



Quelle biodiversité urbaine est observée
sur les espaces verts, les friches et les cimetières ?
Une illustration à Grenoble

David GEOFFROY, Benoît FONTAINE & Aurélien BESNARD

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colémbert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (UMS PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (UMS PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (AFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (UMS PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (UMS PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Un des transects suivis sur une friche, à Saint Martin d'Hères (38421). Crédit photo: D. Geoffroy.

Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish*:
Adansonia, *Zoosystema*, *Anthropozoologica*, *European Journal of Taxonomy*, *Geodiversitas*, *Cryptogamie* sous-sections *Algologie*, *Bryologie*, *Mycologie*,
Comptes Rendus Palevol.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél. : 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax : 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <http://sciencepress.mnhn.fr>

© Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2020
ISSN (électronique / *electronic*): 1638-9387

Quelle biodiversité urbaine est observée sur les espaces verts, les friches et les cimetières? Une illustration à Grenoble

David GEOFFROY

Grenoble-Alpes Métropole, Réserves naturelles régionales des Isles du Drac
et de l'Étang de Haute-Jarrie, 12 rue du Polygone, F-38450 Vif (France)
david.geoffroy@lametro.fr

Benoît FONTAINE

Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation, Muséum national d'Histoire naturelle
57 rue Cuvier, boîte postale 51, F-75231 Paris cedex 05 (France)
fontaine@mnhn.fr

Aurélien BESNARD

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés – École pratique des hautes Études,
CEFE/CNRS, Campus du CNRS, 1919 route de Mende, F-34293 Montpellier 5 (France)
aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr

Soumis le 10 mars 2019 | Accepté le 4 mars 2020 | Publié le 16 octobre 2020

Geoffroy D., Fontaine B. & Besnard A. 2020. — Quelle biodiversité urbaine est observée sur les espaces verts, les friches et les cimetières? Une illustration à Grenoble. *Naturae* 2020 (10): 151-163. <https://doi.org/10.5852/naturae2020a10>

RÉSUMÉ

L'urbanisation engendre des pressions croissantes sur la biodiversité et participe à la déconnexion des citadins avec la nature. Entre autres se pose, dans ce contexte, la question de la biodiversité existante dans les villes. Pour apporter des éléments de réponse, une recherche a été développée dans les espaces végétalisés de l'agglomération grenobloise en 2014 et 2015. Afin de mesurer comment les types d'espaces verts et leurs modes de gestion influent sur la biodiversité, des relevés naturalistes ont été effectués dans divers espaces gérés de façon plus ou moins intensive. L'abondance et la diversité des Papilionoidea et des Araignées à toiles ont été comparées entre parcs, friches et cimetières au sein de l'agglomération grenobloise. D'autre part, uniquement pour les Papilionoidea, la comparaison a porté sur des espaces verts de Grenoble soumis à quatre modes de gestion distincts. La richesse et l'abondance sont plus élevées dans les friches périurbaines, puis urbaines, que tous les autres types de sites urbains. Les modes de gestion des parcs et cimetières influent sur l'abondance et la diversité observées et créent une gradation qualitative de la biodiversité selon l'intensité de la gestion. Les espaces végétalisés de l'agglomération constituent donc, au sein d'une matrice peu accueillante, un ensemble de sites potentiellement favorables à la biodiversité. Des modes de gestion respectueux sont efficaces pour développer la biodiversité présente.

MOTS CLÉS

Diversité,
abondance,
écologie,
Papilionoidea,
Araignées,
toiles,
parcs,
gestion,
entretien,
France.

ABSTRACT

Which urban biodiversity observed on different types of sites? A survey in Grenoble.

The growth of human population has led to increasing pressures on ecosystems and biodiversity. Urban encroachment on natural habitats threaten biodiversity and urban life contributes to a disconnection with nature. One particular question arises in this context: what is the existing biodiversity in cities? A study was carried out through naturalist monitoring in the city of Grenoble (France) and its

KEY-WORDS
 Diversity,
 abundance,
 ecology,
 Papilionoidea,
 spiders,
 net,
 cemeteries,
 recreational parks,
 wastelands,
 management intensity,
 France.

conurbation, a densely urbanised valley, strongly contrasting with the neighbouring agricultural or natural spaces. Three types of urban sites (recreational parks, wastelands and cemeteries) were compared on the one hand; on the other hand, impact of park management intensities on biodiversity was assessed. Two taxa were studied: butterflies, an indicator of vegetation diversity, using a citizen science program (PROPAGE, butterflies monitoring by green spaces managers), and spider webs, an indicator of available preys, through a protocol created for the occasion. Butterflies were used to compare types of sites and management intensity; spiders were used for the comparison of site types. Surveys were conducted over two summers (2014 and 2015, three repetitions each year). In Grenoble conurbation, a net decrease in richness and abundance appears between the non-urbanised areas of the Bastille hill and all the other sites. Inside the urban areas, richness and abundance were higher in urban wastelands, then in other types of sites. The alleviation of management intensity positively impacts the quantity and diversity of butterflies in recreational parks. The study sites seem to constitute, within an unwelcoming matrix, a patchwork of relatively sheltered places for biodiversity. Lighter management practices are positively impacting urban biodiversity.

INTRODUCTION

Les zones urbaines correspondent à 3 % de la surface des terres émergées (hors Groenland et Antarctique) (Center for International Earth Science Information Network 2011 ; Hooke & Martin-Duque 2012), mais concentrent la majorité de la population humaine (Hooke & Martin-Duque 2012). Cette urbanisation est considérée comme un facteur majeur de dégradation de la biodiversité (McKinney 2002). Ce constat a provoqué l'émergence d'une nouvelle discipline scientifique, l'écologie urbaine (McKinney 2002).

Les travaux de cette discipline ont par exemple montré qu'à une large échelle spatiale, la biodiversité s'appauvrit avec l'urbanisation et la composition des peuplements est affectée (Faeth *et al.* 2011 ; Fortel *et al.* 2014). Dans les communautés urbaines, une biodiversité spécialisée ou rare au sein des milieux naturels est parfois favorisée (Madre 2014). En complément, certains travaux ont montré qu'un niveau modéré d'urbanisation a un effet variable selon les taxons (McKinney 2008 ; Hughes 2010), et que ceux-ci réagissent différemment aux aménagements et à la gestion (Beninde *et al.* 2015).

En France, les orientations concernant la biodiversité en ville ont été intégrées dans divers textes officiels (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie 2012). La notion de « trame verte urbaine » s'est aussi installée progressivement comme outil d'aménagement (Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Centre 2013), en prenant en compte des effets barrière marqués de la matrice en ville (Clergeau 2014).

En parallèle de ces évolutions, les gestionnaires des espaces verts urbains se mobilisent afin de mieux comprendre les liens entre leurs pratiques et la biodiversité. Le passage de pelouses uniformes à des écosystèmes plus diversifiés est ainsi rendu possible par un changement graduel dans la façon de définir « le paysage idéal » (Robbins 2007). La vision fonctionnaliste de la nature, décorative ou dédiée au loisir, est aussi remise en cause à partir des années 1980, avec l'apparition de la gestion différenciée et la réduction de

l'utilisation des produits phytosanitaires (Ernwein 2015). Comme dans le milieu agricole, quelques démarches testent l'impact des modifications des pratiques sur la biodiversité urbaine (Shwartz *et al.* 2014a). De plus, des aménagements prennent aujourd'hui en compte la biodiversité en amont des projets. Ainsi, à Berlin (Allemagne), ces réflexions ont été intégrées dans l'aménagement du parc Schöneberger Südgelände, sur une friche dont la flore et la faune reflétaient l'influence de l'environnement urbain (Lachmund 2004). Malgré ces initiatives, les études sur l'impact direct des modes de gestion sur la biodiversité urbaine restent peu nombreuses, de même que les retours aux gestionnaires pour faire évoluer leurs pratiques.

Dans ce contexte, une recherche a été conduite sur deux étés en 2014 et 2015, à Grenoble, pour améliorer la connaissance de la biodiversité ordinaire urbaine sur des sites aux caractéristiques et aux modes de gestions variés. L'objectif était de mesurer l'impact, pour la biodiversité, du type de site et des modes de gestion des espaces verts.

