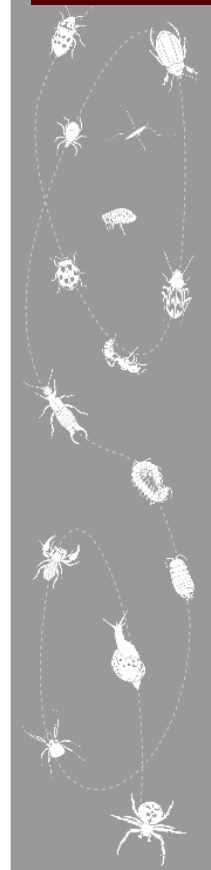


Application de la méthode Syrph the Net sur la Réserve naturelle nationale du Venec (Brennilis, 29)

2019-2020



Septembre 2024

Coordination de l'étude : Mael GARRIN

Prospections de terrain : Simon CAVAILLES & Mael GARRIN

Pose et récolte des pièges : Simon CAVAILLES, Mael GARRIN & Emmanuel HOLDER.

Tri des récoltes : Thibault LE PEN.

Déterminations : Thibault LE PEN & Mael GARRIN.

Analyses et rédaction du rapport : Mael GARRIN, avec la participation de Antoine HERVE, Benoît LECAPLAIN (SIG) et Pierre DEVOGEL (statistiques, manipulations sous R).

Relecture : Enola LARCHEY

Remerciements : le GRETIA remercie Emmanuel HOLDER sans qui l'étude n'aurait pu se dérouler, pour sa contribution, en particulier pour le relevé régulier des pièges et les échanges sur la typologie des habitats.

Ce rapport doit être référencé comme suit :

GARRIN M. & HERVE A., 2024.- Application de la méthode Syrph the Net sur la Réserve naturelle nationale du Venec (29) 2019-2020. Rapport du GRETIA pour Bretagne Vivante, 74 p.

Illustrations de couverture : *piège Malaise dans la réserve du Venec (photos Simon Cavaillès, avril 2019 (à droite et en bas à gauche) et Mael Garrin, avril 2020 (en haut à gauche))*

Table des matières

1. – Introduction.....	5
2. – Matériel et méthodes	5
2.1. – Présentation du site d'étude	6
2.2. – Les syrphes, d'excellents bioindicateurs	6
2.3. – La méthode Syrph the Net.....	8
2.3.1. – Principe général	8
2.3.2. – Mise en œuvre de la méthode	11
2.4. – Analyses statistiques	20
2.4.1. – Evaluation de l'effort d'échantillonnage	20
2.4.2. – Similarité des cortèges et regroupement fonctionnel des stations	20
2.4.3. – Comparaison des cortèges de plusieurs études StN	21
3. – Résultats et analyses.....	22
3.1. – Synthèse des données historiques	22
3.2. – Richesse spécifique, abondance et qualité de l'échantillonnage.....	23
3.3. – Analyse patrimoniale	26
3.4. – Analyse de l'abondance spécifique du peuplement syrphidologique de la RNN du Venec....	38
3.5. – Diagnostic écologique de la RNN du Venec à l'aide de la méthode Syrph the Net	38
3.5.1. – Qualité du modèle, intégrité écologique de l'éco-complexe et espèces inattendues	38
3.5.2. – Intégrité écologique des différents macro et micro-habitats	40
3.6. – Comparaisons interstationnelles.....	47
3.7. – La RNN du Venec parmi les autres sites Syrph the Net en Bretagne	51
3.8. – Autres taxons identifiés	53
4. – Discussion.....	53
4.1. – Les syrphes comme indicateurs de l'intégrité écologique de la RNN du Venec	53
4.1.1. – Un cortège diversifié et une bonne intégrité écologique des principaux habitats étudiés	53
4.1.2. – La faible proportion de syrphes liés aux milieux aquatiques	54
4.1.3. – L'absence de certaines espèces sensibles aux inondations est-elle significative ?.....	54
4.1.4. – L'absence d'un cortège d'espèces phytophages	55
4.1.5. – De nombreuses espèces inattendues : l'influence des boisements adjacents	56
4.1.6. – Comparaison entre l'étude et les données de syrphes précédemment acquises sur le Venec.....	57
4.3. – Les limites de la méthode StN	57
5. – Conclusion	60

Bibliographie.....	61
Annexe 1 : Liste des syrphes observés sur la RNN du Venec entre 1994 et 2020.....	67
Annexe 2 : Abondance des syrphes par tente Malaise et en chasse à vue (années 2019 et 2020 confondues).....	69
Annexe 3 : Liste régionale utilisée pour l'analyse Syrph the Net	71

1. – Introduction

Entre 2018 et 2021, le GRETIA a porté un Contrat Nature soutenu par la Région Bretagne intitulé « Pour une meilleure connaissance des pollinisateurs sauvages de Bretagne (Apoïdes et Syrphes) ». Ce projet comportait plusieurs volets dont le second était consacré à l'application de la méthode Syrph the Net sur sept sites naturels protégés de Bretagne.

Ce système expert¹, élaboré dans les années 1990, est aujourd'hui largement utilisé au sein des aires protégées françaises, notamment dans le réseau des réserves naturelles (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Il utilise comme modèle biologique les diptères Syrphidae qui, du fait de leur diversité, leurs exigences écologiques et un niveau de connaissance élevée de leur biologie larvaire, constituent de bons bioindicateurs (e.g. SPEIGHT, 1986, 1989 ; SARTHOU, 1996 ; SOMMAGGIO, 1999 ; BURGIO & SOMMAGGIO, 2007 ; SARTHOU & SARTHOU, 2010 ; BETTINELLI *et al.*, 2010).

Les objectifs principaux de la mise en place de la méthode Syrph the Net dans le cadre du Contrat Nature étaient :

- de contribuer à l'amélioration des connaissances globales sur les syrphes (inventaire des syrphes des sites, répartitions départementale et régionale, niches écologiques...) ;
- d'évaluer la fonctionnalité des principaux habitats des sites expertisés à l'aide de la méthode ;
- d'apporter des pistes sur les pratiques de gestion favorables aux Syrphidae et, par extension, à d'autres groupes taxonomiques ;

En fonction des sites, certains questionnements plus précis ont parfois pu être posés en supplément de ces objectifs généraux.

Le travail a été mis en place avec l'implication des gestionnaires des sept sites sélectionnés : la RNR des landes et marais de Glomel (22), la RNR des landes, prairies et étangs de Plounérin (22), la RNR des Landes de Monteneuf (56), la RNR des landes et tourbières du Cragou et du Vergam (29), la RNN du Venec (29), l'ENS de la forêt départementale d'Avaugour-Bois Meur (22) et l'ENS de la Vallée du Canut (35).

Le présent rapport dévoile le bilan de cette démarche à l'issue des 2 années d'étude (2019 et 2020) sur la Réserve naturelle nationale du Venec (29).

2. – Matériel et méthodes

Les parties générales sont pour l'essentiel reprise de l'étude Syrph the Net du GRETIA sur la tourbière de Logné (HUBERT *et al.*, 2022).

¹ « Un système expert peut être défini comme un programme informatique dans lequel a été incorporé la connaissance d'experts sur un sujet particulier, de telle manière que des non-experts puissent l'utiliser pour prendre des décisions, faire des évaluations ou tirer des déductions. » (SPEIGHT *et al.*, 2007).

2.1. – Présentation du site d'étude

Classée en 2008, la réserve naturelle nationale du Venec se situe sur la commune de Brennilis, en plein cœur des Monts d'Arrée dans le Finistère (29). Il s'agit de la dernière tourbière bombée/ombrogène (alimentée par l'eau de pluie) encore « active » en Bretagne. La réserve a fait l'objet d'une cartographie d'habitats en 2010 par José Durfort. Elle comprend une grande variété d'habitats, dont plusieurs d'intérêt communautaire. Outre la tourbière, le site est composé d'une mosaïque de milieux naturels : landes humides, prairies humides oligotrophes, fourrés d'ajoncs, bois humides ainsi qu'une extension dans le lac-réservoir de Saint-Michel. On retrouve sur le site une flore rare et menacée avec de nombreuses espèces patrimoniales (*Sphagnum pylaesii*, *Drosera rotundifolia*, *Eriophorum vaginatum*...). La réserve abrite également une faune unique à l'échelle bretonne, avec notamment la présence d'une importante population de *Sympetrum danae*, ou encore de castors d'Europe à l'ouest du site.

2.2. – Les syrphes, d'excellents bioindicateurs



Figure 1 : *Sericomyia silentis*, un syrpe actif en fin d'été (Cliché : Mael Garrin / GRETIA)

Les syrphes sont des insectes appartenant à l'ordre des diptères et à la famille des Syrphidae. On en dénombre près de 980 espèces en Europe, dont 555 connues en France (SPEIGHT *et al.*, 2020b). D'après DUSSAIX (2013), la syrphidofaune du Massif armoricain comptabilisait 273 espèces en 2013, mais il convient de préciser que plusieurs taxons ont été découverts depuis. En Bretagne, où les connaissances sont relativement disparates d'un département à l'autre en termes de nombre de données, un travail de synthèse actuellement mené par le GRETIA dans le cadre de l'Observatoire des invertébrés continentaux de

Bretagne recense 225 espèces, dont 168 qui sont observées dans le Finistère.

De nombreuses espèces de syrphes présentent une grande ressemblance avec des hyménoptères (guêpes, abeilles, bourdons...), phénomène de convergence morphologique qui s'assimile à un cas de mimétisme batesien². Mais, au même titre que tous les diptères et *a contrario* des hyménoptères, les syrphes se distinguent par la présence d'une seule paire d'ailes membraneuses, la seconde étant transformée en « haltères », qui sont de minuscules massues servant de balanciers pour la stabilité du vol. La famille des Syrphidae se caractérise, pour la plupart de ses représentants, par les détails de leur nervation alaire. Ils présentent un faux-bord postérieur (nervure parallèle au bord de l'aile) et une fausse veine, la « vena spuria » (pli longitudinal au centre de l'aile qui n'est lié ni à la base ni à l'apex ; figure 2). D'autres critères secondaires permettent leur reconnaissance, comme l'absence de macrochètes (poils durs et épais), présents chez de nombreuses familles de diptères, ou l'existence d'une plumule sous l'haltère de chaque côté du thorax.

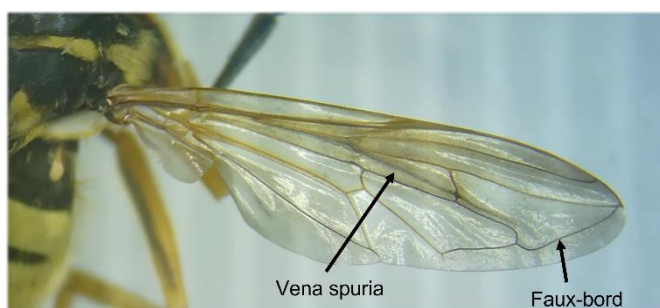


Figure 2 : détails de la nervation alaire d'un syrpe (*Temnostoma vespiforme*, cliché : J. Domalain)

² Ressemblance étroite entre une espèce animale inoffensive et comestible avec une autre espèce inconsommable voire venimeuse ou toxique, qui conduit à tromper un prédateur, le dissuadant de capturer l'espèce mime (RAMADE, 2008).

Les syrphes investissent, à l'état larvaire, presque la totalité des écosystèmes terrestres, qu'ils soient naturels ou anthropiques, exceptés les milieux aquatiques courants ou profonds et les grottes (SARTHOU & SPEIGHT, 2005). Les adultes sont pour la plupart floricoles, et participent activement à la pollinisation en se nourrissant de nectar et de pollen (SSYMANK, 2008 ; GADOUM & ROUX-FOUILLET, 2016). La détection de la plupart des adultes est donc relativement aisée, et leur échantillonnage peut être réalisé de manière standardisée grâce à des techniques de piégeage spécifiques. La faible capacité de dispersion des adultes (moins de 500 mètres, sauf dans le cas des espèces migratrices) permet d'utiliser les caractères indicateurs des espèces à l'état larvaire lors de l'analyse Syrph the Net. En effet, les larves, que l'on retrouve aussi bien dans des microhabitats aquatiques que terrestres, ont des exigences biologiques et écologiques très variées, pouvant être très précises (SPEIGHT *et al.*, 2007). Ainsi, certaines espèces présentent une grande valence écologique alors que d'autres, qualifiées de sténoèces, ne seront présentes que dans une niche écologique étroite. Leur régime alimentaire est également diversifié puisque les trois niveaux trophiques principaux - zoophage, phytophage et microphage/détritophage- sont représentés chez les syrphes (CASTELLA *et al.*, 2008).

En France, les habitats, les micro-habitats et les traits biologiques de plus de 95% des espèces de syrphes sont connus (SPEIGHT *et al.*, 2007 ; SARTHOU & SARTHOU, 2010). En outre, de nombreux ouvrages de détermination ainsi que les publications de Syrph the Net Publications ont rendu l'identification des imagos accessible. Cette bonne connaissance des syrphes, combinée à la diversité de leur écologie et de leur biologie, en font d'excellents bioindicateurs (SPEIGHT, 1986 & 1989 ; SARTHOU, 1996 ; SOMMAGGIO, 1999 ; BURGO & SOMMAGGIO, 2007 ; SARTHOU & SARTHOU, 2010 ; BETTINELLI *et al.*, 2010).

2.3. – La méthode Syrph the Net

2.3.1. – Principe général

Syrph the Net (StN) est une méthode synthétique et analytique qui se base sur la comparaison entre un cortège d'espèces de syrphes attendus dans des macro-habitats non perturbés (liste des espèces prédites), et un cortège d'espèces effectivement observées (liste des espèces observées). La comparaison de ces deux listes permet d'évaluer l'intégrité fonctionnelle de l'éco-complexe (ensemble des macro-habitats étudiés) et des différents macro-habitats, ainsi que la qualité du modèle de prédiction.

La base de données StN (SPEIGHT *et al.*, 2020b) synthétise toutes les données bio-écologiques connues concernant les syrphes européens. Régulièrement alimentée par un réseau d'utilisateurs et de spécialistes européens, elle renseigne notamment l'association des espèces de syrphes avec les différents macro-habitats, leur distribution, les niveaux de menaces et de déclin des espèces à différentes échelles géographiques (Europe, France...), les caractéristiques des micro-habitats larvaires, ainsi que des traits biologiques spécifiques comme les sources de nourritures des adultes et des larves ou la durée de la phase larvaire. Un glossaire permet l'interprétation de la base de données et contient notamment la typologie des macro-habitats selon la méthode StN (SPEIGHT *et al.*, 2020a). Ce diagnostic utilise la notion de macro-habitat au sens d'habitat d'espèce (un habitat dans lequel une espèce de syrphes peut effectuer l'ensemble de son cycle de vie, (SPEIGHT *et al.*, 2000) et non au sens phytosociologique du terme. Une correspondance entre les habitats CORINE Biotope et les macro-habitats StN est cependant proposée lorsqu'elle existe.

