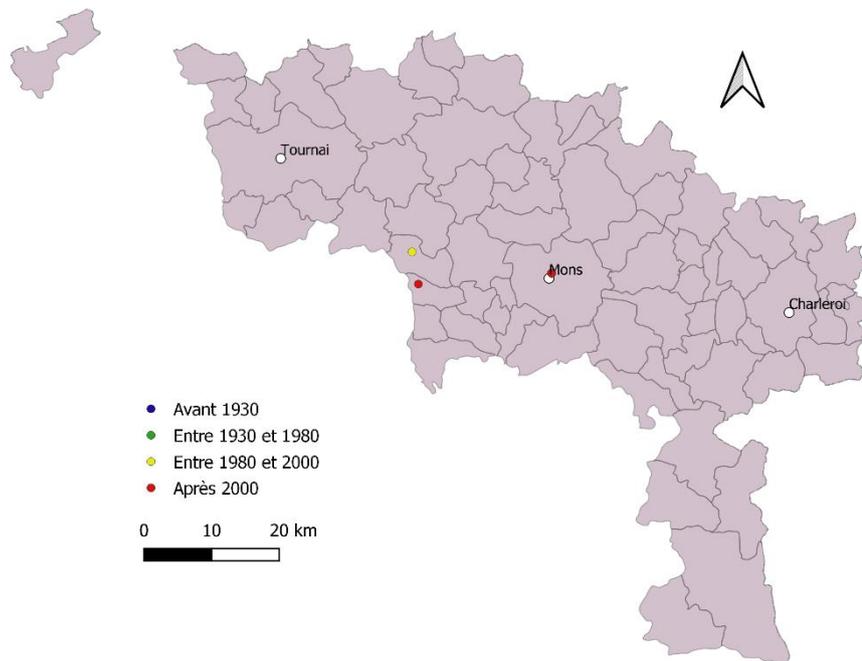
Sphecodes rubicundus



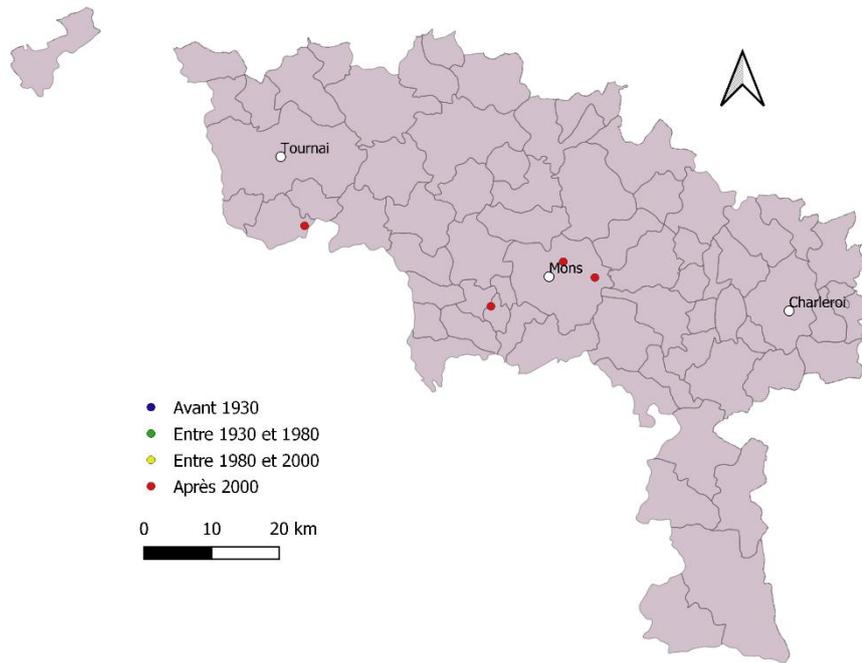
Sphecodes scabricollis



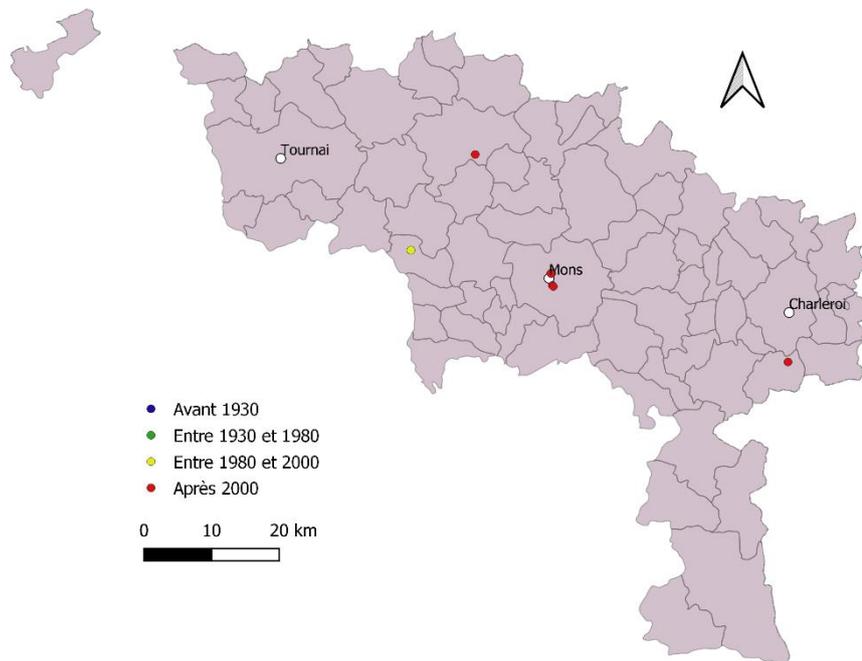
Stelis breviscula



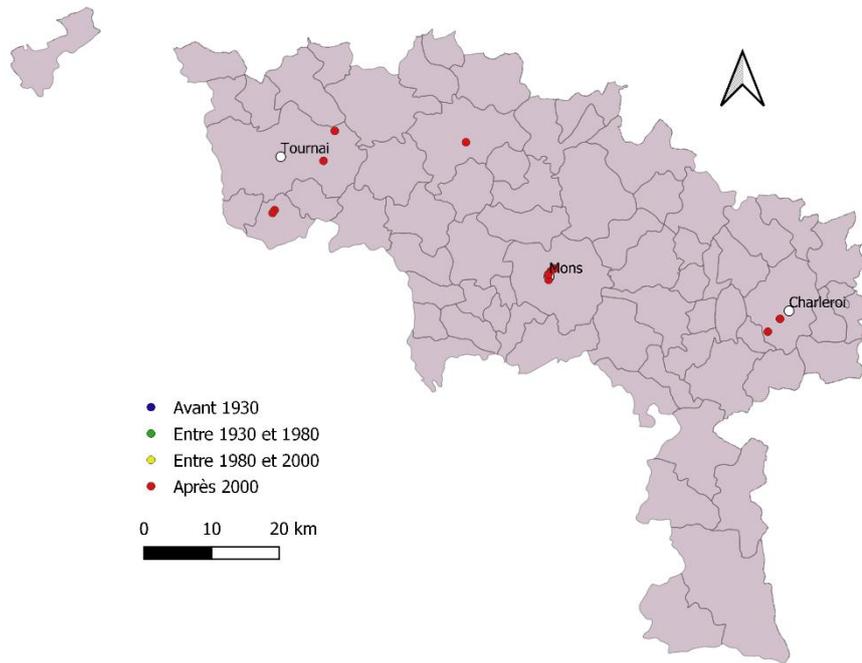
Stelis phaeoptera



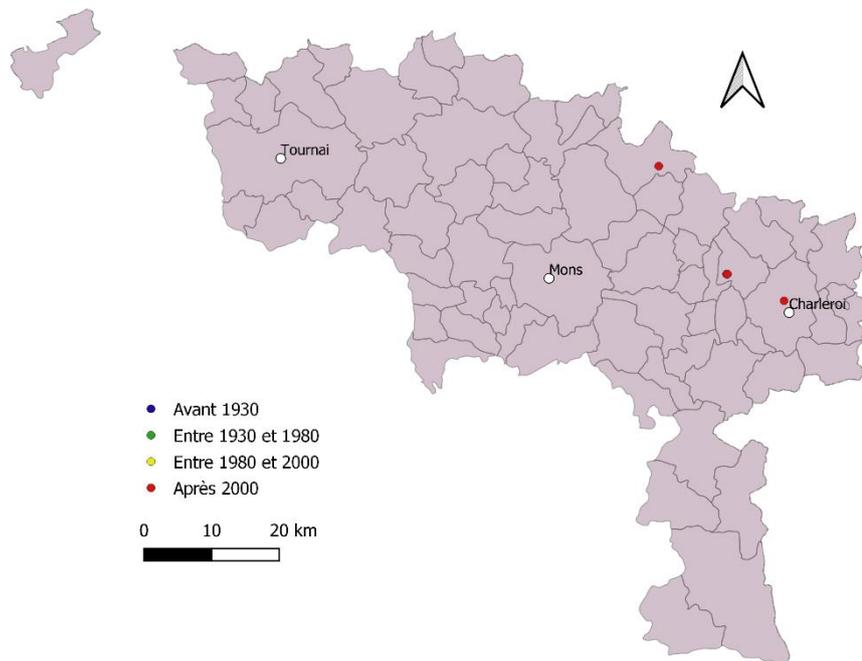
Stelis punctulatissima



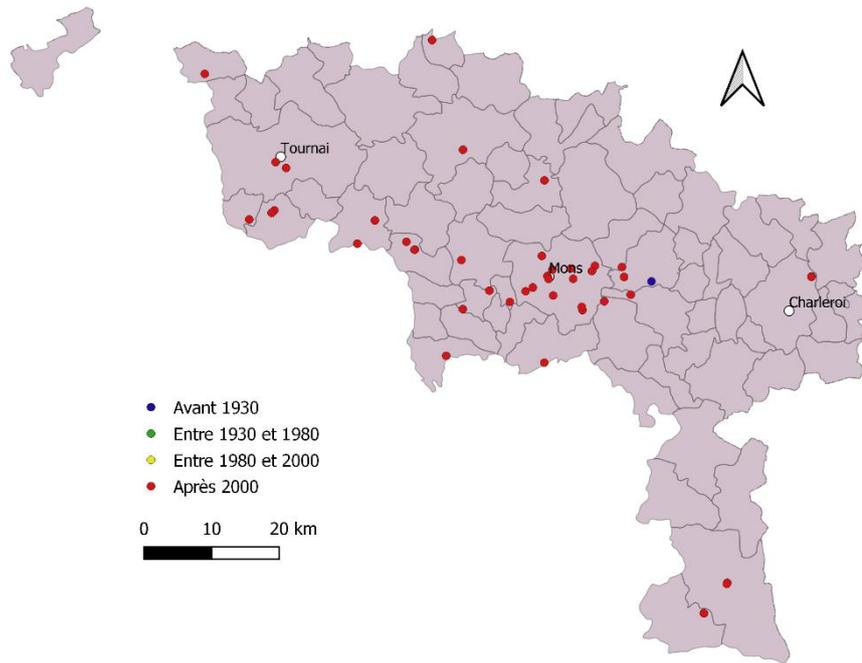
Thyreus orbatus



Trachusa byssina



Xylocopa violacea



8.3. Liste des espèces apparues et disparues

Espèces	Dernière période d'observation	Statut
<i>Andrena chrysopyga</i>	P1	Disparue
<i>Andrena nigriceps</i>	P1	Disparue
<i>Andrena schencki</i>	P1	Disparue
<i>Andrena similis</i>	P1	Disparue
<i>Andrena thoracica</i>	P1	Disparue
<i>Andrena viridescens</i>	P1	Disparue