MÉTHODOLOGIE EMPLOYÉE ET PLAN DE COLLECTE DES DONNÉES

L'agglomération grenobloise est située au centre d'une vallée fortement urbanisée, rompant brutalement avec les espaces agricoles ou naturels voisins. Dans cette vallée, la ville de Grenoble et la métropole ont récemment développé des politiques liées à la biodiversité urbaine. À titre d'exemple, avant 1990, la gestion des espaces verts de la ville de Grenoble reposait sur l'utilisation systématique de produits chimiques. Au milieu des années 2000, le service espaces verts (SEV) passe à une gestion différenciée, basée sur quatre classes – de la plus intense à la plus douce : ornementale (sites historiques, contemplation), classique (principalement usages de loisir), semi-naturelle (accompagnement de voirie, espaces de transition entre ville et périphérie) et naturelle (espaces dédiés à l'observation de la nature, au sport et à la promenade). Elles se traduisent

par un espacement croissant de la fréquence des tontes et des interventions sur la végétation. À titre d'exemple, les massifs fleuris présents dans les classes ornementales et classiques intègrent des annuelles, ce qui n'est plus le cas de la classe semi-naturelle qui n'intègre que des vivaces ; les massifs sont absents de la classe naturelle (Ville de Grenoble 2014). L'utilisation de produits chimiques est abandonnée en 2013.

En 2012, la direction environnement engage la réflexion sur la trame verte et bleue. Afin de compléter la connaissance lacunaire, des inventaires sont réalisés entre autres pour la végétation et les Papillons. 384 taxons, dont neuf considérés comme patrimoniaux (par exemple *Ophioglossum vulgatum* L. ou *Sisymbrium irio* L., tous deux bénéficiant d'une protection régionale) sont identifiés pour la végétation, sans prospection sur le site de la Bastille. Pour les Papillons, 62 espèces sont contactées, dont certaines remarquables car en limite de répartition (comme *Lampides boeticus* (Linnaeus, 1767), *Gonepteryx cleopatra* (Linnaeus, 1767)). Cette diversité est considérée comme importante par les naturalistes en comparaison aux données historiques disponibles sur le milieu urbanisé de la ville. Une augmentation de la diversité est notée sur les sites conduits en gestion naturelle et sur les zones non traitées du cimetière Saint Roch (Frapna *et al.* 2012; Gentiana 2012). Par ailleurs, les jardiniers sont formés à la protection biologique intégrée (PBI), à la suppression des produits phytosanitaires au sein des espaces verts et à l'observation des Papillons dans les espaces verts.

Le projet présenté ici reposait pour partie sur des suivis effectués par les jardiniers, qui n'étaient pas naturalistes *a priori*. Pour cette raison, des taxons détectables par des non spécialistes ont été choisis : les Rhopalocères, groupe bien connu en Europe, sensibles aux perturbations et facilement observables (Manil *et al.* 2013), et les Araignées à toile, espèces prédatrices, pouvant être suivies précisément, car chaque individu a sa propre toile (Miyashita *et al.* 1998).

Le protocole PROPAGE (PROtocolo PApillons GEstionnaires) a été choisi pour observer les Rhopalocères. Il remplissait les objectifs de cette recherche : obtenir des données de richesse et d'abondance sur des espèces communes, par des non spécialistes (Fontaine & Renard 2010). Il porte sur l'observation des imagos de 39 espèces ou groupes d'espèces au cours de trois passages (juin/juillet/août) sur des transects fixes, de longueur définie, en habitat homogène, et fournissait les outils pour réaliser les observations (Fontaine & Renard 2010 : <http://PROPAGE.mnhn.fr>, dernière consultation le 14 août 2020). L'abondance relevée correspond au nombre d'individus observés lors d'un passage sur un transect. La diversité relevée correspond au nombre d'espèces ou groupes d'espèces définis au sein du protocole PROPAGE, identifiés lors du passage sur un transect, soit 39 au maximum.

Pour les Araignées, les recherches bibliographiques n'ont initialement pas permis de trouver un protocole utilisable par un non spécialiste. Par ailleurs, les protocoles par piégeage tuent les individus, ce qui semblait contraire au respect d'une diversité déjà malmenée. De ce fait, un protocole « Araignées à toiles » a été produit, inspiré d'une ébauche portant sur l'observation

des toiles (Le Viol & Kerbiriou comm. pers.), complétée par l'identification des principales espèces d'Araignées à toile géométrique. Les conditions d'observation sont les mêmes que celles du protocole PROPAGE, cohérentes avec la biologie des Araignées à toiles (Deom 1996; Miyashita *et al.* 1998.)

Les observations ont été réalisées sur des transects de 3 m linéaires, 50 cm de large et 1 m de haut au sein de compositions végétales aussi similaires que possible, car la composition de la communauté végétale est un prédicteur de celle des Araignées, et *a priori* pérenne (Le Viol *et al.* 2008). Les transects ont ainsi été positionnés dans une végétation de hauteur variant entre un et trois mètres de haut. Autant que possible ils comportaient de la végétation arbustive associée à une végétation herbacée haute non tondue ou fauchée, constituant des habitats pour diverses communautés d'Araignées à toile. Cette combinaison n'existait pas forcément dans les espaces les plus entretenus (cimetières, certains parcs et jardins) ; dans ce cas, les transects ciblaient les végétations vivaces et arbustives les moins taillées.

Les données relevées ont été les suivantes :

- conditions de réalisation de l'observation (météorologie, date, horaire, observateur, éventuelle évolution du transect – taille, fauche – depuis le précédent passage) ;
- abondance et types de toiles. L'abondance correspond au nombre de toiles observé sur un transect. Quatre types de toiles ont été distingués : géométrique, nappe, tube et réseau (Fig. 1). Les caractéristiques des toiles sont les suivantes (Anotaux 2012) :
 - les toiles « géométriques » ou orbitèles : elles sont constituées d'un cadre porteur, de rayons et d'une spirale de capture ;
 - les toiles « en nappe » : la structure générale est un tapis de soie dense horizontal. L'araignée se situe au-dessus ou en-dessous ;
 - les toiles « en tube » : l'élément principal est un tube de soie – retraite – dans lequel l'araignée se cache ;
 - les toiles « en réseau » : elles sont constituées d'un enchevêtrement de fils de soie non collants, sans ordre apparent à nos yeux.

Une mention « autre » a été intégrée, dans le cas où la structure est difficilement identifiable.

Pour les toiles géométriques, une détermination plus fine de 21 espèces a été réalisée. L'abondance de toiles par espèce a été notée. Les espèces choisies sont les plus communes à proximité des habitations ou celles dont les adultes sont le plus aisément identifiables (Deom 1996; Bellmann 2014; liste complète des espèces observées dans Geoffroy 2017). Lorsque l'individu n'était pas sur la toile, la forme de cette dernière, son nombre de rayons, son inclinaison et ses ornements ont permis sa détermination.

La diversité totale notée sur un transect correspond au nombre de types de toiles observé auquel est ajouté, si une ou plusieurs toiles géométriques sont observées, le nombre d'espèces d'Orbitèles identifiées.

TERRAIN DE RECHERCHE ET RELEVÉS

Les observations naturalistes ont porté sur deux séries de lieux (Fig. 2) afin de répondre à deux questions : d'une part, trois types de sites (cimetières, friches, parcs et jardins) sur



Fig. 1. — Illustration des quatre grands types de toiles observés dans le protocole (d'après Le Viol & Kerbiriou comm. pers.). **A**, toile géométrique; **B**, toile en nappe; **C**, toile en tube; **D**, toile en réseau.

l'ensemble de l'agglomération grenobloise, afin de connaître l'influence de la structure des espaces urbains sur la biodiversité urbaine; d'autre part, plusieurs classes de gestion différenciée au sein des espaces verts de la ville de Grenoble, afin de connaître l'influence de l'intensité de la gestion sur cette même biodiversité.

Trois types d'espaces ont été observés dans le cadre de ce protocole :

– les friches urbaines : elles correspondent aux sites d'anciennes activités qui n'ont plus d'usage dans les zones urbaines (Association des communautés urbaines de France 2010). Du point de vue de la biodiversité, les friches n'avaient pas été étudiées sur Grenoble. Il était intéressant de vérifier si elles constituaient effectivement « un territoire de refuge à la diversité » (Clément 2004) ;

– les parcs ou jardins urbains : dans les agglomérations urbaines, le terme « espaces verts » désigne des terrains non bâtis, végétalisés ou arborés, boisés ou agricoles (Boutefeu 2007). Historiquement, la nature n'était pas l'objet de leur création mais plutôt des raisons hygiénistes (Lizet 1989), de loisir ou morales (Robbins 2007). Sur ces importantes surfaces de végétation, peu d'espèces de Rhopalocères avaient été relevés dans les espaces les plus entretenus de Grenoble (Frapna *et al.* 2012) ;

– les cimetières : ils ont fait partie des espaces urbains les plus traités chimiquement (voir par exemple Flandin 2014). Les cimetières observés lors de cette recherche étaient tous minéralisés et inclus dans la matrice urbaine, mais dans cinq communes sur sept de l'agglomération grenobloise, l'usage des herbicides avait été arrêté. À Grenoble, une diversité de Rhopalocères voisine de celle des parcs avait été observée lors des relevés de 2012, en contradiction avec la perception des gestionnaires (Frapna *et al.* 2012).