Les informations relatives à la méthode Syrph the Net, présentée dans les paragraphes suivants, sont principalement issues du *Guide technique de mise en œuvre d'une étude Syrph the Net* (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020).

La figure 3 illustre le processus de constitution de la liste des espèces prédites sur le site étudié. La liste d'espèces potentiellement présentes sur le site d'étude (liste des espèces potentielles compte-tenu des habitats existants) est établie suite à la description des macro-habitats et des habitats supplémentaires qui leur sont associés. La mention de ces habitats supplémentaires permet de prédire la présence d'espèces qui ne se trouveront dans un macro-habitat donné que si un habitat supplémentaire est présent (habitat élémentaire conditionnel).

L'association des espèces de syrphes avec les différents macro-habitats, codée dans la base StN, permet d'établir cette liste :

- Vide : pas d'association ;
- 1 : association minimale : le macro-habitat est seulement utilisé de façon marginale par l'espèce, l'espèce n'y sera prédite que si un habitat supplémentaire auquel elle est associée y est présent ;
- 2 : association moyenne : le macro-habitat fait partie de la gamme normale utilisée par l'espèce, l'espèce sera prédite pour ce macro-habitat ;
- 3 : association maximale : le macro-habitat est préférentiel pour l'espèce, l'espèce sera prédite pour ce macro-habitat.

La liste des espèces potentielles sur les macro-habitats du site est ensuite filtrée en fonction des espèces connues dans le secteur géographique du site d'étude (liste de référence) pour obtenir la liste des espèces prédites.

La liste des espèces observées est constituée grâce à une campagne de piégeage réalisée préférentiellement par tente Malaise. Le protocole Syrph the Net préconise de poser deux tentes par macro-habitat afin d'assurer, d'une part, un réplicat, et d'autre part, de couvrir une plus grande zone de capture. Il est aussi conseillé d'étaler une étude sur au moins deux ans pour s'affranchir d'une année météorologique qui pourrait être défavorable (printemps très humide et froid par exemple).

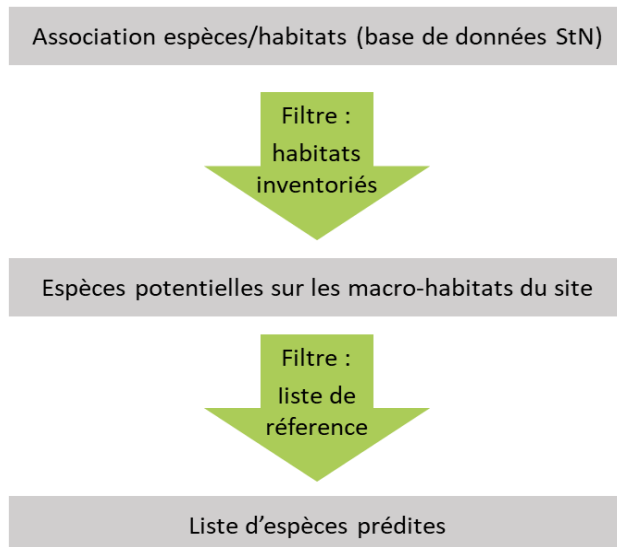


Figure 3 : schéma de constitution d'une liste d'espèces prédites (VANAPPELGHEM et al., 2020)

La comparaison de ces deux listes permet de définir (Figure) :

- les espèces « au rendez-vous », prédites et observées ;
- les espèces « manquantes », prédites mais non observées ;
- les espèces « inattendues », non prédites mais observées.

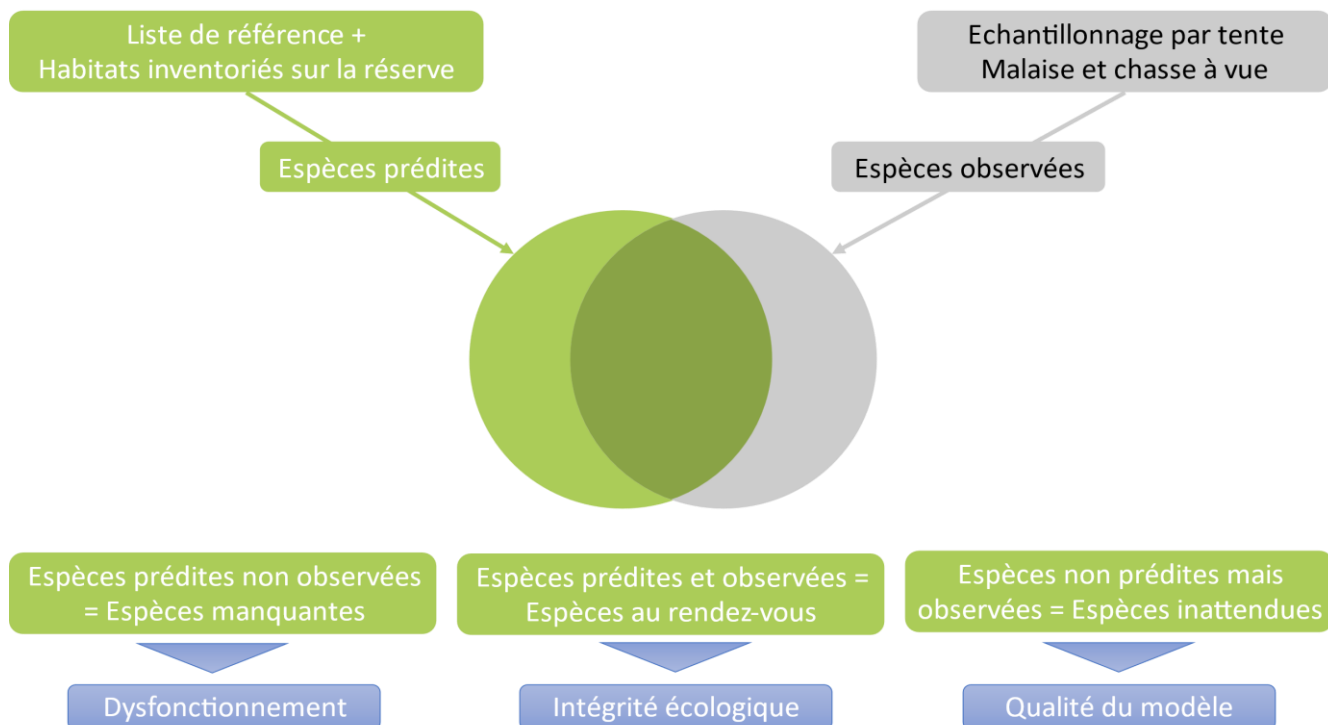


Figure 4 : constitution et utilisation des trois listes d'espèces (VANAPPELGHEM et al., 2020, modifié)

Ces trois groupes d'espèces permettent ensuite de construire des indicateurs. Leur interprétation se base sur un barème liant les scores obtenus à des classes définies par les auteurs de la méthode Syrph the Net, suite à leurs expériences (tableau 1) :

- Les espèces inattendues permettent d'évaluer la qualité du modèle de prédiction. Elles peuvent notamment indiquer une mauvaise description des habitats présents sur le site étudié ou une influence de l'environnement à proximité du site. Plus rarement, elles peuvent aussi être des indices d'une mauvaise codification de la base (espèce utilisant un habitat pour lequel elle n'est pas codée dans la base).
- Les espèces au rendez-vous permettent d'évaluer l'intégrité écologique du site dans sa fonction de maintien de la biodiversité et le rôle de chaque macro et micro-habitats en tant que réservoir de la diversité spécifique.
- Les espèces manquantes sont les espèces que l'on étudie en priorité afin de proposer des hypothèses de dysfonctionnement. L'analyse des points communs de ces espèces manquantes (exigences écologiques de larves, autres traits de vie...) peut effectivement permettre d'identifier les altérations et facteurs limitants des macro-habitats. L'interprétation de ces dysfonctionnements (e.g. carences en bois mort, dysfonctionnement hydrique...) est essentielle pour ensuite proposer des préconisations de gestion ou des leviers d'actions destinés à améliorer ou restaurer la fonction de réservoir de biodiversité des macro-habitats.

Tableau 1 : seuils d'interprétation des résultats de l'analyse Syrph the Net

Classe	Intégrité / qualité du modèle
[0-20%]	Très faible
[21-40%]	Faible
[41-50%]	Moyenne
[51-75%]	Bonne
[76-85%]	Très bonne
[86-100%]	Excellente

2.3.2. – Mise en œuvre de la méthode

2.3.2.1. – Capture et détermination des imagos

Conformément à ce qui est préconisé dans le cadre d'une étude Syrph the Net (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020), l'échantillonnage a été réalisé principalement à l'aide de tentes Malaise (Figure 6). Ce piège d'interception non attractif et non sélectif cible la capture des insectes volants et permet un échantillonnage représentatif et standardisé du cortège des syrphes. Inventé par l'entomologiste suédois René Malaise en 1934, la tente Malaise (ou piège Malaise) ressemble à une petite tente ouverte sur les flancs. Lorsqu'un insecte rentre par ces ouvertures, il se retrouvera bloqué par une toile centrale verticale. Attiré par la lumière du soleil (phototropisme positif), il va alors remonter le long de celle-ci jusqu'à la tête de la tente et tomber dans un flacon collecteur rempli d'alcool à 70°.

Quatre tentes Malaise ont été installées sur le Venec, deux en 2019 puis deux en 2020, sur quatre stations assez représentatives des principaux habitats de la réserve (tableau 2). Durant l'année 2019, l'une a été disposée au nord de la réserve, dans une lande à bruyères de plaine (T1) et l'autre tente dans une lande tourbeuse, à la lisière de la tourbière bombée (T2). En 2020, une tente a été installée à l'ouest, au milieu de landes mésophiles (T3) et la seconde à l'est sur une lande tourbeuse (T4). La pose des tentes est une étape importante qui conditionne leur efficacité durant la saison. Elles ont donc été placées perpendiculairement à des couloirs de vols supposés (comme des lisières arbustives ou boisées) et dans des secteurs plutôt ensoleillés (prise en compte de l'orientation de la tente), lorsque cela était possible. Lorsque nécessaire, la végétation a pu être dégagée au pied des tentes afin de maintenir leur efficacité de capture. Les flacons collecteurs ont été relevés en moyenne deux fois par mois et rechargés en alcool à chaque relevé.

Lors de ces deux années, les tentes ont été installées en première quinzaine d'avril et retirées en deuxième quinzaine de septembre. Ainsi, l'ensemble de la durée de la période favorable au piégeage a pu être couverte. Les informations relatives à l'installation des tentes sont synthétisées dans le tableau 2.



Figure 5 : tente Malaise sur le Venec (cliché : Mael Garrin / GRETIA)

Tableau 1 : informations relatives aux tentes Malaise posées dans la RNN du Venec (2019 – 2020)

N° tente Malaise	Nom station	Date de pose	Date de dépose	Latitude (WGS84)	Longitude (WGS84)	Environnement de la tente
T1	Venec Nord 2019	1 ^{er} avril 2019	18 septembre 2019	48,3790°N	3,8777°W	Lande à bruyères de plaine à proximité de landes tourbeuses et de petites surfaces de plantations de conifères et de boisements humides
T2	Venec Sud 2019	1 ^{er} avril 2019	18 septembre 2019	48,3667°N	3,8830°W	Mosaïque de lande tourbeuse et tourbière haute avec présence de mares, à proximité du réservoir Saint-Michel et de quelques petites prairies humides oligotrophes
T3	Venec Ouest 2020	15 avril 2020	25 septembre 2020	48,3760°N	3,8951°W	Interface entre lande à bruyère de plaine et zones de fourrés dominés par les ajoncs
T4	Venec Est 2020	15 avril 2020	25 septembre 2020	48,3708°N	3,8794°W	Mosaïque de divers habitats landicoles, des landes à bruyère de plaine à la tourbière haute, dominée par la lande tourbeuse, à proximité de petites surfaces de boisement humide

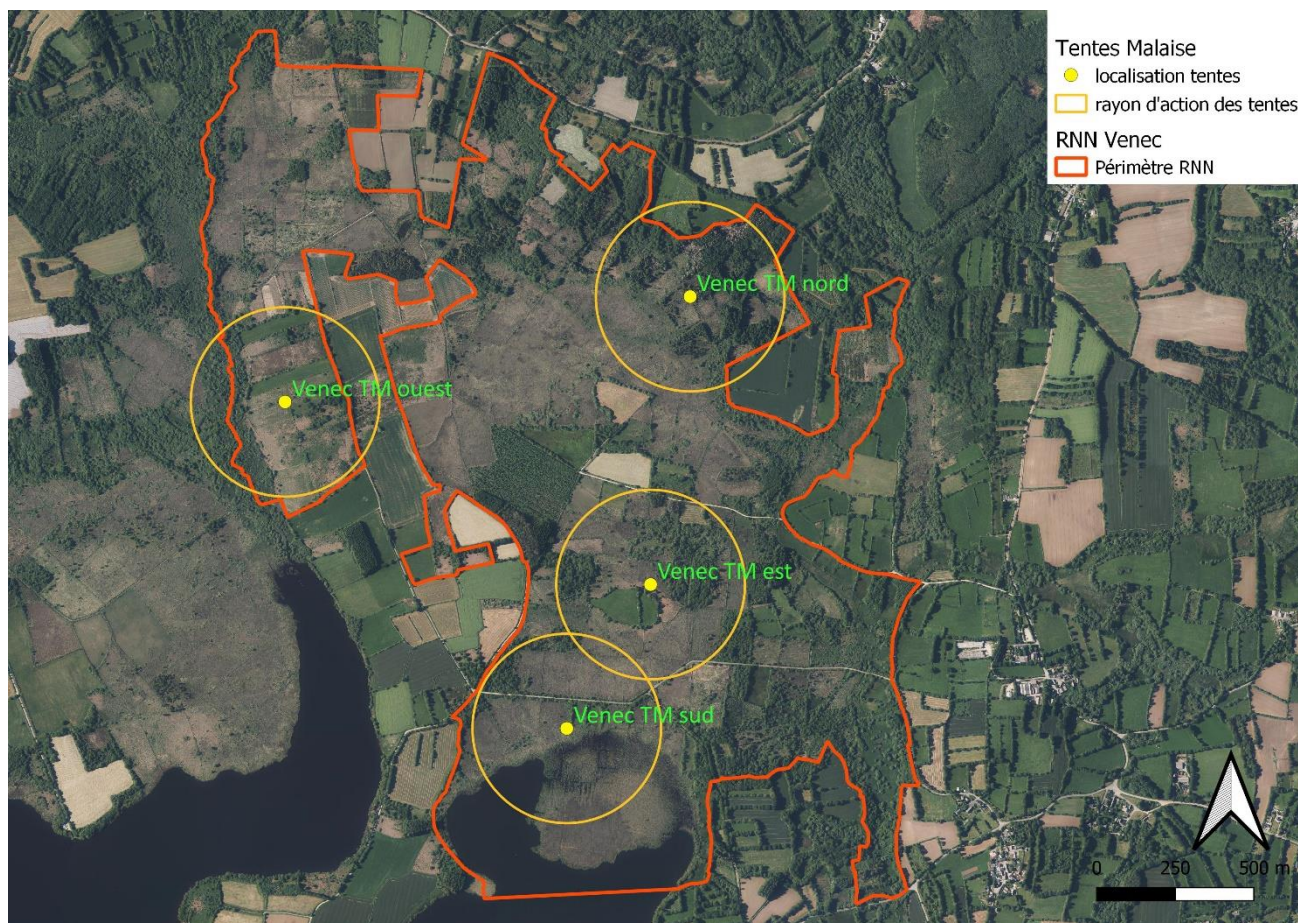


Figure 6 : emplacement et portée des tentes Malaise posées au Venec en 2019 et 2020



T1 (Nord)



T2 (Sud)



T3 (Ouest)



T4 (Est)

*Figure 7 : stations d'échantillonnage et environnement immédiat des tentes Malaise
(Clichés : Simon Cavaillès (T1 et T2) et Mael Garrin (T3 et T4) / GRETIA)*

Afin de compléter l'échantillonnage par les pièges Malaise, trois sessions de chasse à vue ont été effectuées en 2019 : le 15 mai, le 27 juillet et le 6 septembre. Quelques syrphes ont également été capturés en chasse à vue en marge de l'installation des tentes le 1^{er} avril 2019 et le 15 avril 2020. Les syrphes ont été capturés à l'aide d'un filet entomologique dans les habitats ciblés et dans la portée des pièges.