<i>Anthophora aestivalis</i>	P1	Disparue
<i>Anthophora plagiata</i>	P1	Disparue
<i>Bombus confusus</i>	P1	Disparue
<i>Bombus cullumanus</i>	P1	Disparue
<i>Bombus distinguendus</i>	P1	Disparue
<i>Bombus jonellus</i>	P1	Disparue
<i>Bombus magnus</i>	P1	Disparue
<i>Eucera nigrescens</i>	P1	Disparue
<i>Halictus tomentosus</i>	P1	Disparue
<i>Lasioglossum laeve</i>	P1	Disparue
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	P1	Disparue
<i>Nomada femoralis</i>	P1	Disparue
<i>Nomada rhenana</i>	P1	Disparue
<i>Sphecodes rubicundus</i>	P1	Disparue
<i>Andrena fucata</i>	P2	Disparue
<i>Andrena spreta</i>	P2	Disparue
<i>Bombus muscorum</i>	P2	Disparue
<i>Bombus pomorum</i>	P2	Disparue
<i>Bombus subterraneus</i>	P2	Disparue
<i>Bombus sylvarum</i>	P2	Disparue
<i>Bombus veteranus</i>	P2	Disparue
<i>Coelioxys quadridentata</i>	P2	Disparue
<i>Coelioxys rufescens</i>	P2	Disparue
<i>Dasypoda argentata</i>	P2	Disparue
<i>Hoplitis papaveris</i>	P2	Disparue
<i>Hoplitis villosa</i>	P2	Disparue
<i>Hylaeus bipunctatus</i>	P2	Disparue
<i>Hylaeus punctulatissimus</i>	P2	Disparue
<i>Lasioglossum fratellum</i>	P2	Disparue
<i>Lasioglossum monstificum</i>	P2	Disparue
<i>Melecta luctuosa</i>	P2	Disparue
<i>Melitta haemorrhoidalis</i>	P2	Disparue
<i>Nomada sexfasciata</i>	P2	Disparue
<i>Osmia melanogaster</i>	P2	Disparue
<i>Sphecodes alternatus</i>	P2	Disparue
<i>Andrena apicata</i>	P3	Disparue
<i>Andrena hattorfiana</i>	P3	Disparue