Sept communes ont été choisies dans la première couronne densément urbanisée de l'agglomération grenobloise. Dans chacune, une friche au sein du tissu urbain, un parc ou jardin et un cimetière ont été sélectionnés (Fig. 2). Les parcs ou jardins choisis étaient gérés de façon similaire à la gestion classique ou semi-naturelle de la ville de Grenoble (Ville de Grenoble 2014).

Pour chaque site, selon la surface, un ou deux transects PROPAGE ont été positionnés. Pour chaque transect PROPAGE, deux transects « Araignées à toile » ont été prospectés.

Des variables descriptives (couverture du sol, présence d'eau, traitements phytosanitaires etc.) ont été collectées pour chaque site.

Par ailleurs, 17 parcelles ont été choisies au sein des différents sites gérés par la Ville de Grenoble, dans les quatre classes de gestion. Selon leur taille, un à trois transects ont été observés :

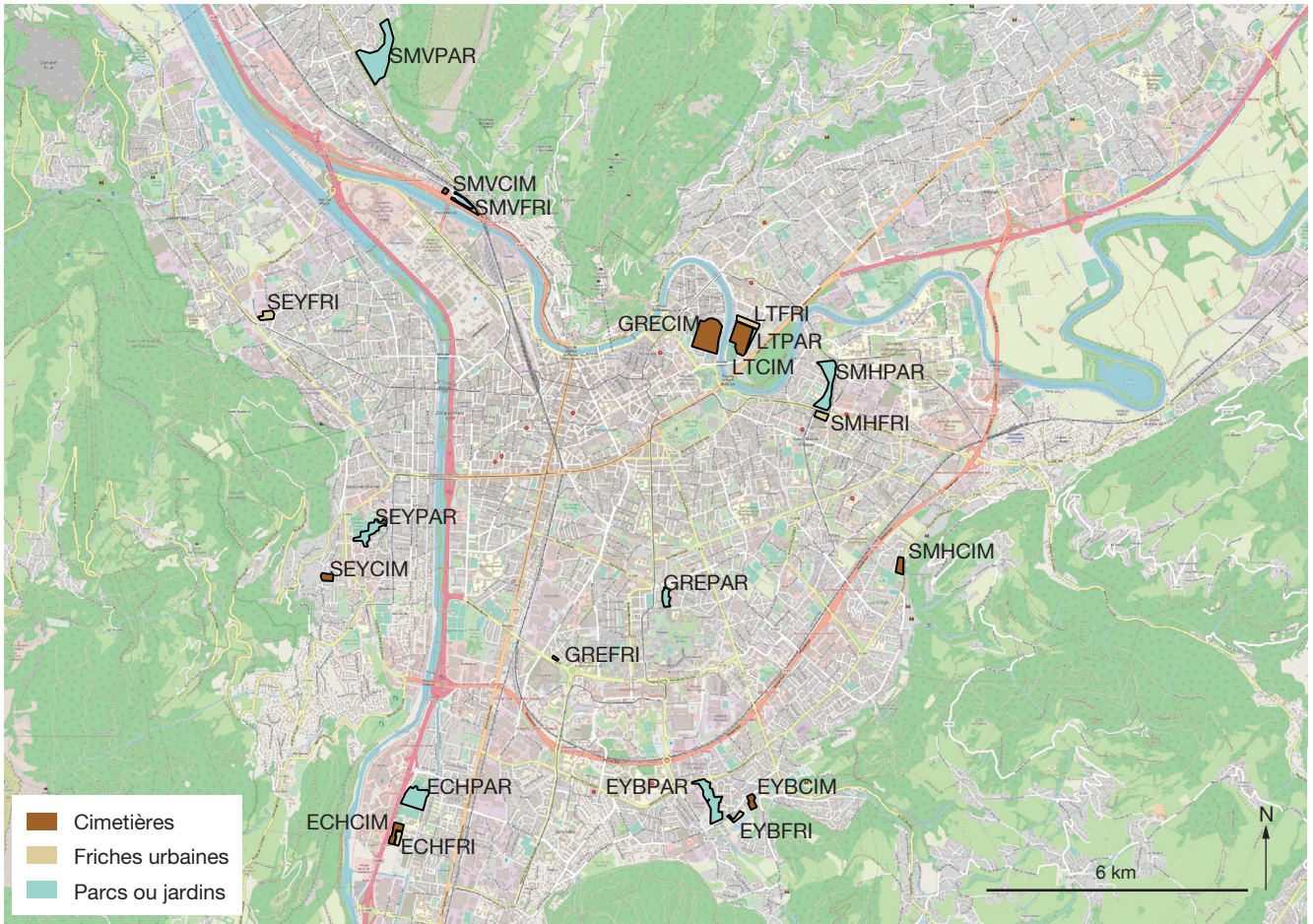


FIG. 2. — Localisation des sites observés. La combinaison des lettres correspond à la description des sites: par exemple, ECHCIM signifie cimetières dans la commune d'Echirolles. Sites: **CIM**, cimetières; **FRI**, friches urbaines; **PAR**, parcs ou jardins urbains. Communes: **ECH**, Echirolles; **EYB**, Eybens; **GRE**, Grenoble; **LT**, La Tronche; **SEY**, Seyssinet + Fontaine; **SMH**, St-Martin-d'Hères; **SMV**, St-Martin-le-Vinoux + St-Egrève. Source: OpenstreetMap. Réalisé sous Qgis.

– gestion de type «ornemental» (9 % des surfaces d'espaces verts): seuls des parcs et jardins ont été choisis (codification 1 dans les résultats), excluant les massifs isolés sur trottoirs, qui peuvent aussi faire partie de cette classe;

– gestion de type «classique» (60 % des surfaces): elle inclut des portions de parcs et jardins mais également des cimetières. Au sein de la gestion classique, les deux types d'espace (parcs [code 2] ou cimetières [code 5]) ont été distingués au vu de leurs différences de structures;

– gestion de type «semi-naturel» (17 % des surfaces): seuls des parcs et jardins ont été choisis (code 3), excluant les accompagnements de voirie;

– gestion de type «naturel» (14 % des surfaces): elle inclut des portions de parcs et jardins mais aussi la colline de la Bastille. Cet espace principalement forestier, relié au massif de la Chartreuse, est distinct de la matrice urbaine. Au sein de la gestion naturelle, les deux types d'espaces (parcs – code 4 – ou friche de la Bastille – code 7) ont été distingués.

Les observations relevées sur les classes de gestion ont été comparées à celles des friches urbaines de l'ensemble de l'agglomération issues de la comparaison entre sites (code 6).

Tous les espaces observés étaient couverts à plus de 80 % de végétation et exempts de traitements phytosanitaires. Tous sauf un – le parc Labruyère – disposaient d'une ressource en eau libre ou stagnante en leur sein ou à leur frontière (voir la position des parcelles sur la carte de la Figure 3).

Les données ont été collectées durant deux étés (2014 et 2015). 762 relevés (parcours d'un transect, à une date donnée, pour un taxon) ont été réalisés: 403 pour les Araignées et 359 pour les Rhopalocères. 606 relevés ont comparé les types de sites et 156 ont comparé les classes de gestion à Grenoble. Six répétitions ont eu lieu par transect.

Les relevés PROPAGE sur les parcs grenoblois ont été réalisés par des jardiniers volontaires du SEV, en binôme ou trinôme pour limiter le biais observateur. Tous les autres relevés ont été effectués par David Geoffroy, à l'époque responsable d'unité au sein du service espaces verts de Grenoble.