A chaque récolte, le contenu des flacons a été trié en séparant les syrphes des autres invertébrés. En plus des syrphes, de nombreux autres groupes taxonomiques ont été triés jusqu'à la famille ou à l'ordre, en vue de leur valorisation.

Les syrphes sont ensuite stockés dans l'alcool à 70° puis identifiés, principalement à l'aide des ouvrages suivants : VAN VEEN (2004), SPEIGHT & SARTHOU (2016), BARTSCH *et al.* (2009a, 2009b). L'identification a été réalisée par le GRETIA (Thibault LE PEN et Mael GARRIN).

2.3.2.2. – Référentiel taxonomique utilisé

La nomenclature adoptée dans ce rapport suit le référentiel taxonomique TAXREF v16.0, mis en ligne le 6 décembre 2022 (INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel, <https://inpn.mnhn.fr/accueil/index>).

La nomenclature TAXREF v16.0 est en accord avec celle de StN pour toutes les espèces rencontrées au cours de l'étude.

2.3.2.3. – Conception de la liste de référence

La création de la liste de référence est une étape préalable indispensable. En effet, pour réaliser une analyse optimale à partir de la base de données StN, il est nécessaire de pouvoir pondérer la liste des espèces attendues dans chaque macro-habitat par celle des taxons effectivement présents dans la dition. Cette liste couvre le département du site diagnostiqué et les autres départements régionaux ou départements limitrophes, dans la mesure où cela a un sens écologique et climatique. On estime à 200 le nombre minimum d'espèces devant constituer une liste de référence (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Cette liste regroupe des espèces de milieux très différents (littoral, forestier, plaine...), le milieu dans lequel se déroule l'étude important peu dans la constitution de cette liste. Par ailleurs, elle permet de mesurer la contribution d'une étude à l'amélioration des connaissances départementales et régionales sur les syrphes.

La liste de référence utilisée dans cette étude inclut ainsi les quatre départements de la Bretagne administrative (Côtes d'Armor, Finistère, Ille-et-Vilaine et Morbihan). Tous ces départements s'inscrivent dans le Massif armoricain, sous climat atlantique.

Dans le cadre de l'Observatoire des invertébrés continentaux de Bretagne, un travail de synthèse est actuellement en cours afin de réaliser des listes départementales des syrphes de Bretagne. Ce travail, mobilisant un réseau de spécialistes, utilise les citations issues du volume 100 de Syrph the Net Publications (SPEIGHT *et al.*, 2018), de la bibliographie locale (littérature grise, revues régionales ou locales), plusieurs bases de données naturalistes (GRETIA et Bretagne Vivante essentiellement) et des données inédites de syrphidologues. L'ensemble de l'information recueillie fera l'objet d'une validation par des spécialistes. Ce travail étant toujours en cours lors de la finalisation de cette étude (été 2024), des choix arbitraires ont été faits provisoirement pour conserver ou non quelques espèces litigieuses (mentions douteuses) dans la présente liste de référence. Il est de ce fait possible qu'elle diffère légèrement de celle qui sera validée à la fin du travail réalisé dans le cadre de l'Observatoire des invertébrés continentaux de Bretagne.

La liste de référence obtenue inclut un total de 225 espèces (annexe 3).

2.3.2.4. – Description des habitats syrphidologiques

La description des macro-habitats Syrph the Net présents sur le site d'étude est l'une des étapes essentielles de la méthode StN. De la bonne description des macro-habitats dépendra la qualité du modèle et de l'analyse. Les macro-habitats pris en compte doivent se trouver dans la portée des tentes Malaise. La distance prise en compte est variable selon les références bibliographiques entre 250m et 500m (par exemple : CLAUDE *et al.*, 2017b ; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Nous considérons ici une distance de 300 mètres en suivant l'exemple de ce qui a été fait sur la tourbière de Logné (HUBERT *et al.*, 2022) pour conserver une cohérence au niveau des études portées par le GRETIA. La surface des macro-habitats pris en compte doit également être suffisante, ce facteur étant malheureusement fortement méconnu. Des habitats supplémentaires sont associés aux macro-habitats principaux. Ceux-ci permettent d'affiner la description en notant des éléments susceptibles d'influencer la présence de

certaines espèces de syrphes, en raison de leur importance pour leur développement larvaire (mares, ruisseaux, clairières forestières à strate herbacée haute ou basse...).

La liste des macro-habitats dans la portée des tentes Malaise a été établie d'après la typologie StN, en se basant sur le glossaire StN (SPEIGHT *et al.*, 2020a). Les correspondances ont été établies avec la typologie d'habitats de la cartographie du site Natura 2000 FR5300013 « Monts d'Arrée centre et est » grâce à la contribution d'Emmanuel Holder, gestionnaire de la réserve à Bretagne Vivante. La présence d'habitats supplémentaires a également été précisée par Emmanuel Holder.

L'emplacement des tentes a été choisi de manière à pouvoir analyser les principaux habitats landicoles ouverts présents sur la RNN, à savoir la tourbière haute, la lande à bruyères de plaine et la lande tourbeuse. Les fourrés d'ajoncs occupant une surface importante à proximité de la T3, ceux-ci pourront également être analysés. La pertinence d'analyser l'habitat de prairies non améliorées de plaine humides oligotrophes, occupant une surface plus réduite mais notamment située à proximité immédiate de la T2, sera discutée au vu des résultats.

Bien que non spécifiquement ciblés par la présente étude Syrph the Net, l'ensemble des autres habitats situés dans l'emprise des tentes (à la fois les habitats du site Natura 2000 cartographiés et les habitats agricoles adjacents hors site Natura 2000) ont été inclus dans l'analyse afin de prendre en compte l'influence des habitats périphériques sur le peuplement syrphidologique de la RNN du Venec. Cependant, une analyse StN détaillée ne sera pas réalisée pour ces macro-habitats, le placement des tentes Malaise n'ayant pas permis de les inventorier de manière convenable (Figure 9).

La liste définitive des habitats retenus pour l'analyse est présentée dans le Tableau 2. La figure 8 présente la cartographie des habitats Syrph the Net.

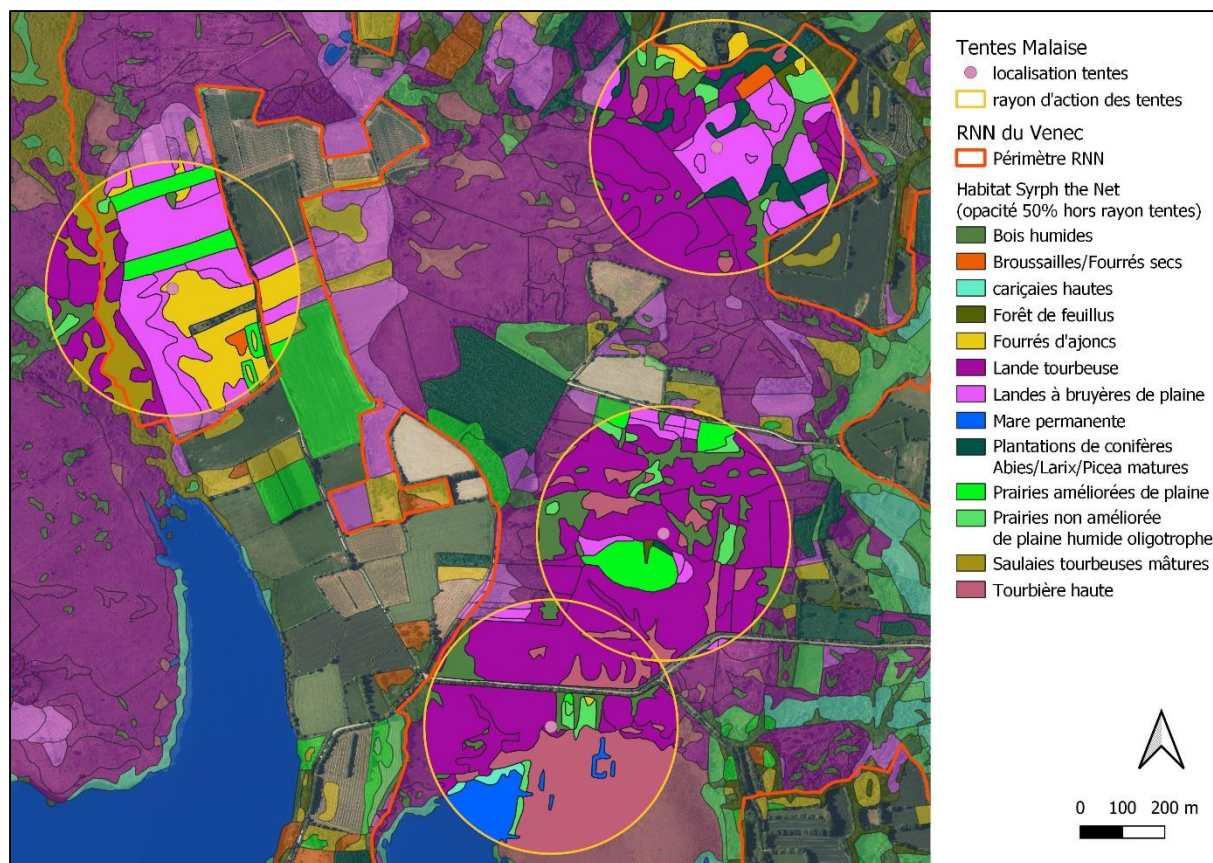


Figure 81 : cartographie des habitats Syrph the Net et emprise des tentes Malaise : vue d'ensemble

Tableau 2 : correspondances entre les habitats naturels de la RNN et les macro-habitats Syrph the Net classés par superficie (en gras macro-habitats cibles principales de l'étude StN)

Code habitat cartographie Natura 2000	Habitats de la cartographie Natura 2000	Macrohabitats Syrph the Net	Code StN	Habitats supplémentaires	Surface (Ha) dans le rayon de 300m des tentes
4	Landes humides (IC 7110)	Lande tourbeuse	24	734w : Fossés de drainage à ciel ouvert 712w : Mare permanente à ciel ouvert	43,95
601	Molinaies tourbeuses (IC 7120)				
3	Landes mésophiles (IC 4020)	Landes à bruyères de plaine	251	713o : Mare temporaire à ciel ouvert 7131o : Bouse de vache à ciel ouvert	16,92
1301	Landes à fougère aigle et molinie (IC 4030 pot)				
5	Tourbières de pente et de vallées (IC 7110)	Tourbière haute	631	734w : Fossés de drainage à ciel ouvert 712w : Mare permanente à ciel ouvert	11,81
14	Fourrées, broussailles, friches	Fourrés d'ajoncs	1612		6,39
6	Prairies humides à molinie (IC 6410)	Prairies non améliorée de plaine humide oligotrophe	231132	734o : Fossés de drainage à ciel ouvert 713o : Mare temporaire à ciel ouvert 7131o : Bouse de vache à ciel ouvert 71311o : Mare avec bouse de vache sur la berge	2,86
7	Prairies humides à joncs				
701	Prairies humides oligotrophes diversifiées				
11	Bois humides	Bois humides	13		8,83
15	Prairies mésophiles	Prairies améliorées de plaine	2321		5,01
1103	Saulaies tourbeuses	Saulaies tourbeuses mûres	1332		3,58
1102	Saulaies-boulaies tourbeuses				
17	Boisements artificiels résineux	Plantations de conifères Abies/Larix/Picea matures	1811		2,73
9	Plans d'eau	Mare permanente	712		2,07
13	Ptériadaies	Broussailles / Fourrés secs	162		0,58

12	Bois feuillus	Forêt de feuillus	11		0,32
8	Cariçaies et végétation de bord des eaux	Cariçaies hautes	642	712w : Mare permanente à ciel ouvert	0,31
702	Mégaphorbiaies banales				
703	Mégaphorbiaies alluviales à Reines des prés				
	Habitats en périphérie de la RNN (non inclus dans la cartographie d'habitats Natura 2000)	Maïs	5111	734c : Fossés de drainage à ciel ouvert	Non calculé
		Céréales	511		
		Haies	543		
		Haies + lisière de champs	544		

2.4. – Analyses statistiques

2.4.1. – Evaluation de l'effort d'échantillonnage

La fiabilité de l'analyse Syrph the Net dépend de la qualité de l'échantillonnage réalisé. Afin de l'évaluer dans le cas présent, nous avons utilisé les relevés des tentes Malaise. De fait, cette technique de piégeage est passive, standardisée et reproductible, contrairement à la chasse à vue au filet entomologique.

Une courbe d'accumulation a été réalisée pour visualiser l'accroissement de la richesse spécifique cumulée au cours des trois années de l'étude. Le package SpadeR (CHAO *et al.*, 2016) a été utilisé afin d'obtenir différents estimateurs de la richesse spécifique syrphidologique, en se basant sur l'abondance des espèces piégées. L'estimateur a ensuite été choisi d'après la méthode de BROSE *et al.* (2003). Une extrapolation à l'aide du package iNEXT (CHAO *et al.*, 2014 ; HSIEH *et al.*, 2016) a ensuite permis d'évaluer l'effort de capture nécessaire afin de se rapprocher de l'exhaustivité de l'échantillonnage.