<i>Andrena nycthemera</i>	P3	Disparue
<i>Andrena strommella</i>	P3	Disparue
<i>Andrena varians</i>	P3	Disparue
<i>Anthidium oblongatum</i>	P3	Disparue
<i>Bombus humilis</i>	P3	Disparue
<i>Bombus ruderatus</i>	P3	Disparue
<i>Coelioxys elongata</i>	P3	Disparue
<i>Halictus simplex</i>	P3	Disparue
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	P3	Disparue
<i>Lasioglossum brevicorne</i>	P3	Disparue
<i>Lasioglossum minutulum</i>	P3	Disparue
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	P3	Disparue
<i>Lasioglossum rufitarse</i>	P3	Disparue
<i>Megachile circumcincta</i>	P3	Disparue
<i>Megachile maritima</i>	P3	Disparue
<i>Nomada pleurosticta</i>	P3	Disparue
<i>Nomada villosa</i>	P3	Disparue
<i>Osmia cerinthidis</i>	P3	Disparue
<i>Osmia fulviventris</i>	P3	Disparue
<i>Seladonia smaragdula</i>	P3	Disparu
<i>Andrena fulvago</i>	P4	Apparue
<i>Andrena fulvata</i>	P4	Apparue
<i>Andrena minutuloides</i>	P4	Apparue
<i>Andrena nitidiuscula</i>	P4	Apparue
<i>Andrena pandellei</i>	P4	Apparue
<i>Andrena pusilla</i>	P4	Apparue
<i>Coelioxys alata</i>	P4	Apparue
<i>Colletes hederæ</i>	P4	Apparue
<i>Epeoloides coecutiens</i>	P4	Apparue
<i>Halictus maculatus</i>	P4	Apparue
<i>Hoplitis leucomelana</i>	P4	Apparue
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus difformis</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus dilatatus</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus gibbus</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus gredleri</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus incongruus</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus pectoralis</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus pictipes</i>	P4	Apparue
<i>Hylaeus punctatus</i>	P4	Apparue
<i>Lasioglossum majus</i>	P4	Apparue
<i>Lasioglossum pallens</i>	P4	Apparue
<i>Lasioglossum politum</i>	P4	Apparue
<i>Macropis fulvipes</i>	P4	Apparue
<i>Megachile alpicola</i>	P4	Apparue
<i>Megachile lagopoda</i>	P4	Apparue

<i>Megachile rotundata</i>	P4	Apparue
<i>Nomada conjungens</i>	P4	Apparue
<i>Nomada facilis</i>	P4	Apparue
<i>Nomada leucophthalma</i>	P4	Apparue
<i>Osmia latreillei</i>	P4	Apparue
<i>Osmia niveata</i>	P4	Apparue
<i>Sphecodes hyalinatus</i>	P4	Apparue
<i>Sphecodes niger</i>	P4	Apparue
<i>Stelis phaeoptera</i>	P4	Apparue
<i>Trachusa byssina</i>	P4	Apparue

8.4. Traits écologiques des différentes espèces

Espèce	ITD (mm)	STI	SCI	Nidification	Lectisme	Socialité	Statut IUCN
<i>Ammobates punctatus</i>	1,9	10,15	6,89	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	CR
<i>Andrena angustior</i>	1,9	9,64	4,87	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Andrena apicata</i>	2,6	7,83	4,80	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena barbilabris</i>	2,3	6,88	6,29	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena bicolor</i>	2,1	8,02	5,69	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena carantonica</i>	2,7	7,47	6,56	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena carbonaria</i>	2,7	8,89	6,13	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Andrena chrysopyga</i>	2,5	9,60	6,96	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	RE
<i>Andrena chrysoseles</i>	2,0	9,42	5,20	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena cineraria</i>	2,8	7,94	5,83	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena clarkella</i>	3,0	6,24	6,51	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena dorsata</i>	2,0	9,66	5,28	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena flavipes</i>	2,4	9,71	5,73	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena florea</i>	2,4	10,26	6,14	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena fucata</i>	2,3	6,48	6,36	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Andrena fulva</i>	2,8	8,68	5,82	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena fulvago</i>	2,1	7,17	6,68	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena fulvata</i>	2,0	9,49	6,74	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NA
<i>Andrena fuscipes</i>	2,0	6,84	6,46	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena gravida</i>	2,6	9,17	6,41	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena haemorrhhoa</i>	2,6	7,29	6,16	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena hattorfiana</i>	2,7	6,45	6,81	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena helvola</i>	2,1	7,00	6,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Andrena humilis</i>	2,2	7,67	6,23	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena labialis</i>	2,7	8,19	6,45	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena labiata</i>	1,8	7,64	6,36	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena lathyri</i>	2,7	6,64	6,83	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena minutula</i>	1,4	8,23	5,77	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena minutuloides</i>	1,4	6,79	7,22	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	DD
<i>Andrena mitis</i>	2,3	9,24	6,54	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena nigriceps</i>	2,5	7,20	6,38	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Andrena nigroaenea</i>	2,8	8,21	5,76	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC

<i>Andrena nitida</i>	3,0	8,61	5,97	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena nitidiuscula</i>	1,6	9,92	6,74	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	VU
<i>Andrena nycthemera</i>	2,9	8,53	6,88	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena ovatula</i>	2,2	10,06	5,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Andrena pandellei</i>	2,2	8,88	6,64	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	VU
<i>Andrena praecox</i>	2,3	6,77	6,86	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena proxima</i>	1,7	9,52	5,99	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena pusilla</i>	1,4	9,83	5,91	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Andrena rosae</i>	2,6	9,55	5,24	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena ruficrus</i>	2,0	5,62	6,92	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Andrena schencki</i>	2,4	5,99	4,54	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	EN
<i>Andrena semilaevis</i>	1,5	6,69	6,53	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Andrena similis</i>	2,3	7,89	5,32	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	CR
<i>Andrena spreta</i>	1,4	5,70	2,10	Sous le sol	NA	Solitaire	DD
<i>Andrena strohmei</i>	1,6	8,89	6,83	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Andrena subopaca</i>	1,5	6,51	6,39	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena thoracica</i>	3,1	11,48	5,41	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	RE
<i>Andrena tibialis</i>	2,9	7,56	6,59	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Andrena vaga</i>	2,8	6,73	7,14	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena varians</i>	2,5	8,78	6,01	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Andrena ventralis</i>	1,6	9,01	6,73	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena viridescens</i>	1,4	9,66	6,91	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Andrena wilkella</i>	2,3	7,17	6,33	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Anthidiellum strigatum</i>	2,4	9,46	6,89	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthidium manicatum</i>	3,6	8,33	6,45	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthidium oblongatum</i>	2,67	9,50	6,38	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthidium punctatum</i>	2,7	6,68	7,15	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora aestivalis</i>	3,36	9,13	6,57	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	RE
<i>Anthophora bimaculata</i>	5,6	11,26	5,28	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Anthophora furcata</i>	3,2	6,24	7,02	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora plagiata</i>	3,91	7,57	6,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	RE
<i>Anthophora plumipes</i>	4,3	9,79	5,85	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	3,3	7,12	6,77	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Anthophora retusa</i>	3,7	7,20	6,78	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	EN
<i>Bombus</i>	6,2	8,62	5,92	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>(Terrestribombus) sp.</i>							
<i>Bombus barbutellus</i>	5,5	8,43	5,11	Variable	Polylectique	Parasite social	EN
<i>Bombus bohemicus</i>	4,6	6,19	6,38	Variable	Polylectique	Parasite social	NT
<i>Bombus campestris</i>	5,8	7,01	6,16	Variable	Polylectique	Parasite social	VU
<i>Bombus confusus</i>	5,3	8,98	6,96	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Bombus cryptarum</i>	6,0	6,32	5,93	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	EN
<i>Bombus cullumanus</i>	5,8	9,09	5,81	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Bombus distinguendus</i>	5,7	6,93	5,40	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Bombus hortorum</i>	5,8	7,52	5,38	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	NT
<i>Bombus humilis</i>	4,8	7,27	6,48	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	CR
<i>Bombus hypnorum</i>	6,0	6,19	6,69	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus jonellus</i>	5,4	5,46	5,67	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	VU