ANALYSES STATISTIQUES

Pour les deux taxons, les moyennes de l'abondance ou de la diversité par relevé ont été comparées entre les types de site à l'aide d'un Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte

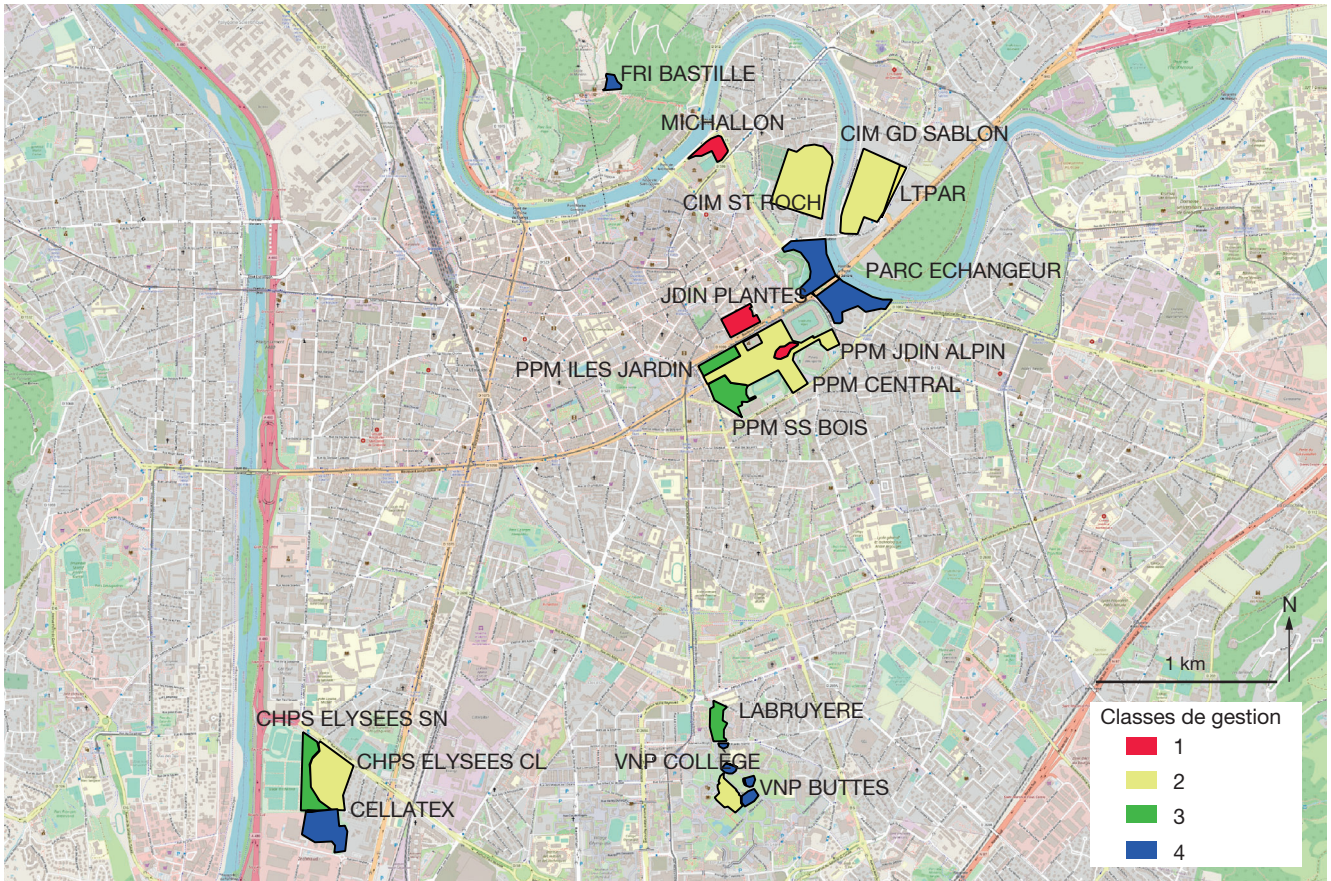


FIG. 3. — Localisation des parcelles choisies pour comparer les classes de gestion du service espaces verts de la Ville de Grenoble. Classes de gestion : 1, ornemental ; 2, classique ; 3, semi-naturel ; 4, naturel. Les noms des parcelles sont celles données par le SEV afin de les repérer sur SIG. Source : OpenstreetMap. Réalisé sous Qgis.

(GLMM) basé sur une distribution négative binomiale (du fait de sur-dispersion) et un lien log. Le modèle intègre un effet aléatoire « site » pour gérer la pseudo-réplication des projections répétées au sein d'un site. La même analyse a été réalisée pour les classes de gestion.

L'influence des variables environnementales a été testée au moyen d'un GLMM. Les résultats obtenus étaient cohérents avec ceux de la bibliographie existante et ne sont pas développés ici.

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) a été employée pour caractériser les cortèges des différents types de sites. L'AFC a été affinée par une analyse de type inter-classe maximisant la différence entre les types de sites. Seules les espèces ou types de toiles relevés plus de trois fois ont été utilisés afin de ne pas donner trop de poids aux observations anecdotiques.

RÉSULTATS

COMPARAISONS PAR TYPES DE SITES

Abondances et diversités

Pour les Rhopalocères, 29 espèces ou groupes d'espèces ont été observés. 18 types de toiles ou espèces d'Araignées ont été observés. Dans les deux cas, cette diversité s'entend sans les

données « autres » et « non déterminés ». La liste des espèces et leurs abondances cumulées par type de site sont données dans les Annexes 1 et 2.

Les résultats les plus pertinents, obtenus au moyen du GLMM, sont synthétisés dans le Tableau 1.

L'abondance de Rhopalocères observée sur les friches est significativement supérieure à celle observée sur les parcs et les cimetières, équivalentes entre elles. L'effet du type de site sur l'abondance de toiles par relevé est non-significatif (Fig. 4).

L'effet du type de site sur la diversité en Rhopalocères est significatif. La diversité est supérieure sur les friches et comparable pour les parcs et les cimetières. En revanche, le type de site n'a pas d'effet sur la diversité en toiles (Fig. 5).

Cortèges d'espèces associés à chaque type de site : analyse factorielle des correspondances

Rhopalocères. La discrimination entre les types de sites est significative avec une p-valeur de 0,001. Le pourcentage de variance du jeu de données expliqué par l'effet « type de site » est de 28,4 %. Le Brun des pélargoniums (*Cacyreus marshalli* Butler, 1898) est l'espèce la plus clairement associée aux cimetières avec, dans une moindre mesure, la Mégère (*Lasiommata megera* (Linnaeus, 1767)) et la Belle-Dame (*Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758)). Les Hespérides orangées et tachetées

TABLEAU 1. — Moyenne des variables observées par type de site (CIM, cimetières; FRI, friches; PAR, parcs et jardins). Entre parenthèses, en gras, valeurs estimées par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) et, en italiques, p-values obtenues en comparant la valeur à celle des cimetières, qui servent de référence. Les différences significatives sont transcrites par la présence de points ou d'astérisques (., *, **, *** de la p-value la moins à la plus significative). Un fond gris indique ainsi une valeur significativement supérieure aux autres de la même ligne.

Variable	CIM	FRI	PAR
Abondance de Rhopalocères	5.86 (5.33)	9.43 (8.52 – 0.055.)	6.56 (5.52 – 0.895)
Abondance de toiles	7.45 (7.19)	11.29 (10.32 – 0.131)	11.36 (10.49 – 0.117)
Diversité de Rhopalocères	2.44 (2.32)	3.24 (3.26 – 0.037*)	2.82 (2.63 – 0.454)
Diversité de toiles	3.35 (3.34)	3.30 (3.30 – 0.877)	3.41 (3.40 – 0.850)

(*Thymelicus* et *Pyrgus* spp.) sont les groupes d'espèces les plus étroitement associées aux friches ainsi que, dans une moindre mesure, les Procris (*Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)). Le Myrtil (*Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758)) et le Tircis (*Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758)) sont les espèces associées aux parcs avec, dans une moindre mesure, les Moirés (*Erebia* spp.). Pour les autres espèces, les liens ne sont pas interprétables avec les données disponibles.

Toiles d'Araignées. La discrimination entre les types de sites est significative avec une p-value de 0,052. Le pourcentage de variance du jeu de données expliqué par l'effet « type de site » est de 12,5 %. L'Épeire concombre (*Araniella cucurbitina* (Clerck, 1758)), l'Ullobore pâle (*Uloborus walckenaerius* Latreille, 1806) et la Zygienne des fenêtres (*Zygiella x-notata* (Clerck, 1758)) sont les espèces les plus étroitement associées aux cimetières. La Mangore petite bouteille (*Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802)) et l'Argiope frelon (*Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772)) sont plus étroitement associées aux friches. La Diodie tête de mort (*Zilla diodia* (Walckenaer, 1802)) est plus étroitement associée aux parcs. Pour les autres espèces, les liens ne sont pas interprétables.