2.4.2. – Similarité des cortèges et regroupement fonctionnel des stations

Des comparaisons entre stations ont été effectuées dans le but d'affiner les résultats StN et de localiser plus précisément les secteurs les plus riches ou les dysfonctionnements.

Analyses descriptives des compositions taxonomiques et fonctionnelles des communautés par cadrage multidimensionnel non métrique (NMDS)

La composition spécifique et fonctionnelle des communautés de chaque station est évaluée à travers un cadrage multidimensionnel non métrique, une méthode d'ordination basée sur une matrice de distances ou de dissimilarité de Bray-Curtis (MINCHIN, 1987). Contrairement aux autres méthodes d'ordination qui tentent de maximiser la variance ou la correspondance entre les objets dans l'ordination, la méthode NMDS tente de représenter, aussi étroitement que possible, la dissimilarité par paires entre les objets dans un espace de faible dimension (BUTTIGIEG & RAMETTE, 2014). C'est une approche basée sur le classement ; les données de distance d'origine sont ainsi remplacées par des rangs. Plutôt que d'avoir un objet A distant de x unités d'un objet B ou C, on considère que tel objet est le premier à être plus éloigné de tel autre. Alors que l'information sur l'ampleur des distances est perdue, cette méthode basée sur le classement est généralement plus robuste au regard des données qui n'ont pas de distribution identifiable. Cette méthode donne également moins de poids aux espèces rares que certaines analyses multivariées. L'analyse de la composition spécifique est basée sur l'activité-densité des espèces. Les NMDS ont été effectuées sur le logiciel R (R CORE TEAM, 2024) et ont nécessité l'emploi du package « vegan » (v.2.6-4) (OKSANEN *et al.*, 2015). Le but de la NMDS est de représenter, avec autant de fidélité que possible, la distance entre les objets (sites) dans un espace de faible dimension (deux ou trois).

Espèces indicatrices (IndVal)

Une recherche des espèces indicatrices de chaque station ou chaque regroupement de stations (en fonction de l'année de pose de la tente Malaise) a également été effectuée. Les espèces de syrphes indicatrices ont été déterminées par la méthode de l'*Indicator Value* (IndVal : (DUFRENE & LEGENDRE, 1997). Cette méthode mesure la fidélité et la spécialisation des espèces à un site donné. L'IndVal varie de 0 (espèce non indicatrice) à 1 (espèce indicatrice parfaite) et est basé sur l'abondance relative et la

fréquence relative de l'espèce concernée. Les espèces indicatrices ont été déterminées à partir du logiciel R (R CORE TEAM, 2024) et du package « indicpecies » (v.1.7.6) (DE CACERES & LEGENDRE, 2009).

Par ailleurs, afin de comparer les stations en fonction des caractéristiques biologiques et écologiques (habitat larvaire, traits biologiques...) des syrphes piégés, des diagrammes en barres ont été réalisés.

2.4.3. – Comparaison des cortèges de plusieurs études StN

Une ordination par la méthode NMDS a également été réalisée afin de situer le peuplement de syrphes de la RNN du Venec parmi ceux des six autres sites ayant fait l'objet d'une analyse Syrph the Net dans le cadre du contrat-nature « pour une meilleure connaissance des pollinisateurs sauvages de Bretagne ». Cette analyse exploratoire visait à essayer de comprendre de quels sites se rapproche la RNN, au vu de ses communautés de syrphes, pour éventuellement essayer de trouver des explications communes en termes de fonctionnalité.

Pour réaliser ces analyses, les données d'abondance et d'occurrence (présence-absence) des syrphes des sept sites suivants ont été utilisés : la RNR des landes et marais de Glomel (22), la RNR des landes, prairies et étangs de Plounérin (22), la RNR des Landes de Monteneuf (56), la RNR des landes et tourbières du Cragou et du Vergam (29), la RNN du Venec (29), l'ENS de la forêt départementale d'Avaugour-Bois Meur (22) et l'ENS de la Vallée du Canut (35).

3. – Résultats et analyses

3.1. – Synthèse des données historiques

Des données sur les syrphes de la RNN ont été produites par plusieurs personnes entre 1994 et 2018. La compilation de la base de données du GRETIA, de la base de données de Bretagne Vivante et d'un fichier récapitulatif compilé par le gestionnaire de la RNN a permis de réaliser une synthèse des connaissances produites sur cette période. Il est à noter qu'une partie des données les plus anciennes ont été encodées de manière imparfaite dans la base de données de Bretagne Vivante, ce qui laisse parfois du flou sur l'identité de l'observateur ou sur l'année d'observation précise.

Les observations des décennies 1990 et 2000 ont été réalisées par Jacques Citoleux. Une pression d'inventaire plus importante a été initiée entre 2016 et 2018 par Didier Poulin qui a réalisé plusieurs visites de terrain sur la RNN spécifiquement à la recherche des syrphes, observant pas moins de 41 espèces. Sur la même période, quelques données ponctuelles de Mael Garrin et Michaël Roche sont à rajouter.

Au total, ce sont donc 52 taxons différents, dont 50 identifiés au niveau spécifique, qui ont été recensés sur les 25 années précédant le lancement de l'étude (tableau 5). La connaissance des syrphes de la réserve est donc déjà très conséquente avant le lancement de la présente étude.

Tableau 5 : Syrphes connus sur la réserve avant le lancement de l'étude (1994-2018). Les espèces en orange n'ont pas été retrouvées au cours de la présente étude.

Espèce	Première observation
<i>Arctophila superbiens</i> (Müller, 1776)	2007
<i>Cheilosia chrysocoma</i> (Meigen, 1822)	2018
<i>Cheilosia fraterna</i> (Meigen, 1830)	2017
<i>Cheilosia illustrata</i> (Harris, 1780)	2016
<i>Cheilosia pagana</i> (Meigen, 1822)	2016
<i>Cheilosia proxima</i> (Zetterstedt, 1843)	2016
<i>Cheilosia scutellata</i> (Fallén, 1817)	2016
<i>Chrysotoxum bicinctum</i> (Linnaeus, 1758)	2018
<i>Criorhina berberina</i> (Fabricius, 1805)	2018
<i>Dasysyrphus albostratus</i> (Fallén, 1817)	2016
<i>Epistrophe diaphana</i> (Zetterstedt, 1843)	2018
<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)	1994
<i>Eristalinus sepulchralis</i> (Linnaeus, 1758)	2018
<i>Eristalis arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)	2007
<i>Eristalis horticola</i> (De Geer, 1776)	2007
<i>Eristalis nemorum</i> (Linnaeus, 1758)	2007
<i>Eristalis pertinax</i> (Scopoli, 1763)	2017
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	1994
<i>Eupeodes latifasciatus</i> (Macquart, 1829)	2017
<i>Eupeodes luniger</i> (Meigen, 1822)	2007
<i>Helophilus pendulus</i> (Linnaeus, 1758)	1994
<i>Helophilus trivittatus</i> (Fabricius, 1805)	2007
<i>Melangyna compositarum</i> (Verrall, 1873)	2016
<i>Melanogaster hirtella</i> (Loew, 1843)	2017
<i>Melanostoma mellinum</i> (Linnaeus, 1758)	2017
<i>Melanostoma scalare</i> (Fabricius, 1794)	2016
<i>Meliscaeva auricollis</i> (Meigen, 1822)	2017
<i>Microdon</i> sp. (Meigen, 1803) gr. <i>mutabilis</i> /myrmicae	2017

<i>Myathropa florea</i> (Linnaeus, 1758)	2016
<i>Neoascia podagrica</i> (Fabricius, 1775)	2017
<i>Neoascia tenur</i> (Harris, 1780)	1994
<i>Paragus</i> sp. (Latreille, 1804)	2017
<i>Pipiza austriaca</i> (Meigen, 1822)	2018
<i>Pipizella viduata</i> (Linnaeus, 1758)	2018
<i>Platycheirus albimanus</i> (Fabricius, 1781)	1994
<i>Platycheirus angustatus</i> (Zetterstedt, 1843)	2016
<i>Platycheirus clypeatus</i> (Meigen, 1822)	2007
<i>Platycheirus granditarsus</i> (Forster, 1771)	2018
<i>Platycheirus rosarum</i> (Fabricius, 1787)	2017
<i>Rhingia campestris</i> (Meigen, 1822)	1994
<i>Riponnensia splendens</i> (Meigen, 1822)	2018
<i>Sericomyia silentis</i> (Harris, 1778)	1994
<i>Sphaerophoria potentillae</i> (Claussen, 1984)	2017
<i>Sphaerophoria scripta</i> (Linnaeus, 1758)	2007
<i>Sphegina clunipes</i> (Fallén, 1816)	2017
<i>Syrirta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	2018
<i>Syrphus ribesii</i> (Linnaeus, 1758)	2007
<i>Syrphus vitripennis</i> (Meigen, 1822)	2016
<i>Tropidia fasciata</i> (Meigen, 1822)	2016
<i>Volucella bombylans</i> (Linnaeus, 1758)	2018
<i>Volucella pellucens</i> (Linnaeus, 1758)	1994
<i>Xylota segnis</i> (Linnaeus, 1758)	2016

3.2. – Richesse spécifique, abondance et qualité de l'échantillonnage

Les deux années de piégeage par tente Malaise dans la RNN du Venec ont permis de capturer 1209 syrphes appartenant à 58 taxons. 64 syrphes ont été capturés lors des sessions de chasse à vue. Ces sessions de chasse à vue ont permis d'obtenir 26 taxons identifiés au niveau spécifique, dont 4 non capturés par les tentes. Au total, 1273 syrphes pour 62 taxons ont donc été observés au cours de l'étude.

En 2019, soit sur les sites T1 et T2, 581 syrphes ont été capturés en tentes Malaise et 628 en 2020 (sur les sites T3 et T4). L'abondance est donc comparable entre les deux années. L'efficacité de capture peut être considérée comme correcte pour ce type de milieux, au regard des données bibliographiques et de la connaissance régionale. La diversité spécifique est par contre assez différente entre les deux années : 35 espèces ont été capturées en 2019 et 45 en 2020. L'emplacement des tentes est probablement la principale raison de cette différence. On note en effet une certaine disparité de résultats entre les tentes, sans qu'il y ait un lien entre l'abondance et la diversité des syrphes capturés. Les tentes 2 et 4 présentent une plus grande originalité (avec respectivement 8 et 10 taxons présents uniquement dans ces tentes), et c'est d'ailleurs la tente 4, placée dans l'environnement globalement le plus humide, qui a collecté le nombre d'espèces de syrphes le plus important tout en présentant les abondances les plus faibles. Toutes les tentes ont néanmoins un apport spécifique à l'inventaire : elles ont toutes permis de piéger au moins une espèce non capturée par les autres tentes ou en chasse à vue (« taxons originaux ») (tableau 6).

Il faut noter l'efficacité des tentes Malaise qui ont collecté plus de 93% des espèces contactées sur le site (58/62 espèces). Les quatre espèces supplémentaires apportées par les prospections complémentaires en chasse à vue, dont les résultats sont assez décevants, appartiennent à aux genres

Cheilosia et *Eristalis*, deux genres souvent sous-représentés dans les tentes Malaise, probablement du fait de leur comportement.

Notons également que tous les spécimens n'ont pas pu être déterminé au niveau spécifique. Les adultes de *Microdon* du complexe *mutabilis/myrmicae* sont inséparables sur des critères morphologiques. Par ailleurs, les femelles de certains genres, ou certains groupes au sein de ces genres, ne sont pas déterminables (*Paragus sp.*, *Eumerus sp.*, *Pipizella sp.*, *Sphaerophoria sp.* hormis *S. scripta*), et deux spécimens atypiques ou endommagés de *Melanostoma* n'ont pu être déterminés de manière spécifique. À l'exception du taxon *Pipizella sp.* pour lequel aucun mâle n'a été capturé, il est possible voire probable que les spécimens non-déterminés appartiennent aux mêmes espèces que certains spécimens mâles déterminés par ailleurs : ils n'ont donc pas été pris en compte dans les différents tableaux de comparaison des effectifs (tableau 6 ; annexe 2)

Les résultats détaillés par espèce et par tente sont disponibles en Annexe 2.

Tableau 6 : comparaison des effectifs et nombre d'espèces piégées par tente Malaise et contactées en chasse à vue

Tente	T1	T2	T3	T4	Total Malaise	Chasse à vue	Total
Abondance	310	271	424	204	1209	64	1273
Nombre de taxons	27	30	32	36	58	26	62
Espèces originales*	1	8	4	10	36**	4	

Pour l'abondance en chasse à vue, il ne s'agit que du nombre de spécimens capturés ou identifiés directement sur le terrain dans le cas d'individus uniques, sans tenir compte des espèces identifiées à vue sur le terrain et pas toujours dénombrées précisément dès lors qu'il y avait plusieurs individus.

* : taxons originaux par rapport à tous les autres relevés (tentes Malaise + chasse à vue)

** : 36 taxons originaux sur l'ensemble des tentes Malaise par rapport à ceux issus de la chasse à vue.

L'accroissement du nombre d'espèces collecté a été assez régulier depuis l'installation des tentes en avril 2019 jusqu'au début d'été 2020. Un palier semble avoir été atteint à cette période, les relevés de l'ensemble de l'été 2020 n'apportant qu'assez peu d'espèces supplémentaires. Il est toutefois connu que la diversité des syrphes est moins importantes en été qu'au printemps, et une sorte de premier palier s'était déjà dessiné à l'été 2019, bien que moins nettement. Malgré un plan d'échantillonnage conséquent (666 jours de fonctionnement de pièges Malaise, étalés sur deux années et complétés par 3 sessions de chasse à vue, entre le 1^{er} avril 2019 et le 25 septembre 2020) et au vu de la forme de la courbe d'accumulation, il n'aurait donc sans doute pas été inintéressant de voir l'apport d'une troisième année de pose de tentes Malaise, au moins sur une saison de printemps (figure 9).