<i>Bombus lapidarius</i>	6,2	8,31	5,93	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus magnus</i>	6,3	7,88	4,34	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	EN
<i>Bombus muscorum</i>	5,1	8,21	4,08	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	CR
<i>Bombus norvegicus</i>	5,3	5,42	7,22	Au-dessus du sol	Polylectique	Parasite social	VU
<i>Bombus pascuorum</i>	4,3	7,90	5,79	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus pomorum</i>	5,6	9,28	6,29	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Bombus pratorum</i>	5,3	6,54	6,12	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Bombus ruderarius</i>	4,7	7,37	6,34	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	EN
<i>Bombus ruderatus</i>	6,4	9,71	5,42	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	CR
<i>Bombus rupestris</i>	6,0	6,98	6,51	Au-dessus du sol	Polylectique	Parasite social	EN
<i>Bombus soroeensis</i>	5,6	5,95	6,42	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU
<i>Bombus subterraneus</i>	6,1	6,93	6,72	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Bombus sylvorum</i>	5,5	7,41	6,54	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	CR
<i>Bombus sylvestris</i>	5,0	6,36	6,29	Variable	Polylectique	Parasite social	LC
<i>Bombus vestalis</i>	6,1	9,29	5,03	Variable	Polylectique	Parasite social	NT
<i>Bombus veteranus</i>	5,3	5,45	8,01	Au-dessus du sol	Polylectique	Eusocial primitif	CR
<i>Ceratina cyanea</i>	1,4	7,40	6,90	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Chalicodoma ericetorum</i>	3,4	7,11	7,59	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma campanularum</i>	0,9	6,15	7,28	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma florissomne</i>	1,8	6,38	7,06	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Chelostoma rapunculi</i>	1,6	6,20	7,40	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Coelioxys alata</i>	3,2	7,30	7,37	Au-dessus du sol	NA	Cleptoparasite	VU
<i>Coelioxys aurolimbata</i>	3,2	12,07	7,15	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Coelioxys elongata</i>	2,96	7,85	6,03	Au-dessus du sol	NA	Cleptoparasite	VU
<i>Coelioxys inermis</i>	2,7	7,87	6,57	Au-dessus du sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Coelioxys mandibularis</i>	2,3	7,18	5,95	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	VU
<i>Coelioxys quadridentata</i>	1,13	8,81	6,40	Au-dessus du sol	NA	Cleptoparasite	CR
<i>Coelioxys rufescens</i>	2,88	6,32	7,16	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	NT
<i>Colletes cunicularius</i>	3,6	6,44	7,11	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Colletes daviesanus</i>	2,5	6,65	6,92	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Colletes hederæ</i>	3,2	10,23	5,75	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Colletes similis</i>	2,4	7,93	6,17	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Colletes succinctus</i>	3,0	8,15	4,67	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Dasygaster argentata</i>	3,7	9,57	6,74	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	RE
<i>Dasygaster hirtipes</i>	3,4	7,37	6,74	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Epeolus cruciger</i>	1,86	7,46	6,69	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	NT
<i>Epeolus variegatus</i>	1,4	7,91	6,49	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Eucera longicornis</i>	3,5	6,45	7,15	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	VU
<i>Eucera nigrescens</i>	3,52	10,77	6,50	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	EN
<i>Halictus maculatus</i>	1,6	9,48	6,23	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU
<i>Halictus quadricinctus</i>	3,1	10,89	6,31	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Halictus rubicundus</i>	2,2	7,08	6,08	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Halictus scabiosae</i>	2,4	10,57	6,19	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Halictus sexcinctus</i>	2,8	8,90	6,53	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Halictus simplex</i>	1,9	9,26	6,47	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	EN
<i>Halictus tomentosus</i>	2,1	9,31	5,85	Sous le sol	Polylectique	NA	CR