OBSERVATIONS PAR CLASSES DE GESTION

Les résultats du GLMM sont synthétisés dans le Tableau 2. La liste des espèces et leurs abondances cumulées par classe de gestion sont données dans l'Annexe 3.

L'Anova met en évidence un effet de la classe de gestion significatif sur l'abondance de Rhopalocères ($p < 0,01$). Les valeurs estimées par le modèle ainsi que l'intervalle de confiance sont représentées par la Figure 6. Les valeurs d'abondance de Rhopalocères des classes classiques et semi-naturelles sont équivalentes. Elles sont comparables au sein des classes naturelles et des friches urbaines et supérieures à celles des classes classiques et semi-naturelles. Les friches de la Bastille se détachent nettement des autres classes par leurs valeurs encore supérieures. La classe ornementale et les cimetières sont moins distincts; ils constituent un niveau intermédiaire pour la valeur d'abondance.

L'Anova met en évidence un effet de la classe de gestion significatif sur la diversité de Rhopalocères ($p < 0,01$). Les valeurs estimées par le GLMM sont représentées par la Figure 7. Pour la classe ornementale, la diversité est légèrement supérieure à celle estimée sur les classes classiques et semi-naturelles,

équivalentes entre elles. Elle est comparable au sein de la classe naturelle, des cimetières et des friches urbaines; elle est supérieure à celle des classes ornementales, classiques et semi-naturelles. Les friches de la Bastille se détachent nettement des autres classes par des valeurs encore supérieures.

DISCUSSION

LE PROTOCOLE ARAIGNÉES À TOILES

DÉCRIT-IL LES COMMUNAUTÉS D'ARAIGNÉES?

Le protocole « Araignées à toiles » comporte plusieurs limites. L'observation des toiles ne documente pas l'ensemble des Araignées: certaines espèces, qui vivent à la surface du sol ou creusent des terriers, ne sont pas comptabilisées. De plus, la diversité relevée est partielle, puisque les identifications ne sont pas précises hors toiles géométriques. Enfin, les connaissances de l'observateur étant limitées, les identifications sont parfois difficiles, en particulier pour les juvéniles. Aussi, sur quarante-trois transects du protocole « Araignées à toile », un test a été mis en œuvre pour vérifier, sur la végétation, la corrélation entre l'abondance d'Araignées à toile ou sans toile. Après le comptage des toiles, un cadre de tissu blanc a été placé au sol sur toute la longueur du transect et les végétaux secoués. Les Araignées tombées sur le tissu et non reconnues comme Araignées à toiles ont été comptées, ainsi que le nombre d'espèces d'adultes différentes identifiables à vue. Des corrélations faibles mais significatives entre l'abondance et la diversité d'Araignées sans toile et celles d'Araignées avec toile ont été observées ($Rho = 0,37$, $p = 0,016$ pour l'abondance et $Rho = 0,43$, $p = 0,004$ pour la diversité).

Malgré tout, aucune différence de diversité n'est relevée entre les sites. En revanche, le protocole donne des tendances différenciant les sites pour la quantité de toiles. Il peut être amélioré en s'appuyant sur une expérience australienne probante (Gollan *et al.* 2010): identification de la diversité et de la richesse en Araignées au moyen de transects d'observation des toiles orbitales sur trois types de sites (sans végétation, replantés ou végétation spontanée). Les deux variables sont significativement distinctes sur les trois milieux, ce malgré 58 % de toiles non identifiées (contre 49 % pour les toiles géométriques dans le présent travail). Le travail réalisé par Gollan se distingue par sa durée plus longue, un nombre de

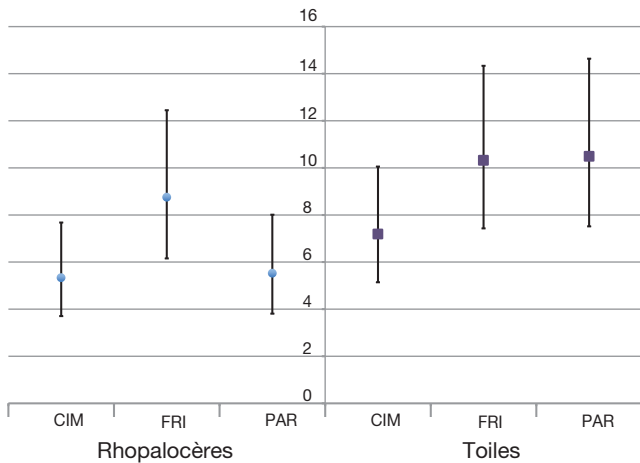


FIG. 4. — Abondance moyenne estimée par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) par type de site (CIM, cimetières; FRI, friches; PAR, parcs et jardins) avec intervalle de confiance à 95% : à gauche, pour les Rhopalocères, à droite, pour les toiles d'Araignées.

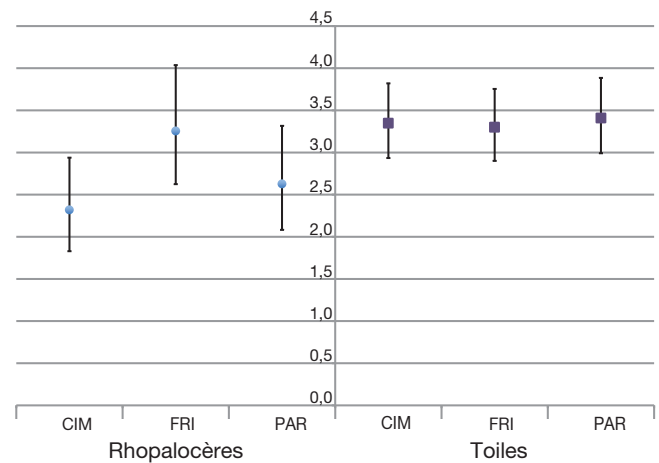


FIG. 5. — Données simulées par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) pour la diversité par type de site (CIM, cimetières; FRI, friches; PAR, parcs et jardins) avec intervalle de confiance à 95% : à gauche, pour les Rhopalocères, à droite, pour les toiles d'Araignées.

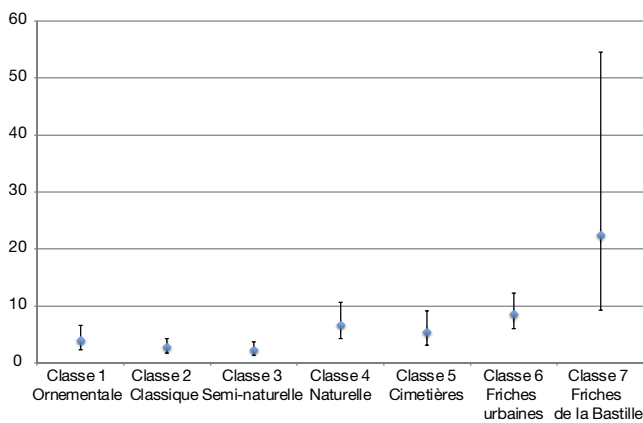


FIG. 6. — Abondances estimées par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) pour les Rhopalocères par classe de gestion avec intervalle de confiance à 95%.

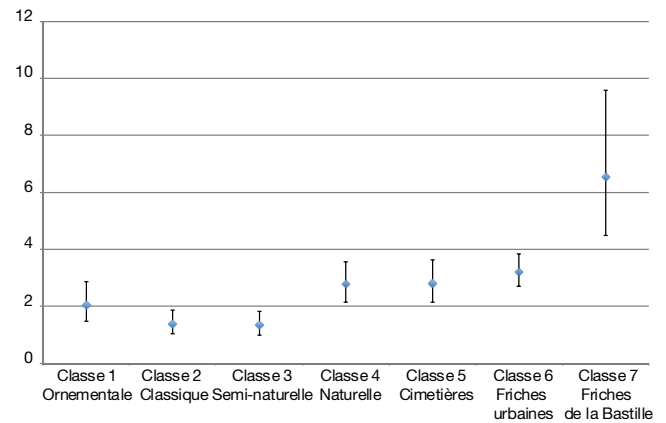


FIG. 7. — Diversité estimée par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) pour les Rhopalocères par classe de gestion avec intervalle de confiance à 95%.

répétitions plus important sur des milieux aux différences plus marquées et l'usage de transects plus longs (10 × 2 × 1,8 m hauteur). Il a été décliné en programme participatif (<https://australian.museum/learn/teachers/learning/bugwise/web2spider-toolkit-for-schools>, dernière consultation le 14 août 2020).