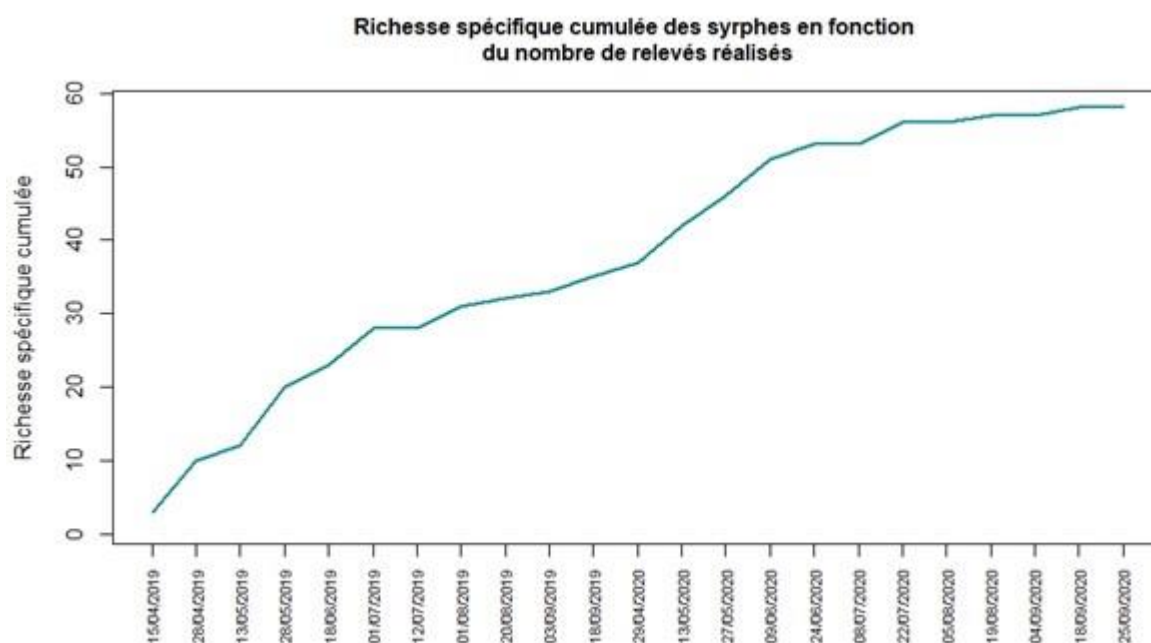


Figure 9 : évolution de la richesse spécifique cumulée selon les relevés

D'après la méthode proposée par BROSE et al. (2003), le choix de l'estimateur de biodiversité le plus adéquat se base sur la complétude de l'échantillonnage (nombre d'espèces observées / moyenne du nombre d'espèces estimées à l'aide de sept estimateurs de biodiversité). Celle-ci est de 53 % (58 taxons observés / 116 taxons estimés), et lorsque la complétude de l'échantillonnage est comprise entre 50 et 75%, l'estimateur le plus précis est le Jackknife d'ordre 1 (BROSE et al., 2003). D'après cet estimateur, le nombre d'espèces dans le périmètre de l'étude est de 101, avec un intervalle de confiance à 95% oscillant entre 83 et 130 espèces.

La courbe d'extrapolation montre que pour atteindre la borne des 100 espèces, il serait nécessaire de capturer 5000 syrphes, soit multiplier l'effort d'échantillonnage actuel par trois (figure 10).

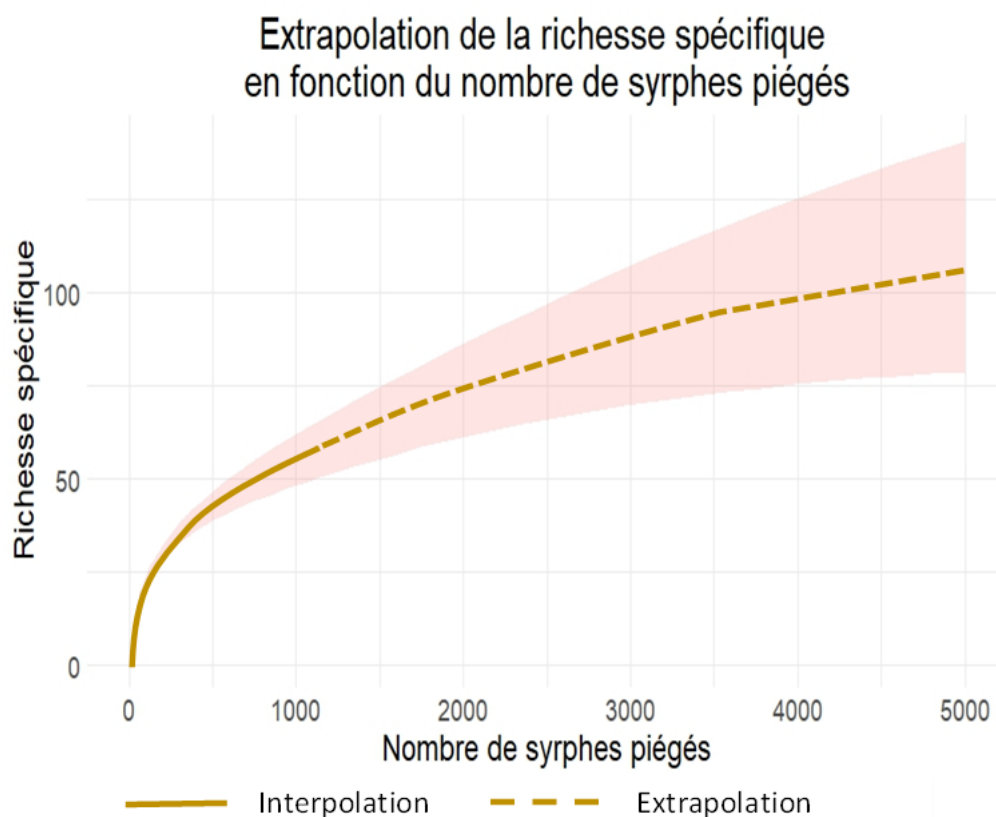


Figure 10 : extrapolation de la richesse spécifique en fonction du nombre de syrphes piégés

3.3. – Analyse patrimoniale

A l'issue de ces deux années d'inventaires sur la RNN du Venec, 24 nouvelles espèces de syrphes ont été capturées sur le site, portant ainsi le nombre total d'espèces de syrphes inventoriés sur le site, sur la période 1994-2020, à 75 (74 déterminés de manière spécifique, les spécimens de *Microdon gr. mutabilis/myrmicae* n'ayant pas pu être déterminés à l'espèce de manière certaine). Cela représente 33,7% de la liste régionale de référence (composée de 225 espèces), et 14 % de la faune syrphidologique française (annexe 1 ; annexe 3).

Plusieurs syrphes inventoriés au cours de cette étude ne sont connus que de quelques sites du département et de la région, confirmant ainsi la richesse de la Réserve naturelle nationale du Venec. Cette étude a également permis de capturer trois espèces jusqu'alors inconnues dans le Finistère : *Didea fasciata*, *Meligramma triangulifera* et *Microdon analis*. Par ailleurs, trois espèces sont considérées comme en danger, vulnérables ou quasi-menacées dans la récente liste rouge européenne des syrphes de l'UICN, et huit sont considérées comme menacées ou en déclin³ en Europe, dans le domaine Atlantique, ou en France, dans la base de données Syrph the Net (SPEIGHT *et al.*, 2020b). Ainsi, la syrphidofaune de la RNN du Venec possède plutôt une forte valeur patrimoniale.

³ Les niveaux d'association « maximal » et « modéré » ont été retenus ici pour considérer une espèce comme menacée ou en déclin.

Tableau 7 : statuts de patrimonialité des syrphes remarquables observés sur la RNN du Venec

Taxon	Abondance	Statut liste rouge Europe UICN (2020)	Nouveau Finistère	Statut d'après SPEIGHT et al., 2020b					
				Europe		Domaine Atlantique		France	
				Menacé	Déclin	Menacé	Déclin	Menacé	Déclin
<i>Cheilosia chrysocoma</i> (Meigen, 1822)	2	LC					2		1
<i>Cheilosia nebulosa</i> (Verrall, 1871)	1	LC			2	1	3	3	
<i>Didea fasciata</i> (Macquart, 1834)	1	LC	X						
<i>Eumerus ruficornis</i> (Meigen, 1822)	3	EN		1	3	3		2	2
<i>Meligramma triangulifera</i> (Zetterstedt, 1843)	1	LC	X						1
<i>Microdon analis</i> (Macquart, 1842)	2	NT	X		2				
<i>Pipiza lugubris</i> (Fabricius, 1775)	1	LC							2
<i>Sphaerophoria potentillae</i> (Claussen, 1984)	59	VU		2	2		1	3	
<i>Tropidia fasciata</i> (Meigen, 1822)	21	LC			2		2		

Les espèces menacées sont les "espèces probablement menacées d'extinction dans la zone géographique concernée. L'utilisation critique des catégories de menaces de l'UICN n'a pas été possible et les estimations de l'état de menace sont tout simplement basées sur le meilleur avis d'expert disponible" (Speight et al., 2020a). Une espèce est en déclin lorsque, "même si non reconnue comme menacée jusqu'à maintenant, elle présente une diminution notable du nombre de populations et / ou de l'aire de distribution dans la zone géographique concernée, au cours du XXème siècle" (Speight et al., 2020a).

Codage des statuts de menace et de déclin (Speight et al., 2020a) : 3 = association maximale avec ce statut ; 2 = association modérée avec ce statut ; 1 = association mineure avec ce statut

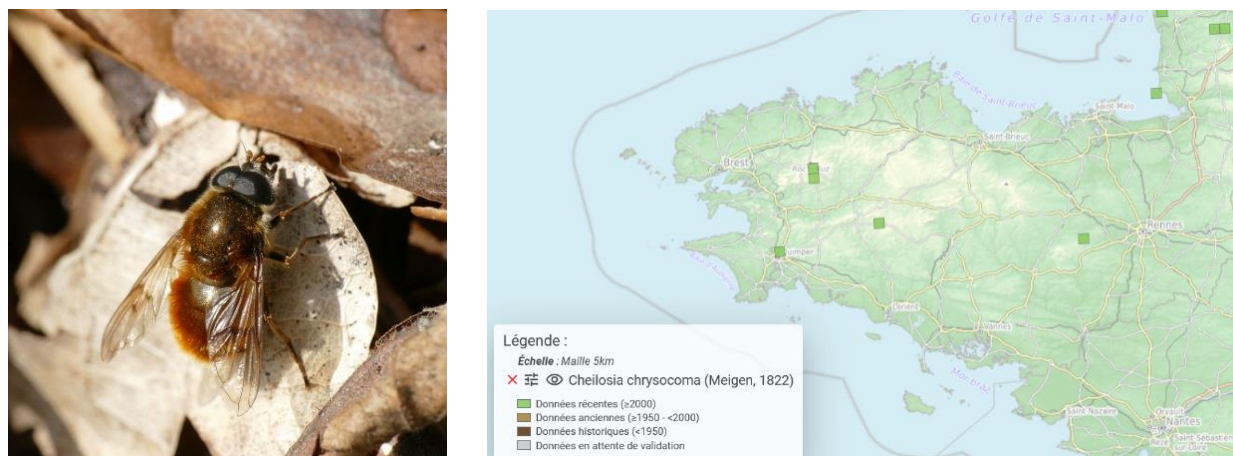
Codage des statuts UICN : LC : Least Concern (Non menacé), NT : Near threatened (Quasi-menacé), VU : Vulnérable, EN : Endangered (En danger)

Nous présentons ci-dessous, sous la forme de courtes monographies, les espèces qui nous apparaissent les plus remarquables du point de vue de leur niveau de patrimonialité (espèces nouvelles pour le département, rares ou menacées). La répartition et la rareté régionale de chaque espèce est illustrée à l'aide de cartes de la Bretagne et ses marges issues du portail de visualisation des données centralisées dans la base de données GeoNature du GRETIA (consulté le 24 juillet 2024). À défaut d'un portail de visualisation unique et à jour pour la Bretagne (un nombre de données conséquent de syrphes étant par exemple dans la base de données de Bretagne Vivante), la base de données du GRETIA est en effet celle où le plus grand nombre de données de syrphes est centralisé pour la région.

***Cheilosia chrysocoma* (Meigen, 1822)**

Cheilosia chrysocoma, dont la vaste répartition couvre le nord et centre de l'Europe ainsi que l'ouest de la Russie, est considérée comme en déclin en France et dans le domaine atlantique (SPEIGHT, 2020, SPEIGHT et al., 2020b). En Bretagne, elle est rare avec moins de dix données situées majoritairement dans le Finistère. Deux spécimens ont été capturés en 2019 dans les tentes Malaise 1 et 2 sur la RNN du Venec.

L'espèce s'observe en milieux humides : forêts marécageuses, forêts d'aulnes/saules ou encore forêts alluviales de résineux. Sa larve n'est pas décrite, cependant plusieurs pontes de femelles sur l'apiacée *Angelica sylvestris* ont été observés, prouvant clairement que c'est une plante-hôte larvaire (DOCZKAL, 1996, SPEIGHT, 2020).



*Figure 11 : photographie et cartographie de Cheilosia chrysocoma
(Cliché : J. Bottinelli, CC-BY-NC)*

***Cheilosia nebulosa* (Verrall, 1871)**

Cette espèce est considérée comme en déclin probable en Europe, en déclin dans le domaine atlantique et menacée en France (SPEIGHT et al., 2020b). Pourtant, la liste rouge européenne des syrphes la considère comme non menacée.

Sa répartition est plutôt cantonnée au nord de l'Europe, la France constituant sa limite sud (SPEIGHT, 2020).

Elle se rencontre principalement dans des forêts humides constituées d'aulnes et de saules, mais aussi dans des broussailles mal-drainées et en bordures de clairières. La larve n'est pas décrite, mais une femelle a pu être observée en 2002 en train de pondre sur des feuilles de *Centaurea nigra* (DOCZKAL, 2002).

En Bretagne, elle est très peu citée et le seul spécimen capturé par la T2 sur le Venec en 2019 sur le Venec ne constitue que sa deuxième mention dans le Finistère.

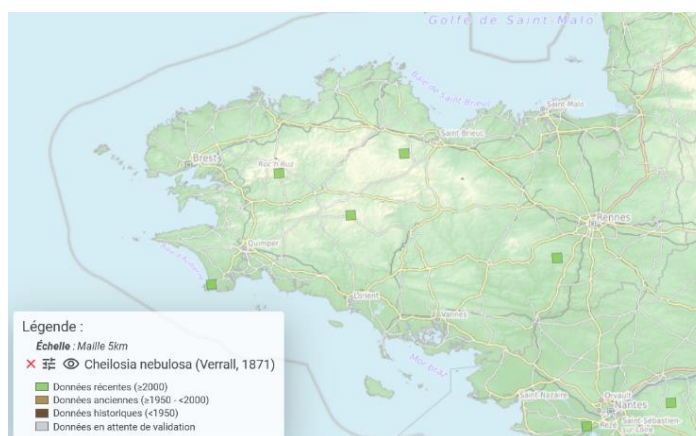


Figure 12 : photographie et cartographie de Cheilosia nebulosa (Cliché : Mael Garrin / GRETIA)

***Didea fasciata* (Macquart, 1834)**

Espèce répandue dans toute l'Europe (SPEIGHT, 2020), *Didea fasciata* n'a pas de statut de protection et n'est pas considérée comme en déclin ou menacé d'extinction (SPEIGHT *et al.*, 2020b). En Bretagne, elle a été observée dans les quatre départements, mais est peu présente avec seulement 12 observations. Elle n'avait toutefois jamais été mentionnée du Finistère avant sa découverte en 2019 sur deux sites : sur le Venec, où un seul individu a été capturé, ainsi qu'à Rosconnec (Dinéault).