<i>Heriades truncorum</i>	1,5	7,62	6,51	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis adunca</i>	2,7	6,92	7,07	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis anthocopoides</i>	NA	9,70	6,69	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	CR
<i>Hoplitis claviventris</i>	2,0	9,52	6,56	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Hoplitis leucomelana</i>	0,6	5,70	7,24	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis papaveris</i>	NA	9,94	6,94	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	RE
<i>Hoplitis tridentata</i>	2,9	7,04	6,76	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hoplitis villosa</i>	NA	NA	NA	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	RE
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	2,0	8,42	6,83	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Hylaeus annularis</i>	1,45	NA	NA	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus bipunctatus</i>	1,81	9,65	6,89	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus brevicornis</i>	1,0	10,27	6,67	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus communis</i>	1,2	6,54	6,96	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus confusus</i>	1,4	6,49	7,00	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus cornutus</i>	1,4	6,00	7,09	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus difformis</i>	1,5	9,77	5,33	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus dilatatus</i>	1,3	6,83	7,13	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus gibbus</i>	1,43	NA	NA	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus gredleri</i>	1,2	7,64	6,31	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	1,3	8,45	6,92	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus incongruus</i>	2,7	6,98	6,59	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	DD
<i>Hylaeus pectoralis</i>	1,35	NA	NA	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus pictipes</i>	1,1	5,77	7,23	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus punctatus</i>	1,2	8,05	6,66	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus punctulatus</i>	1,47	9,36	6,33	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus punctulatus</i>	1,8	9,65	6,89	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Hylaeus signatus</i>	2,9	9,21	5,78	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Hylaeus variegatus</i>	2,9	9,21	5,78	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Lasioglossum albipes</i>	1,6	11,10	6,56	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	NT
<i>Lasioglossum brevicorne</i>	1,3	NA	NA	Sous le sol	Oligolectique	Eusocial primitif	EN
<i>Lasioglossum calceatum</i>	1,8	6,58	6,57	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum fratellum</i>	1,5	5,63	6,68	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	DD
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	1,3	7,96	5,98	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum laeve</i>	1,6	NA	NA	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	RE
<i>Lasioglossum laevigatum</i>	1,8	9,26	5,29	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Lasioglossum laticeps</i>	1,5	7,80	6,30	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum lativentre</i>	1,6	9,58	5,83	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum leucopus</i>	1,2	6,41	6,77	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	NT
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	1,9	8,64	5,63	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	1,0	7,68	7,03	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum majus</i>	3,9	8,21	6,19	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum malachurum</i>	1,6	9,81	6,76	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	0,8	10,46	5,43	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC

<i>Lasioglossum minutulum</i>	1,3	9,28	6,09	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Lasioglossum monstificum</i>	NA	NA	NA	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Lasioglossum morio</i>	1,1	9,32	5,63	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum nitidiusculum</i>	1,3	9,15	5,21	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum nitidulum</i>	1,2	8,14	6,19	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum pallens</i>	NA	NA	NA	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum parvulum</i>	1,3	9,60	5,79	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	1,2	9,18	5,73	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum politum</i>	0,8	9,50	5,71	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	RE
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	1,2	9,79	7,14	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	1,4	9,06	6,14	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	1,6	7,76	6,36	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Lasioglossum rufitarse</i>	1,4	5,61	7,12	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Lasioglossum semilucens</i>	1,1	8,56	5,73	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	2,1	7,77	6,44	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i>	1,3	10,02	5,92	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum villosulum</i>	1,3	8,76	6,03	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Lasioglossum xanthopus</i>	2,4	NA	NA	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	EN
<i>Lasioglossum zonulum</i>	2,0	8,84	5,58	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Macropis europaea</i>	2,5	8,13	6,28	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Macropis fulvipes</i>	2,4	7,03	6,75	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Megachile alpicola</i>	2,6	5,74	7,49	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	VU
<i>Megachile centuncularis</i>	2,7	8,41	5,94	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile circumcincta</i>	3,59	6,02	7,02	Variable	Polylectique	Solitaire	EN
<i>Megachile genalis</i>	3,6	9,17	6,64	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	CR
<i>Megachile lagopoda</i>	NA	NA	NA	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Megachile ligniseca</i>	3,9	6,41	6,68	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile maritima</i>	3,8	9,94	5,31	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Megachile pilidens</i>	2,7	6,10	7,29	Sous le sol	Polylectique	Solitaire	CR
<i>Megachile rotundata</i>	2,3	10,74	6,39	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile versicolor</i>	2,7	7,38	7,64	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Megachile willughbiella</i>	3,6	7,29	6,32	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Melecta albifrons</i>	3,2	7,17	6,46	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Melecta luctuosa</i>	2,25	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	CR
<i>Melitta</i>	2,7	6,94	6,63	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>haemorrhoidalis</i>							
<i>Melitta leporina</i>	2,4	10,05	5,78	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	NT
<i>Melitta nigricans</i>	2,8	8,02	6,33	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Melitta tricincta</i>	2,7	9,79	6,27	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	VU
<i>Nomada alboguttata</i>	1,7	9,49	5,25	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC

<i>Nomada bifasciata</i>	2,0	5,98	7,27	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada conjungens</i>	1,3	9,12	6,62	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada distinguenda</i>	1,1	8,92	6,40	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	EN
<i>Nomada fabriciana</i>	1,6	10,26	7,03	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada facilis</i>	1,5	8,37	5,66	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada femoralis</i>	1,52	14,43	5,96	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	VU
<i>Nomada ferruginata</i>	1,11	8,80	6,14	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada flava</i>	2,0	6,75	6,74	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada flavoguttata</i>	1,2	9,50	5,10	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada flavopicta</i>	1,57	7,71	6,36	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada fucata</i>	1,9	7,02	6,31	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada fulvicornis</i>	1,88	7,97	6,22	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada furva</i>	NA	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	EN
<i>Nomada fuscicornis</i>	1,8	9,86	5,33	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada goodeniana</i>	2,2	6,72	7,49	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada integra</i>	1,5	8,26	5,67	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	VU
<i>Nomada lathburiana</i>	2,2	10,43	5,84	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada leucophthalma</i>	1,94	6,52	6,49	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada marshamella</i>	2,2	6,58	6,97	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada obscura</i>	NA	5,45	7,28	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada panzeri</i>	1,6	8,34	5,15	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada pleurosticta</i>	NA	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	RE
<i>Nomada rhenana</i>	NA	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	RE
<i>Nomada ruficornis</i>	1,8	4,90	7,10	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada rufipes</i>	1,9	7,50	5,88	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	NT
<i>Nomada sexfasciata</i>	2,21	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	CR
<i>Nomada sheppardana</i>	1,0	7,07	6,43	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada signata</i>	1,9	9,36	5,63	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada stigma</i>	1,44	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada striata</i>	1,65	7,38	6,00	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	VU
<i>Nomada succincta</i>	2,2	9,23	5,47	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Nomada villosa</i>	1,67	6,33	6,86	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	EN
<i>Nomada zonata</i>	1,7	8,97	6,76	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Osmia aurulenta</i>	2,9	9,18	5,39	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	NT
<i>Osmia bicolor</i>	2,7	7,75	6,40	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia bicornis</i>	3,5	8,25	6,16	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia caerulea</i>	2,4	8,20	6,17	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia cerinthidis</i>	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Osmia cornuta</i>	3,4	10,08	6,42	Variable	Polylectique	Solitaire	LC
<i>Osmia fulviventris</i>	2,45	11,95	6,16	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Osmia latreillei</i>	2,7	7,70	5,45	NA	NA	Solitaire	NA
<i>Osmia leaiana</i>	2,7	7,35	6,57	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Osmia melanogaster</i>	2,84	NA	NA	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	DD
<i>Osmia niveata</i>	2,5	11,95	6,16	Au-dessus du sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Osmia xanthomelana</i>	3,36	NA	NA	Variable	Oligolectique	Solitaire	RE
<i>Panurgus calcaratus</i>	1,7	7,44	6,65	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Seladonia confusa</i>	2,1	8,28	6,32	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	VU

<i>Seladonia smaragdula</i>	NA	NA	NA	NA	Polylectique	NA	NA
<i>Seladonia tumulorum</i>	1,5	6,62	7,11	Sous le sol	Polylectique	Eusocial primitif	LC
<i>Sphecodes albilabris</i>	2,2	7,78	6,86	Sous le sol	Oligolectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes alternatus</i>	1,7	6,41	7,06	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	DD
<i>Sphecodes crassus</i>	1,2	6,40	7,03	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes ephippius</i>	1,5	7,77	6,34	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes ferruginatus</i>	1,42	NA	NA	Variable	NA	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes geoffrellus</i>	1,1	6,66	6,49	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes gibbus</i>	1,7	6,41	7,06	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes hyalinatus</i>	1,5	6,36	6,45	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes longulus</i>	1,0	9,18	6,06	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes miniatus</i>	1,0	8,39	6,59	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes monilicornis</i>	1,5	8,68	5,58	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes niger</i>	1,0	9,36	5,99	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	VU
<i>Sphecodes pellucidus</i>	1,7	6,20	7,10	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes puncticeps</i>	1,1	9,27	6,12	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes reticulatus</i>	1,2	8,38	6,22	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Sphecodes rubicundus</i>	1,7	6,41	7,06	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	CR
<i>Sphecodes scabricollis</i>	0,3	9,01	5,87	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	EN
<i>Stelis breviscula</i>	1,5	7,04	7,10	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Stelis phaeoptera</i>	2,0	7,10	6,44	Variable	Polylectique	Cleptoparasite	NT
<i>Stelis punctulatissima</i>	2,6	7,57	6,56	Sous le sol	Polylectique	Cleptoparasite	LC
<i>Thyreus orbatus</i>	3,0	NA	NA	Sous le sol	NA	Cleptoparasite	EN
<i>Trachusa byssina</i>	3,3	6,09	7,40	Sous le sol	Oligolectique	Solitaire	LC
<i>Xylocopa violacea</i>	6,5	10,35	6,45	Au-dessus du sol	Polylectique	Solitaire	LC