DES DIFFÉRENCES NOTABLES ENTRE CIMETIÈRES, FRICHES ET PARCS URBAINS

Les friches urbaines sont les milieux les plus accueillants pour les espèces relevées dans ce travail. Cela peut être expliqué par la végétation présente – d'une part, des herbacées non fauchées, permettant le cycle complet de certains papillons; d'autre part, une plus forte proportion d'arbustes (en moyenne: 16 % pour les friches, contre 6 % pour les parcs et 3 % pour les cimetières), source de nourriture pour les Papillons – mais également par la quasi absence d'usage, donc de dérangement.

L'absence de différence significative de l'abondance et de la diversité de Rhopalocères entre cimetières et parcs est *a priori* contre-intuitive pour un gestionnaire. Les surfaces vertes des

parcs fortement fréquentés et relativement homogènes seraient donc aussi inhospitalières que des surfaces majoritairement minérales moins fréquentées.

Les friches et parcs présentent des abondances équivalentes de toiles: la végétation des parcs et jardins pourrait accueillir une abondance équivalente à celle des friches, qui ont pourtant la réputation d'être des milieux riches (Clergeau 2014).

Les résultats confirment l'intérêt des friches comme réservoir de biodiversité en milieu urbain (Clergeau 2014) et l'effet négatif que peut représenter leur disparition (Lizet 1989). Les friches représentent cependant une surface d'accueil de la biodiversité inférieure aux parcs et aux cimetières au sein de l'agglomération grenobloise: parmi les villes sur lesquelles ont eu lieu les relevés, les espaces verts représentent 448,23 ha, les cimetières 30,60 ha et les friches environ 18,35 ha. Par ailleurs, leur durée de vie est limitée du fait de projets d'urbanisation qui viennent les artificialiser. Le caractère éphémère de ces terrains pousse à engager une réflexion sur la manière de conserver leur fonctionnalité écologique

TABLEAU 2. — Moyenne des effectifs et de la diversité de Rhopalocères observés par classe de gestion. Entre parenthèses, en **gras**, valeurs estimées par le Modèle Linéaire Généralisé à effet mixte (GLMM) et, en *italiques*, p-values obtenues en comparant la valeur à celle de la Classe 2, qui sert de référence. Les différences significatives sont transcrites par la présence de points ou d'astérisques (., *, **, *** de la p-value la moins à la plus significative). Lorsque le fond est gris, la valeur réponse est différente de celle de la classe 2 avec un risque d'erreur donné par la p-value.

Variable	Classe 1 Ornementale	Classe 2 Classique	Classe 3 Semi-naturelle	Classe 4 Naturelle	Classe 5 Cimetières	Classe 6 Friches urbaines	Classe 7 Friches de la Bastille
Effectifs	3,79 (3.93 – 0.257)	2,88 (2.78)	2,62 (2.32 – 0.429)	7,17 (6.80 – 1.83^{-05***})	6,22 (5.42 – 0.0594.)	9,43 (8.62 – 9.97^{-05***})	22,5 (22.47 – 3.84^{-05***})
Diversité	2 (2.05 – 0.071.)	1,4 (1.38)	1,36 (1.33 – 0.843)	2,78 (2.76 – 2.96^{-05***})	2,83 (2.79 – 5.08^{-04***})	3,24 (3.22 – 1.55^{-06***})	6,58 (6.56 – 2.35^{-10***})

intrinsèque ainsi que le rôle qu'elles jouent au sein la trame verte et bleue urbaine (pas japonais prenant le relais entre les parcs et jardins) (Muratet 2011). Il pourrait être intéressant d'étudier les circulations de Rhopalocères mais aussi d'autres animaux entre les friches et les espaces verts les plus proches afin de mieux appréhender ce rôle.

Les divers sites semblent jouer des rôles complémentaires dans l'accueil des Rhopalocères, en lien avec les habitats et les plantes hôtes qu'ils contiennent. Le Brun des pélargoniums, les Mégères et la Belle-Dame sont les espèces les plus nettement associées aux cimetières, où ils trouvent respectivement le pélargonium sur les tombes fleuries, des sols nus pour se réchauffer et des chardons sur les tombes abandonnées. Hés-pérides orange, tachetées et Procris, trouvent dans les friches les milieux herbeux et ronciers qu'ils habitent. Myrtil, Tircis et Moiré, inféodés aux lisières de forêts, prairies et pelouses sont ici associés aux parcs, sur lesquels les surfaces boisées et enherbées sont les plus importantes.

Comme pour les Rhopalocères, les cortèges d'Araignées associés à certains sites peuvent être reliés aux habitats présents. Ainsi, l'Épeire concombre (vivant sur les arbustes des sites ensoleillés), l'Ullobore pâle (garrigues basses ensoleillées) et la Zygielle des fenêtres (caractéristique des zones urbaines) sont les espèces les plus étroitement associées aux cimetières. La Mangore petite bouteille et l'Argiope frelon vivent sur les herbacées ou les arbustes, dans les lieux ensoleillés, à la surface de la végétation, tous milieux présents dans les friches observées. La Diodie tête de mort est plus étroitement associée aux parcs. Elle vit dans les arbustes ombragés, à moins de 2 m de hauteur. Sa présence est cohérente avec celle d'arbustes en groupe dans les parcs et jardins observés.

Au vu des diverses communautés observées, il semble intéressant de considérer l'ensemble des sites urbains potentiellement accueillants pour la diversité comme un patchwork de milieux accueillants au sein d'une matrice qui ne l'est pas (Shwartz *et al.* 2014b).

MISE EN ÉVIDENCE DE L'INFLUENCE DES MODES DE GESTION

Les variations de quantité et de diversité de Rhopalocères adultes observées selon le type de gestion sont explicables par la forte influence de la gestion différenciée sur la couverture herbacée et l'influence de cette dernière sur les populations de Papillons (Hogsden & Hutchinson 2004). La connaissance des variations pourrait être affinée par l'observation des chenilles.

Les friches en zone non urbanisée (Classe 7) sont plus riches en abondance et en diversité que l'ensemble des classes observées. Elles sont nettement plus riches que les friches situées en milieu urbain (Classe 6). Elles peuvent être considérées comme une classe témoin illustrant le potentiel d'accueil de la biodiversité par un espace anthropisé hors milieu urbain.

Dans les espaces verts, la gestion dite naturelle, la plus extensive, présente une richesse équivalente à celles des friches urbaines (Classe 6). Ce résultat confirme l'intérêt de l'allègement de la gestion pour le maintien de Rhopalocères dans les milieux urbains.

Dans les cimetières (Classe 5), les valeurs relevées en nombre ou en diversité sont voisines de celles des Classes 4 (gestion de type naturel) et 6 (friches urbaines). Ce résultat contre-intuitif souligne les enjeux de préservation de la biodiversité dans les cimetières, s'ils ne subissent pas de traitements phytosanitaires.

La gestion ornementale (Classe 1) se révèle relativement intéressante en terme de diversité, sans doute du fait de la présence de fleurs de façon plus permanente que sur les autres classes.

Les classes de gestion avec un entretien intermédiaire (classique et semi-naturel) présentent des résultats bas en termes d'abondance et de diversité. Il est possible que la forte fréquentation par le public sur ces espaces influence la présence de Papillons et que d'autres indicateurs, moins directement influencés par la présence de public (vie du sol, botanique, etc.) soient nécessaires pour affiner la connaissance de la biodiversité sur ces classes.

Il n'y a pas eu de relevés protocolés avant et après les changements de pratiques de gestion. En revanche, la gestion classique est celle qui a le moins évolué au fil du temps et qui représentait la majeure partie des surfaces avant passage en gestion différenciée. Elle peut ainsi être considérée comme le témoin des anciennes pratiques et permet de mesurer, avec l'évolution de la biodiversité présente sur les autres classes, les améliorations obtenues.

CONCLUSION

Les résultats obtenus peuvent orienter les gestionnaires dans leurs pratiques afin de développer la présence de biodiversité sur l'ensemble des espaces végétalisés urbains.

En l'absence de traitements phytosanitaires, les cimetières accueillent une population de Rhopalocères intéressante et

complémentaire de celle des parcs et jardins. Il est donc important de porter sur ces espaces un regard et des pratiques de gestion qui intègrent le potentiel d'accueil de la biodiversité en leur sein.