Didea fasciata se rencontre dans les forêts de feuillus et de conifères, ainsi qu'en bord de clairière (SPEIGHT, 2020). La larve de cette espèce est arboricole et se nourrit principalement de pucerons sur des aiguilles de conifères et sur des arbres à feuilles caduques (HEISS, 1938).

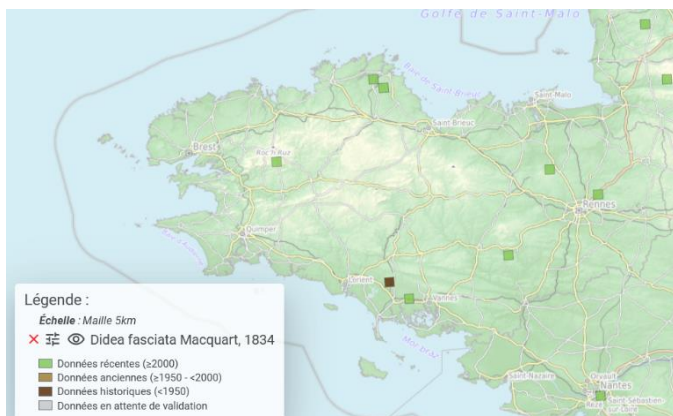


Figure 3 : photographie et cartographie de Didea fasciata (Cliché Mael Garrin)

***Eumerus ruficornis* (Meigen, 1822)**

Considérée comme en danger sur la liste rouge de l'UICN et menacée d'extinction en Europe, dans le domaine atlantique et en France ainsi qu'en déclin en France et en Europe, *Eumerus ruficornis* est une espèce tout particulièrement en péril. L'espèce possédait une large répartition allant du sud de la Scandinavie jusqu'à la Méditerranée, mais elle est désormais éteinte au Danemark et n'a pas été identifiée récemment dans de nombreuses parties de l'Europe centrale (JOHANSSON, 2011). En France, elle est connue dans 13 départements majoritairement situés dans l'ouest du pays et plus minoritairement dans le sud (SPEIGHT *et al.*, 2018 ; données GRECIA). En Bretagne, elle est recensée dans tous les départements et a été identifiée à plusieurs reprises dans le Finistère. Sur le Venec, la tente Malaise 2 a pu capturer 3 spécimens.

Elle est liée à des milieux qui se raréfient et peut être considérée comme assez rare dans la région, faisant actuellement l'objet de 35 données régionales réparties dans plus d'une dizaine de localités distinctes. La Bretagne a probablement un rôle important à jouer dans la conservation de cette espèce en danger du fait de la proportion manifestement importante des populations nationales situées dans la région.

On peut l'observer dans des prairies humides non-améliorées, des plaines inondées et le long des berges des rivières. En Bretagne, on la trouve surtout dans des milieux oligotrophes : prairies naturelles humides et également milieux landicoles. Les adultes volent à proximité de la basse végétation, tandis que les larves se développent dans une scorsonère, *Scorzonera humilis*, qui joue le rôle de plante hôte (JOHANSSON, 2011).

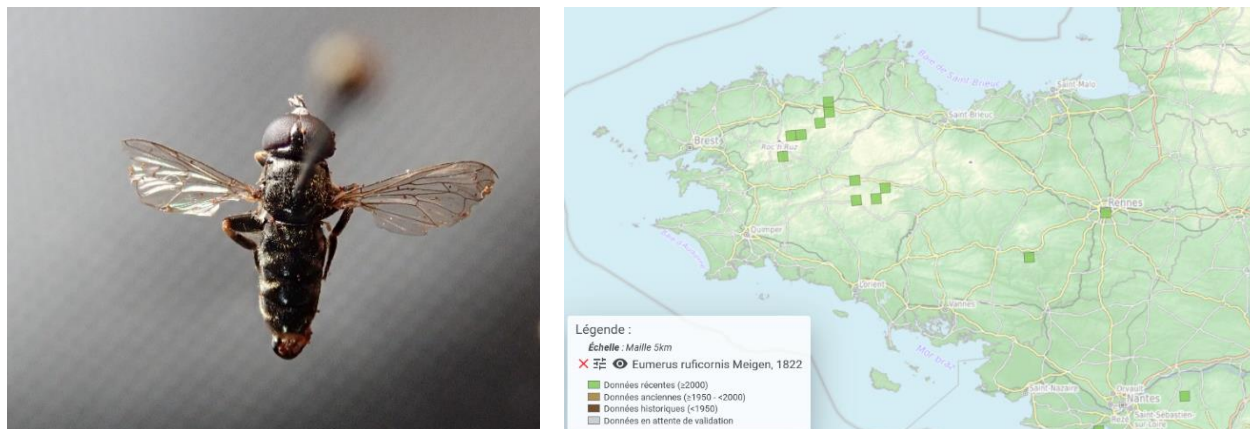


Figure 14 : photographie et cartographie d'Eumerus ruficornis (Cliché : Mael Garrin/GRETIA)

***Meligramma euchroma* (Kowarz, 1885)**

Meligramma euchroma est une espèce européenne à large distribution, allant de la Scandinavie au nord à l'Espagne au sud, de la Grande-Bretagne à l'ouest jusqu'au Caucase à l'est. Elle est considérée en déclin en France (SPEIGHT *et al.*, 2020b). Bien qu'observée dans les quatre départements, l'espèce est rare en Bretagne puisque l'on n'a répertorié qu'une quinzaine de données. Sur la RNN du Venec, un spécimen a été capturé par la T4 en 2020.

Les adultes semblent plutôt arboricoles, et se rencontrent dans des forêts matures de chênes et de hêtres, dans des clairières ou encore des vergers de pommiers. Les larves se nourrissent de pucerons sur des arbres et arbustes de type *Euonymus* et *Prunus*, mais aussi sur des arbres fruitiers de vergers (DUSEK & LASKA, 1959 ; GOELDIN DE TIEFENAU, 1974).

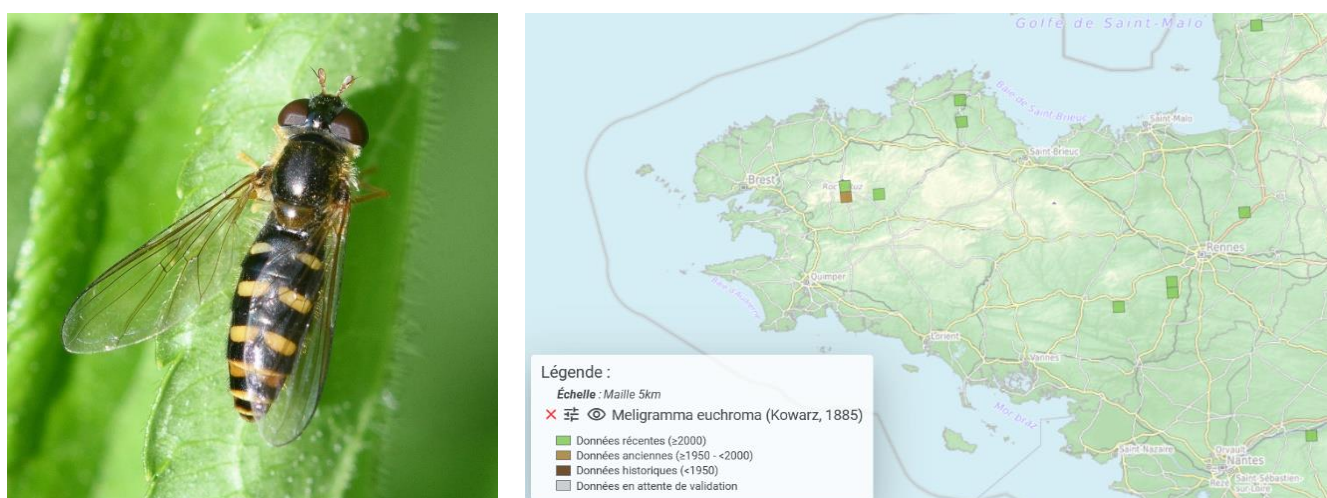


Figure 15 : photographie et cartographie de *Meligramma euchroma* (Cliché : Didier Houbrechts, CC-BY-NC)

***Meligramma triangulifera* (Zetterstedt, 1843)**

Meligramma triangulifera est une espèce considérée comme en déclin en France (SPEIGHT *et al.*, 2020b). Présente dans différentes régions du monde, sa répartition européenne se limite au nord du continent, le centre de la France constituant sa limite au sud.

Elle n'avait jamais été citée en Bretagne avant le lancement du programme Syrph the Net, cadre dans lequel elle a été découverte à Monteneuf (56) et en vallée du Canut (35) en 2019, et semble *a priori* aussi très rare dans le reste du Massif armoricain où elle n'était jusqu'alors connue que dans le département de la Sarthe. Sa première identification dans le Finistère, sur la RNN de Venec, relève d'une unique capture par la tente Malaise 3 en 2020.

Les adultes auraient des tendances arboricoles et fréquente principalement les boisements humides, telles que des forêts alluviales. Elle a également parfois été observée dans des jardins et parcs urbains matures (PLANT, 2001). Les larves sont aphidiphages sur les herbes hautes, arbustes et arbres à feuilles caduques.

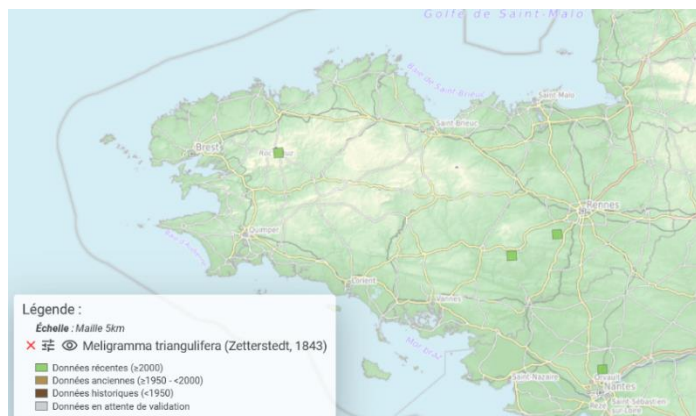


Figure 16 : photographie et cartographie de Meligramma triangulifera (Cliché : Pierre Duhem, CC-BY-NC)

***Microdon analis* (Macquart, 1842)**

Du fait de la confusion jusqu'à une période récente de deux espèces, *Microdon analis* et *M. major*, et de l'incertitude qui subsiste sur les critères de différenciation des imagos de ces deux taxons, les connaissances sur la biologie et la répartition de cette espèce sont fragmentaires. *Microdon analis* a probablement une répartition paléarctique assez large (SPEIGHT, 2020) et est connue d'un grand nombre de départements français (SPEIGHT ET AL., 2018). En Bretagne, l'espèce n'a cependant été collectée que dans des milieux landicoles. Bien qu'observée dans tous les départements de Bretagne, elle est rare dans la région où elle n'est connue de 8 localités, et la capture de 2 individus dans la T1 du Venec en 2019 constitue sa première mention finistérienne (elle a depuis également été découverte sur la RNR du Cragou en 2020 et sur la lande humide de Guernélohet à Botsorhel en 2022).

Sa larve se développe aux dépens de fourmis hôtes du genre *Lasius*, en particulier *Lasius platythorax* qui aménage ses fourmilières dans du bois pourri, et dans une moindre mesure *Lasius emarginatus*. L'espèce est réputée forestière (SPEIGHT, 2020), citée à la fois de forêts de conifères et de feuillus (hêtres, chênes, bouleaux).

Elle est en déclin en Europe (SPEIGHT et al., 2020b) et considérée quasi-menacée sur la liste rouge européenne des syrphes de l'UICN (SSYMANK, 2021b).

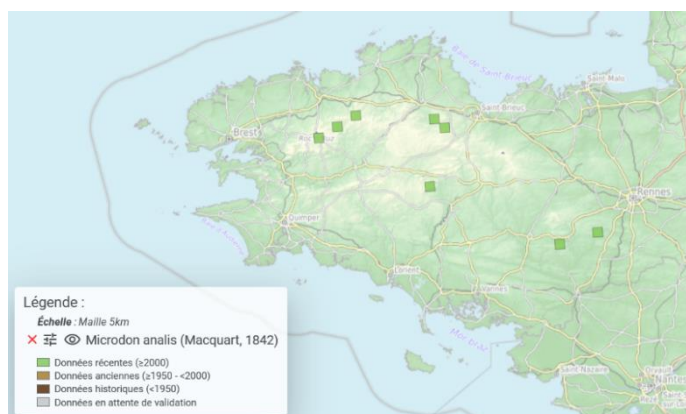
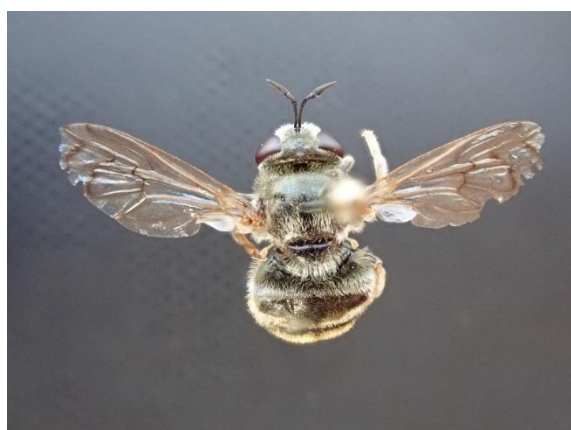


Figure 17 : photographie et cartographie de Microdon analis (Cliché Mael Garrin / GRETIA)

***Pipiza lugubris* (Fabricius, 1775)**

Pipiza lugubris, dont la répartition couvre le nord de l'Europe et le centre, l'Italie étant sa limite méridionale, est considérée comme en déclin en France (SPEIGHT *et al.*, 2020b).

Les adultes se rencontrent dans les zones ouvertes de forêts acidophiles de chênes, ormes ou encore de charmes, ainsi que dans des hautes herbes à proximité de chemins (SPEIGHT, 2020). La larve, non décrite, est probablement aphidiphage comme les autres espèces du genre.

En Bretagne, *Pipiza lugubris* a été observée dans tous les départements et semble moyennement commune. Dans le Finistère, l'espèce a été identifiée à 15 reprises, dont 1 spécimen capturé en 2020 par la T3 sur la RNN du Venec.

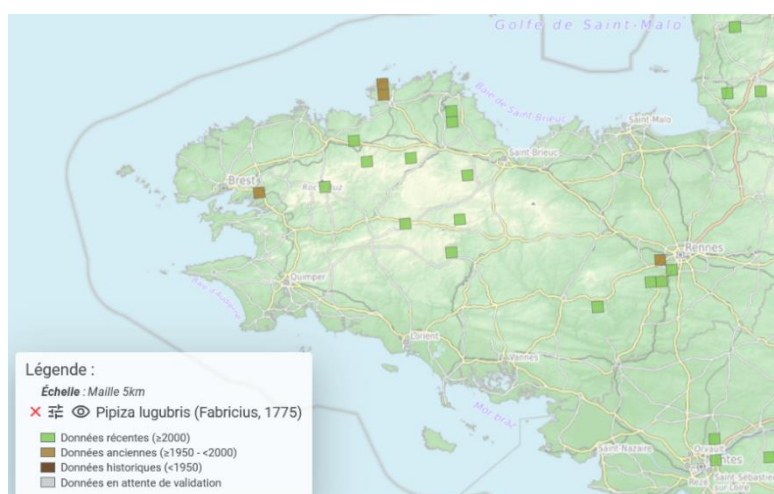


Figure 18 : photographie et cartographie de Pipiza lugubris (Cliché : Jean-Luc Kerveadou, CC-BY-NC)

***Sphaerophoria potentillae* (Claussen, 1984)**

Cette espèce a une répartition mondiale restreinte autour de la Mer du Nord et la Manche : elle est citée de Norvège, du Danemark, des Pays-Bas, du sud-ouest de la Grande-Bretagne (Devon et Cornouailles) et, en France, du Massif armoricain. La Bretagne constitue sa limite sud de répartition. En Bretagne, on la rencontre régulièrement dans les landes humides et mésophiles, et exclusivement dans ces milieux.

Sa répartition internationale restreinte, son caractère très sténocé lié à des milieux qui se raréfient et le fait qu'il semble qu'une part importante de ses populations mondiales vive dans la région confère une très forte responsabilité à la Bretagne pour la conservation de cette à l'échelle nationale et internationale. C'est probablement l'élément le plus original de notre syrphidofaune régionale. 59 mâles ont été capturés dans les quatre tentes Malaise du Venec ainsi qu'en chasse à vue, sans compter les 65 femelles indéterminables qui appartiennent probablement à cette espèce. Elle présente donc de belles populations largement réparties sur la RNN du Venec. C'est l'une des espèces les plus abondantes contactées au cours de cette étude, elle constitue donc un élément structurant de la syrphidofaune du site.

Sphaerophoria potentillae est actuellement considérée sur la liste rouge de l'UICN comme « espèce vulnérable » ; elle est également considérée comme en déclin voire menacée en Europe et menacée en France par SPEIGHT et al. (2020b).

La biologie de ce syrpe est inconnue bien qu'on puisse supposer que ses larves soient aphidiphages comme les autres espèces du genre. En 2022, nous avons pu observer sur la tourbière de la Balusais (Gahard, 35) une femelle en train de pondre sur les parties apicales d'une tige d'*Erica ciliaris* (figure 3). La ponte de cette espèce n'avait à notre connaissance jamais été observée ; elle pourrait expliquer au moins en partie la fort lien de ce syrpe avec les habitats landicoles.



Figure 19 : photographie et cartographie de Sphaerophoria potentillae (Cliché : Mael Garrin / GRETIA)

***Tropidia fasciata* (Meigen, 1822)**

Tropidia fasciata, dont la vaste répartition s'étend de l'Europe de l'Ouest jusqu'à la Sibérie, est en déclin dans le domaine Atlantique et en Europe (ARACIL *et al.*, 2021, SPEIGHT *et al.*, 2020b). La France serait le seul pays européen où les observations de cette espèce sont relativement fréquentes (SPEIGHT, 2020). Elle est bien connue dans tous les départements de la Bretagne, avec 172 données régionales et 72 données réparties dans plus d'une dizaine de localités distinctes seulement pour le Finistère. 21 individus ont été identifiés au Venec, aussi bien par tente Malaise que par chasse à vue, avec pas moins de 12 individus pour la T2.

Tropidia fasciata est présente dans des milieux humides : étangs tourbeux en forêts humides de feuillus, marges des tourbières, bas-marais acides, rus oligotrophes dans les prairies acidiphiles non améliorées.). Bien que le développement larvaire de cette espèce ne semble pas être connu, la larve serait microphage et aquatique (SPEIGHT, 2020).



Figure 20 : photographie et cartographie de Tropidia fasciata (Cliché : Mael Garrin / GRETIA)

3.4. – Analyse de l'abondance spécifique du peuplement syrphidologique de la RNN du Venec

Parmi les neuf espèces les plus abondantes (plus de 50 spécimens collectés), sept (*Sphaerophoria scripta*, *Melanostoma mellinum*, *Eupeodes corollae*, *Platycheirus albimanus*, *Episyrphus balteatus*, *Melanostoma scalare* et *Paragus haemorrhous*) sont très ubiquistes, communes dans la plupart des milieux, et pour plusieurs d'entre elles, ont d'assez fortes capacités de dispersion. Les deux dernières sont beaucoup plus spécialisées et entretiennent un fort lien avec les milieux humides oligotrophes à mésotrophes. Il s'agit de *Sphaerophoria potentillae* et *Platycheirus occultus* qui ont été capturées dans l'ensemble des tentes Malaise.

Parmi les six espèces suivantes en termes d'abondance (entre 15 et 30 spécimens collectés), on trouve à nouveau trois espèces assez ubiquistes et communes (*Eristalis tenax*, *Helophilus pendulus* et *Eupeodes luniger*) ainsi que trois espèces plus liées aux milieux humides oligotrophes (*Sericomyia silentis*, *Tropidia fasciata* et *Platycheirus angustatus*). Les deux premières ont été capturées dans trois tentes sur quatre mais n'ont pas été recensées par la tente 3, qui est celle insérée dans l'environnement le plus sec (landes mésophiles et fourrés). *P. angustatus* a, quant à lui, été capturé par le quatre tentes.

Ces quinze espèces les plus abondantes, représentant 87% des captures et largement réparties sur le site (toutes capturées dans au moins trois tentes sur quatre), peuvent être considérées comme représentatives du peuplement syrphidologique du Venec. Celui-ci peut être considéré comme moyennement spécifique.

En effet, la proportion d'espèces communes et ubiquistes parmi les syrphes fréquentant le site de manière abondante est assez importante (10/15). Parmi ces dix espèces, beaucoup sont connues pour avoir à la fois de fortes abondances et de fortes capacités de dispersion, et il est possible que pour certaines d'entre elles, les milieux présents sur le Venec jouent un rôle d'habitat moins important pour les larves que pour les adultes. Par contre, les cinq autres espèces, fortement liées aux milieux humides oligotrophes, sont sans doute les plus caractéristiques de la syrphidofaune du Venec.

À l'inverse, 43 espèces identifiées au cours de l'étude n'ont été contactées que grâce à la capture de 10 spécimens ou moins, 21 d'entre elles n'ayant fait l'objet que de la capture d'un unique spécimen. La faible abondance de celles-ci peut dépendre de plusieurs facteurs : leurs comportements peuvent induire une plus faible détection par les tentes Malaise, elles peuvent être liées à des habitats ou à des micro-habitats peu représentés sur le site, ou être naturellement peu abondantes.

3.5. – Diagnostic écologique de la RNN du Venec à l'aide de la méthode Syrph the Net

3.5.1. – Qualité du modèle, intégrité écologique de l'éco-complexe et espèces inattendues

À l'échelle des cinq macro-habitats principalement ciblés dans le cadre de l'étude – cf. Tableau 2), la qualité du modèle est bonne (53%) avec 28 espèces considérées comme inattendues. Le modèle est en revanche considéré comme excellent (93 %) lorsque l'ensemble des macro-habitats présents dans le rayons des 300 mètres des tentes est pris en compte dans l'analyse (Tableau). Trois des 28 espèces inattendues dans les cinq macro-habitats principalement ciblés sont attendues spécifiquement en forêt de feuillus, une (*Eristalis similis*) est attendue spécifiquement dans des milieux ouverts plus anthropisés (haies et lisières de champs) et les 23 autres sont attendues dans plusieurs des macro-habitats (notamment boisés) non ciblés spécifiquement présents dans le rayon de 300 mètres des tentes.

Seules quatre espèces (*Cheilosia fraterna*, *Eumerus ruficornis*, *Pipiza lugubris* et *Tropidia fasciata*) sont considérées comme inattendues dans le modèle incluant l'ensemble des macrohabitats présents dans le rayon de 300 mètres des tentes, ce qui est l'illustration d'une bonne description des habitats du site, préalable nécessaire à l'analyse StN.

Plusieurs facteurs peuvent expliquer la présence de ces quatre espèces :

- une mauvaise description des habitats, ce qui, au regard de la qualité du modèle considérée comme excellente, semble peu probable ;
- l'influence des milieux environnants ;
- des imprécisions ou des lacunes de connaissances dans la description des macro-habitats occupés par les syrphes dans la base StN, ce qui semble l'explication la plus probable, en particulier pour les deux premières espèces suivantes, qui de par notre connaissance de la syrphidofaune bretonne nous paraissaient très attendues sur le Venec et même caractéristiques des milieux présents.
 - Ceci est clairement le cas pour *Eumerus ruficornis* qui n'est codé dans la base StN que pour certains types de prairies uniquement en association avec des milieux aquatiques courants (berges de ruisseaux, sources, résurgences). Cette espèce se rencontre en Bretagne dans divers milieux oligotrophes prairiaux ou landicoles où pousse sa plante-hôte larvaire, *Scorzonera humilis*, sans lien apparent avec la présence d'eau courante.
 - Il en va de même pour *Tropidia fasciata*. L'espèce n'est codée dans la base Syrph the Net que pour certains milieux humides (dont les landes tourbeuses, les tourbières hautes et les prairies humides oligotrophes) qu'uniquement en association avec des berges de milieux aquatiques. La différence entre « mare » et « berge de mare » n'étant pas définie de manière très explicite dans le glossaire, l'habitat supplémentaire « berge de mare » (7462o ou 7462w) n'a pas été défini sur le Venec (tableau 4). Néanmoins, si l'espèce est parfois très abondante en bord de mare, elle est connue de divers sites bretons en absence d'eau libre, et se développe probablement dans les boues enrichies en matière végétale de divers milieux oligotrophes.
 - Dans le cas de *Cheilosia fraterna*, qui n'est associée dans la base StN aux milieux ouverts prairiaux que de manière générique (elle n'est associée à aucun milieu prairial décrit de manière plus précise que le code générique 23) et uniquement en présence de berges de ruisseaux et rivières, la description de ses habitats semble également lacunaire (en l'état, l'espèce ne pourra jamais être prédite si les milieux prairiaux ont été décrits de manière précise).
 - Un seul individu de *Pipiza lugubris* a été capturé sur la réserve, au niveau de la tente T3. Cette espèce est codée comme liée aux chênaies en présence de pistes ou clairières avec des communautés d'herbes hautes. La taxonomie embrouillée jusqu'il y a peu et la difficulté de détermination du genre *Pipiza* limitant la possibilité d'associer des données écologiques à des déterminations fiables explique potentiellement que son écologie soit encore mal connue et qu'elle soit codée de manière trop restrictive dans la base de données.

Bien que la présence des milieux autres que les habitats landicoles, tourbeux et prairiaux humides oligotrophes aux alentours des tentes, tels que les milieux boisés, expliquent l'apparition d'un grand nombre d'espèces observées, contribuant ainsi de façon importante à la diversité du site, ces macro-habitats ne seront pas retenus pour interpréter la note globale d'intégrité écologique de l'éco-complexe. Ils n'ont en effet pas été spécifiquement échantillonnés dans le cadre de la présente étude (l'emprise des tentes Malaise ne couvrant que relativement marginalement ces macro-habitats – cf. Figure 2), la note d'intégrité serait nécessaire biaisée par ce sous-échantillonnage.

Seront retenus pour l'analyse « finale » les macrohabitats suivants : Landes tourbeuses (24), Landes à bruyères de plaine (251), Tourbières hautes (631), Prairies non améliorées de plaine humide oligotrophes (231132) et Fourrés d'ajoncs (1612).

Ainsi, en excluant ces macro-habitats périphériques, l'intégrité écologique de l'éco-complexe landicole, des tourbières et des prairies oligotrophes est de 60% et peut être considérée comme bonne (tableau 8), selon les seuils consacrés par la méthode. 21 espèces sont cependant manquantes, ce qui suggère de potentiels dysfonctionnements au niveau de certains micro ou macro-habitats. Ceux-ci seront analysés dans les parties suivantes, l'intérêt de la méthode StN résidant dans la finesse de l'analyse des intégrités et des déficits à l'échelle des micro et macro-habitats.

Tableau 8 : intégrité écologique de la RNN du Venec, avec ou sans les macro-habitats périphériques. Les couleurs utilisées dans ce tableau et les figures suivantes reprennent les classes proposées dans le tableau 1.

	Cinq habitats principalement visés (24, 251, 631, 1612, 231132)	Ensemble des macro-habitats présents dans le rayon de 300 mètres des tentes
Espèces prédites	53	194
Espèces observées	60	60
Espèces au rendez-vous	32	56
Espèces manquantes	21	138
Espèces inattendues	28	4
Intégrité écologique	60 %	28%
Qualité du modèle	53 %	93%

3.5.2. – Intégrité écologique des différents macro et micro-habitats

Globalement, tous les macro-habitats ciblés de la RNN du Venec présentent une bonne intégrité écologique (figure 21). L'intégrité écologique est la plus faible dans les landes à bruyères de plaine (57,14%), où 9 des 21 espèces attendues sont absentes. Les résultats détaillés des niveaux d'intégrité écologique sont présentés pour chaque macro-habitats dans les chapitres suivants.

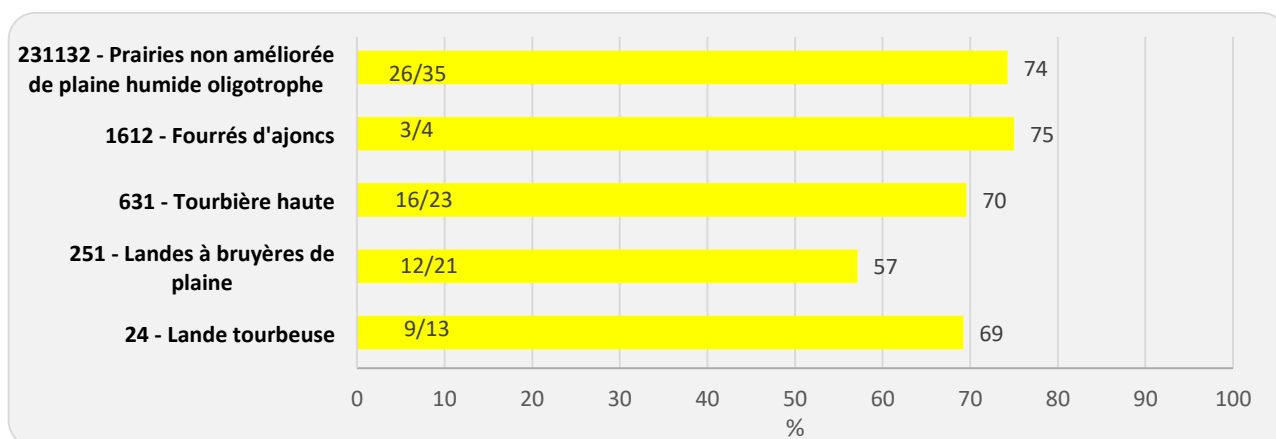


Figure 21 : intégrité écologique des principaux macro-habitats étudiés de la RNN du Venec

Nous présentons ci-après (figure 22) les niveaux d'intégrité écologique en fonction des trois principaux traits de vie des larves : trophie des eaux, régime alimentaire et tolérance à l'inondation. 71% des syrphes dont le développement larvaire se réalise dans les eaux mésotrophes sont présentes, contre 55% pour celles dont le développement larvaire se réalise dans des eaux oligotrophes. Les syrphes pouvant se développer dans les eaux eutrophes, quant à elles presque toutes présentes (6/7), sont en fait des espèces euryèces, capables de se développer également dans des eaux mésotrophes voire oligotrophes ; elles ne constituent donc pas un marqueur d'eutrophie.