La gestion différenciée à Grenoble augmente les effectifs et la diversité en Rhopalocères, bénéfique à ajouter au temps gagné pour les jardiniers et à la diversité des jardins obtenue. La meilleure prise en compte de la biodiversité est aussi un argument positif pour répondre aux perceptions négatives de certaines évolutions (herbes hautes, pas de désherbage des allées, etc.).

Les espaces les plus fréquentés sont ceux sur lesquels la population de Rhopalocères est la plus pauvre et la plus faible. Ce résultat souligne l'intérêt du maintien de zones refuges, de végétation spontanée non entretenue (Shochat *et al.* 2004 ; Chong *et al.* 2014), protégées de la fréquentation, pour accueillir la biodiversité potentielle d'un espace.

Cette réflexion peut sans doute être étendue à d'autres espaces non explorés ici (balcons, jardins particuliers, espaces verts d'entreprises). Ces résultats locaux rejoignent des questions posées actuellement par les écologues, les gestionnaires ou les aménageurs : présence de biodiversité dans les zones urbaines et visibilité ou invisibilité de cette dernière (Hinchliffe 2008) ; notions de tiers paysage (Clément 2004) ou de 4^e nature (Lachmund 2004), soulignant la richesse et l'originalité potentielle de la biodiversité urbaine, dont celle des friches.

Remerciements

Les auteurs remercient les rapporteurs, pour leur relecture détaillée : Messieurs Philippe Gourdain, coordinateur de la cellule « Conventions d'études Biodiversité » et Patrick Haffner, Chef de la mission « Médiation, publication et enseignement » au sein de l'UMS PatriNat (OFB-CNRS-MNHN).

RÉFÉRENCES

- ANOTAUX M. 2012. — *Étude d'un modèle comportemental du vieillissement : la construction de la toile chez une araignée orbitèle*. Thèse de Doctorat de l'université de Lorraine, Vandoeuvre-Les-Nancy, 251 p.
- ASSOCIATION DES COMMUNAUTÉS URBAINES DE FRANCE 2010. — *Les friches, cœur du renouveau urbain. Les communautés urbaines face aux friches : état des lieux et cadre pour agir*. Association des communautés urbaines de France, Paris, 211 p.
- BELLMANN H. 2014. — *Guide photo des araignées et arachnides d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris, 432 p.
- BENINDE J., VEITH M. & HOCHKIRCH A. 2015. — Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18 (6): 581-592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- BOUTÉFEU E. 2007. — *La nature en ville : des enjeux paysagers et sociétaux*. Pour Géoconfluences le 28 avril 2007. <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/paysage/PaysageViv.htm#haut>, dernière consultation le 20 août 2020.
- CENTER FOR INTERNATIONAL EARTH SCIENCE INFORMATION NETWORK, COLUMBIA UNIVERSITY, INTERNATIONAL FOOD POLICY RESEARCH INSTITUTE, THE WORLD BANK & CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL 2011. — *Global Rural-Urban Mapping Project, Version 1 (GRUMPv1): Urban Extents Grid (Africa)*. NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Palisades, New York. <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/grump-v1>, dernière consultation le 20 août 2020.
- CHONG K.-Y., TEO S., KURUKULASURIYA B., CHUNG Y.-F., RAJATHURAI S. & WAH TAN H.-T. 2014. — Not all green is good: Different effects of the natural and cultivated components of urban vegetation on bird and butterfly diversity. *Biological Conservation* 171: 299-309. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.037>
- CLÉMENT G. 2004. — *Manifeste du Tiers Paysage*. Éditions Sujet/Objet, Paris, 25 p.
- CLERGEAU P. 2014. — Biodiversité urbaine, in MUSY M. (éd.), *Une ville verte. Les rôles du végétal en ville*. Éditions Quæ (coll. Synthèses), Versailles: 157-165.
- DEOM P. 1996. — Le petit guide des araignées à toiles géométriques. *La Hulotte* 73-74.
- DIRECTION RÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMÉNAGEMENT ET DU LOGEMENT 2013. — *La Trame Verte et Bleue. Quelques réponses aux questions les plus fréquentes des élus*. DREAL, Orléans, 10 p.
- ERNWEIN M. 2016. — La gestion différenciée des espaces verts : explorer les paradoxes du vivant en ville, in DARRIBEAUDE F., GARDON S. & LENSEL B. (éds), *Le vivant en ville : nouvelles émergences*. Métropole de Lyon, Vetagro Sup, Lyon: 90-97.
- FAETH S., BANG C. & SAARI S. 2011. — Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York academy of sciences. Issue: The Year in Ecology and Conservation Biology*. 1223 (1): 69-81 <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- FLANDIN J. 2014. — *Guide de conception et de gestion écologique des cimetières*. Natureparif, Paris, 74 p.
- FOL L., HENRY M., GUILBAUD L., GUIRAO A.-L., KUHLMANN L., MOURET H., ROLLIN O. & VAISSIÈRE B.-E. 2014. — Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS ONE* 9 (8): e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>
- FONTAINE B. & RENARD M. 2010. — *PROPAGE, protocole de suivi des papillons par les gestionnaires*. Muséum d'histoire naturelle, Noé conservation, Paris, 46 p.
- FORTEL L., HENRY M., GUILBAUD L., GUIRAO A.-L., KUHLMANN L., MOURET H., ROLLIN O. & VAISSIÈRE B.-E. 2014. — Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS ONE* 9 (8): e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>
- FRAPNA, ROSALIA, FLAVIA 2012. — *Gestion des espaces verts et connaissance des populations de papillons de jour : pour une première évaluation sur la ville de Grenoble*. Ville de Grenoble, Grenoble, France, 46 p.
- GENTIANA 2012 — *Inventaire et étude de la flore de la ville de Grenoble (Isère)*. Ville de Grenoble, Grenoble, 21 p.
- GEOFFROY D. 2017. — *Biodiversité urbaine : quelle biodiversité observée et quelle biodiversité perçue sur les espaces verts et les espaces marginaux ?* Mémoire présenté pour l'obtention du Diplôme de l'École pratique des hautes Études, Paris, 124 p.
- GOLLAN J.-R., SMITH H. M., BULBERT M., DONNELLY A. P. & WILKIE L. 2010. — Using spider web types as a substitute for assessing web-building spider biodiversity and the success of habitat restoration. *Biodiversity Conservation* 19: 3141-3155. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9882-1>
- HINCHLIFFE S. 2008. — Reconstituting nature conservation : towards a careful political ecology. *Geoforum* 39 (1): 88-97. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.09.007>
- HOGSDEN K.-L. & HUTCHINSON T.-C. 2004. — Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82 (5): 739-748. <https://doi.org/10.1139/z04-048>
- HOOKE R.-L. & MARTIN-DUQUE J.-F. 2012. — Land transformation by humans: a review. *GSA Today* 22 (12): 4-10. <https://doi.org/10.1139/z04-048>

- org/10.1130/GSAT151A.1
- HUGHES A. 2010. — Disturbance and diversity: an ecological chicken and egg problem. *Nature Education Knowledge* 3 (10): 48. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0295>
- LACHMUND J. 2004. — Knowing the urban wasteland: ecological expertise as local process, in JASANOFF S. & LONG MARTELLO M. (éds), *Earthly Politics, Local and Global in Environmental Governance*. Sheila and Marybeth Long Martello, Cambridge: 241-261. <https://doi.org/10.1007/s11077-005-0434-6>
- LE VIOL I., JULLIARD R., KERBIRIOU C., DE REDON L., CARNINO N., MACHON N. & PORCHER E. 2008. — Plant and spider communities benefit differently from the presence of planted hedgerows in highway verges. *Biological Conservation* 141 (6): 1581-1590. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.003>
- LIZET B. 1989. — Naturalistes, herbes folles et terrains vagues. *Ethnologie française* 19: 3.
- MADRE F. 2014. — *Biodiversité et bâtiments végétalisés : une approche multi-taxons en paysage urbain*. Thèse de doctorat en Écologie dans le cadre de l'École doctorale Sciences de la nature et de l'Homme - Évolution et écologie, Paris, 193 p.
- MANIL L., LERCH A., FONTAINE B. & JULLIARD R. 2013. — *Suivi temporel des Rhopalocères de France (STERF) : bilan 2005-2012*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 68 p.
- MCKINNEY M.-L. 2002. — Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52 (10): 883-890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- MCKINNEY M.-L. 2008. — Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- MIYASHITA T., SHINKAI A. & CHIDA T. 1998. — The effect of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological Conservation* 86 (3): 357-364. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00025-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00025-1)
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'ÉNERGIE 2012. — *Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020*. État français, Paris, 60 p.
- MURATET A. 2011. — *Typologie des friches et rôle dans la connectivité urbaine. Comptes rendus des rencontres sur le thème Friches urbaines et biodiversité*. Natureparif, Saint-Denis: 8-11.
- ROBBINS P. 2007. — *Lawn People. How Grass, Weeds and Chemicals Make us Who we Are*. Temple university press, Philadelphie, 208 p.
- SHOCHAT E., STEFANOV W.-L., WHITEHOUSE M.-E.-A. & FAETH S.-H. 2004. — Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications* 14 (1): 268-280. <https://doi.org/10.1890/02-5341>
- SHWARTZ A., TURBE A., SIMON L. & JULLIARD R. 2014a. — Enhancing urban biodiversity and its influence on city dwellers: an experiment. *Biological Conservation* 171: 82-90. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.009>
- SHWARTZ A., TURBE A., JULLIARD R., SIMON L. & PREVOT A.-C. 2014b. — Outstanding challenges for urban conservation research and action. *Global Environmental Change* 28: 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.002>
- VILLE DE GRENOBLE 2014. — *Tableau des classes de gestion du service espaces verts de la Ville de Grenoble. Mise à jour*. Ville de Grenoble, Grenoble, 12 p.

Soumis le 10 mars 2019;
 accepté le 4 mars 2020;
 publié le 16 octobre 2020.

ANNEXES

ANNEXE 1. — Abondance cumulée (sur tous les transects pendant les deux années d'observation – 2014 et 2015), selon le type de site, par espèces de Rhopalocères. Les espèces grisées sont celles qui caractérisent le mieux les sites selon les analyses factorielles de correspondance.

	Cimetières	Friches	Parcs	Total
Amaryllis – <i>Pyronia tithonus</i> (Linnaeus, 1771)	4	0	1	5
Azuré des nerpruns – <i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0
Azuré porte-Queue – <i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus, 1767)	9	1	8	18
Belle-Dame – <i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	7	3	1	11
Brun des Pélargoniums – <i>Cacyreus marshalli</i> Butler, 1898	124	17	1	142
Citron – <i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	2	3
Cuivrés – <i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1760)	1	0	0	1
Demi-Deuil – <i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	4	4
Fadets – <i>Coenonympha</i> spp.	0	0	0	0
Flambé – <i>Iphiclidus podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	4	8
Fluorés – <i>Colias</i> jaunes – <i>Colias</i> sp.	11	4	0	15
Gazé – <i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	1	3
Hésperides orangées – <i>Thymelicus</i> spp.	1	22	1	24
Hésperides tachetées – <i>Pyrgus</i> spp.	5	9	0	14
Lycènes bleus – <i>Polyommatus</i> spp.	65	148	47	260
Machaon – <i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0
Mégère ou Némusien – <i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	4	1	1	6
Mélitées – <i>Melitea</i> et <i>Mellicta</i> spp.	0	0	0	0
Moirés – <i>Erebia</i> spp.	0	1	3	4
Myrtil – <i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	4	3	16	23
Petit Mars changeant – <i>Apatura ilia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	0	1	2	3
Petite Tortue – <i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	3	9
Petits Nacrés – <i>Issoria</i> et <i>Clossiana</i> spp.	2	1	0	3
Piérides blanches – <i>Pieris</i> spp.	63	110	82	255
Procris – <i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	0	54	17	71
Robert le Diable – <i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	0	4
Silène – <i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	0	1	0	1
Souci – <i>Colias crocea</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	2	21	17	40
Sylvain azuré – <i>Limenitis reducta</i> Staudinger, 1901	0	1	0	1
Tabac d'Espagne – <i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1
Tircis – <i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	6	13	48	67
Tristan – <i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	2
Vulcain – <i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	2
Autres papillons	71	237	172	480

ANNEXE 2. — Abondance cumulée (sur tous les transects pendant les deux années d'observation – 2014 et 2015), selon le type de site, par types de toiles d'araignées. Les espèces grisées sont celles qui caractérisent le mieux les sites selon les analyses factorielles de correspondance.

Site	Cimetières	Friches	Parcs	Total
Type de toile				
Collerette	1	37	63	101
Géométrique	206	193	156	555
Nappe	84	267	252	603
Réseau de fils diffus	51	50	94	195
Autre ou indéterminée	150	243	185	578
Orbitèle identifiée				
Argiope frelon – <i>Argiope bruennichi</i> (Scopoli, 1772)	8	27	4	39
Cyclose conique – <i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772)	2	0	0	2
Diodie tête de mort – <i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)	9	3	14	26
Épeire concombre – <i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1758)	7	1	4	12
Épeire de velours – <i>Agalenatea redii</i> (Scopoli, 1763)	4	1	2	7
Épeire des roseaux – <i>Larinioides cornutus</i> (Clerck, 1758)	0	0	2	2
Épeire diadème – <i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1758	7	3	5	15
Épeire dromadaire – <i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802)	1	3	3	7
Épeire marbrée – <i>Araneus marmoreus</i> Clerck, 1758	0	1	1	2
Hyptiote étrange – <i>Hyptiotes paradoxus</i> (CL Koch, 1834)	6	0	2	8
Mangore petite bouteille – <i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	19	53	9	81
Tétragnathe étirée – <i>Tetragnatha extensa</i> (Linnaeus, 1758)	0	10	15	25
Ulobore pâle – <i>Uloborus walckenaerius</i> Latreille, 1806	30	11	1	42
Zygielle des fenêtres – <i>Zygiella x-notata</i> (Clerck, 1758)	11	0	3	14
Autre ou indéterminée	102	80	91	273

ANNEXE 3. — Abondance cumulée (sur tous les transects pendant les deux années d'observation – 2014 et 2015), selon la classe de gestion, par espèces de Rhopalocères. Codification des classes: 1, gestion de type «ornemental»; 2, gestion de type «classique»; 3, gestion de type «semi-naturel»; 4, gestion de type «naturel»; 5, cimetières; 6, friches urbaines; 7, friche de la Bastille.

	1	2	3	4	5	6	7	Total
Amaryllis – <i>Pyronia tithonus</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	0	0	0	1	1
Azuré des nerpruns – <i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	5	0	0	3	9
Azuré porte-Queue – <i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus, 1767)	2	4	0	6	14	1	0	27
Belle-Dame – <i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	5	3	0	9
Brun des Pélargoniums – <i>Cacyreus marshalli</i> Butler, 1898	9	17	1	1	27	17	0	72
Citron – <i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0	1	1	4
Cuivrés – <i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1760)	0	0	0	0	2	0	0	2
Demi-Deuil – <i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0	68	69
Fadets – <i>Coenonympha</i> spp.	0	0	0	0	0	0	26	26
Flambé – <i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	2	0	1	8	13
Fluorés – <i>Colias jaunes</i>	1	0	0	0	15	4	2	22
Gazé – <i>Aporia crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	1	2
Hésperides orangées – <i>Thymelicus</i> spp.	0	3	2	1	1	22	7	36
Hésperides tachetées – <i>Pyrgus</i> spp.	0	1	0	6	8	9	3	27
Lycènes bleus – <i>Polyommatus</i> spp.	20	32	2	41	62	148	51	356
Machaon – <i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	3	3
Mégère ou Némusien – <i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	3	0	6	1	10	21
Mélitées – <i>Melitea</i> et <i>Mellicta</i> spp.	0	0	0	0	0	0	19	19
Moirés – <i>Erebia</i> spp.	0	0	0	0	0	1	1	2
Myrtil – <i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	2	3	5	11
Petit Mars changeant – <i>Apatura ilia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	0	0	0	0	0	1	0	1
Petite Tortue – <i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	3	3	0	6
Petits Nacrés – <i>Issoria</i> et <i>Clossiana</i> spp.	0	0	1	0	0	1	0	2
Piérides blanches – <i>Pieris</i> spp.	32	28	34	85	38	110	5	332
Procris – <i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	1	0	54	11	68
Robert le Diable – <i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	0	4	0	6
Silène – <i>Brintesia circe</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	0	1	8	10
Souci – <i>Colias crocea</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	0	3	0	3	5	21	1	33
Sylvain azuré – <i>Limenitis reducta</i> Staudinger, 1901	0	0	1	0	0	1	0	2
Tabac d'Espagne – <i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	1	2
Tircis – <i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)	9	2	14	25	6	13	1	70
Tristan – <i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	1
Vulcain – <i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	1
Autres papillons	17	24	50	77	30	237	34	469