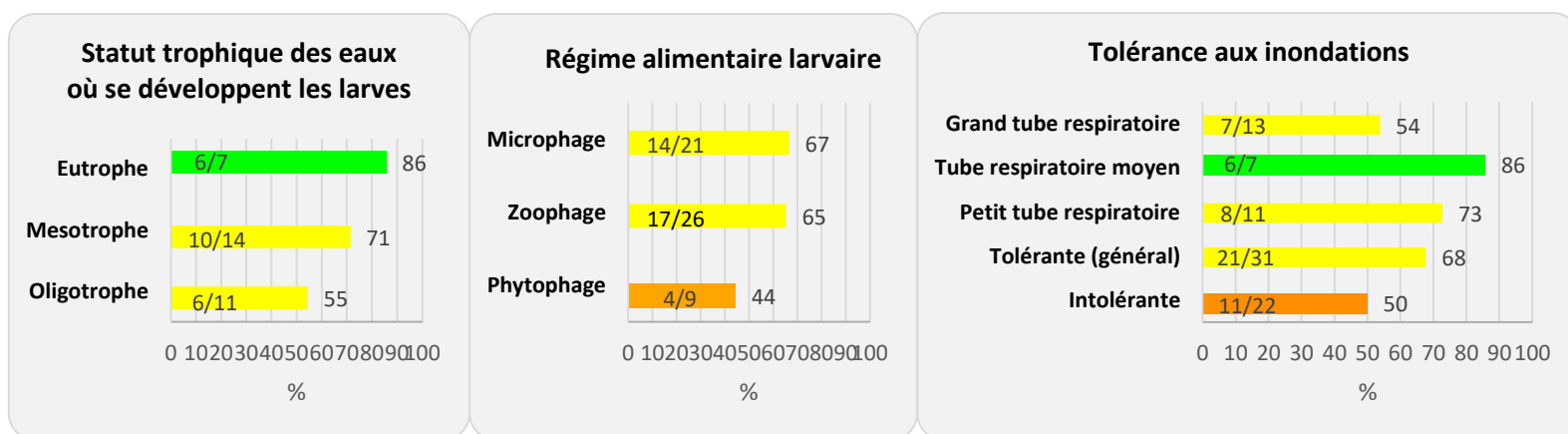


Figure 22 : intégrité écologique en fonction des traits de vie des larves de syrphes

Plus de la moitié des syrphes attendus dont les larves sont phytophages sont absentes de la réserve (56%). Les espèces à larves microphages sont les plus nombreuses, et l'intégrité écologique est légèrement plus élevée (66%) que celle des larves à régime alimentaire zoophage (61%).

Enfin, la proportion d'espèces intolérantes aux inondations est moyenne : seulement la moitié des 22 espèces attendues dans cette catégorie ont été observées, tandis que 68% (21/31) des espèces tolérantes aux inondations et attendues sont présentes sur la RNN du Venec.

Les paragraphes ci-dessous présentent les résultats détaillés pour chacun des macro-habitats ciblés par l'analyse StN. Dans chacune de ces parties, un graphique illustre les intégrités écologiques (pourcentage à droite des barres) des différents micro-habitats larvaires. Les chiffres à l'intérieur des

barres correspondent au nombre d'espèces présentes / nombre d'espèces attendues. Les autres valeurs présentées dans les paragraphes suivants (mais non illustrées) proviennent de la base de données StN, qui regroupe de très nombreuses informations (traits de vie, zone d'hibernation, degré d'affinité des espèces à un habitat ..., cf. §2.3.1., *supra*).

3.5.2.1. – Les landes tourbeuses (code habitat 24)

La figure 23 détaille l'intégrité écologique des micro-habitats de la lande tourbeuse. Avec neuf espèces présentes sur treize attendues, l'intégrité écologique des landes tourbeuses est bonne (69%).

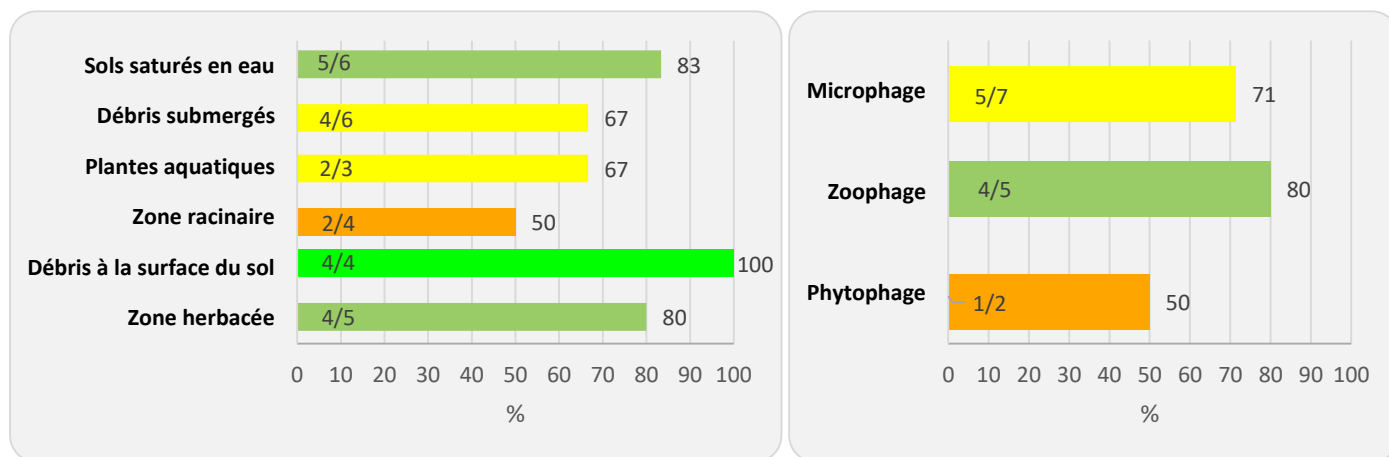


Figure 23 : intégrité écologique des micro-habitats larvaires des landes tourbeuses, à gauche, et intégrité écologique en fonction de l'alimentation larvaire des syrphes des landes tourbeuses, à droite

Parmi les quatre espèces manquantes, on note *Pipizella viduata* qui n'a pas été considérée comme présente dans l'analyse, du fait que le seul spécimen de *Pipizella* collecté dans la tente 3 était une femelle et que seuls les mâles sont déterminables dans ce genre ; il est toutefois très probable que la capture de mâles aurait mis en évidence que c'est cette espèce de *Pipizella* qui est toujours présente sur le Venec où elle avait déjà été notée avant cette étude.

Parmi les trois autres espèces manquantes, deux espèces, *Anasimyia lunulata* et *Eristalis abusiva*, partagent des traits communs : elles sont microphages et leurs larves se développent dans des débris submergés. *Anasimyia lunulata* est extrêmement rare en Bretagne : elle est seulement connue sur le site des landes de Lann Bern à Glomel (22). L'espèce n'est par ailleurs présente en France que dans quelques départements de l'extrême est du pays. *Eristalis abusiva*, quant à elle, n'a pas été rencontrée dans la région au XXI^e siècle et pourrait en avoir disparu. Les facteurs expliquant l'absence de ces deux espèces sur le Venec pourraient donc être d'ordre extra-local.

La dernière espèce manquante, *Cheilosia latifrons*, a des larves phytophages qui se développent sur les racines d'astéracées du genre *Leontodon* (bien qu'il soit supposé que les larves puissent également se nourrir sur d'autres plantes). Son association aux landes tourbeuses est considérée comme moyenne, mais, en Bretagne, elle a globalement peu été capturée dans des habitats landicoles.

Tous les micro-habitats affichent donc de bons résultats en matière d'intégrité écologique (virtuellement « moyen » pour la zone racinaire du fait de l'absence de *Pipizella viduata*) et l'absence des quelques espèces considérées comme manquantes étant peu étonnante au vu du contexte syrphidologique breton, elle paraît peu significative d'éventuels dysfonctionnements.

3.5.2.2. - Les landes à bruyères de plaine (code habitat 251)

Avec seulement 12 des 21 espèces attendues, la lande à bruyères de plaine est le macro-habitat dont l'intégrité écologique est la plus faible (57%, figure 24). On peut toutefois la considérer comme bonne.

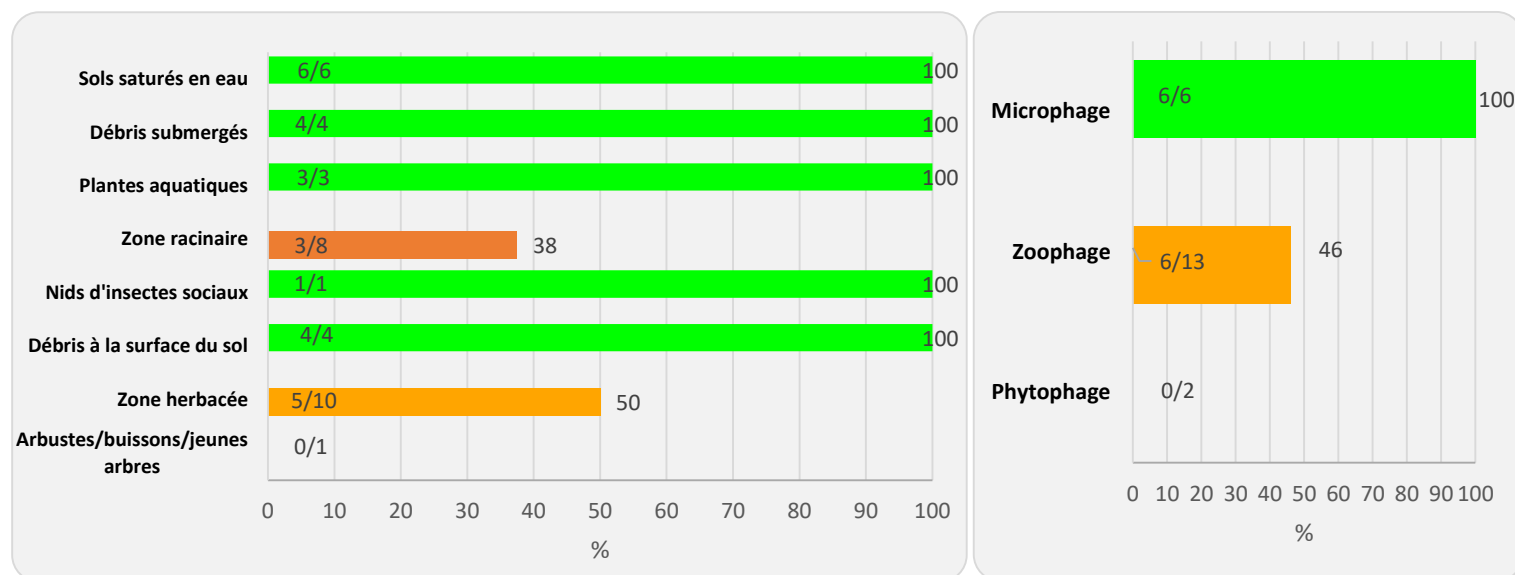


Figure 24 : intégrité écologique des micro-habitats larvaires des landes à bruyères de plaine, à gauche, et intégrité écologique en fonction de l'alimentation larvaire des syrphes des landes à bruyères de plaine, à droite

Il est à noter que la majorité des micro-habitats ont une intégrité écologique excellente, tels que les débris à la surface du sol, les nids d'insectes sociaux, les plantes aquatiques, les débris submergés et les sols saturés en eau, où toutes les espèces attendues ont été observées.

Néanmoins, 8 des 11 espèces pour lesquelles cet habitat est préférentiel, ou faisant partie de la gamme normale utilisée par l'espèce (habitat codé 3 ou 2 dans la base StN), sont absentes.

Ces résultats sont cependant à nuancer par plusieurs éléments. Une remarque concernant la présence probable de *Pipizella viduata*, malgré le fait qu'elle n'ait pas été identifiée au cours de l'étude, a déjà été formulée précédemment. Par ailleurs, quatre espèces zoophages semblent éviter les secteurs les plus froids et humides de la région : *Chrysotoxum elegans*, *C. octomaculatum*, *Paragus quadrifasciatus* et *P. tibialis* ne sont connues en Bretagne que sur le littoral et dans certaines stations plutôt thermophiles à l'intérieur des terres en Ile-et-Vilaine.

Si on exclut ces cinq espèces de l'analyse, seules quatre espèces restent manquantes : *Cheilosia longula*, *Chrysotoxum vernale*, *Pelecocera tricincta* et *Platycheirus peltatus*.

Parmi ces quatre espèces, on trouve notamment les deux seules espèces phytophages attendues dans ces landes à bruyères de plaine, *Cheilosia longula* et *Pelecocera tricincta*, la seconde étant préférentielle dans cet habitat. Les deux autres sont zoophages. Parmi ces quatre espèces, deux ont des larves qui se développent spécifiquement dans la zone herbacée, une zone racinaire et une dans ces deux zones. Ces espèces manquantes sont trop peu nombreuses et leur autoécologie diffère

globalement trop pour pouvoir dégager des caractéristiques communes, si ce n'est que trois d'entre elles sont intolérantes aux inondations (alors que parmi les syrphes intolérants aux inondations, seules trois espèces logiquement attendues dans ce milieu, mais beaucoup plus ubiquistes sont présentes ; les neuf autres espèces attendues étant tolérantes aux inondations).

3.5.2.3. – La tourbière haute (code habitat 631)

La tourbière haute présente une bonne intégrité écologique (70% ; figure 21), avec 16 des 23 espèces attendues au rendez-vous. En outre, les trois espèces (*Platycheirus clypeatus*, *Sericomyia silentis*, *Trichopsomyia flavitarsis*) pour lesquelles cet habitat est préférentiel (codées 3) sont toutes présentes.

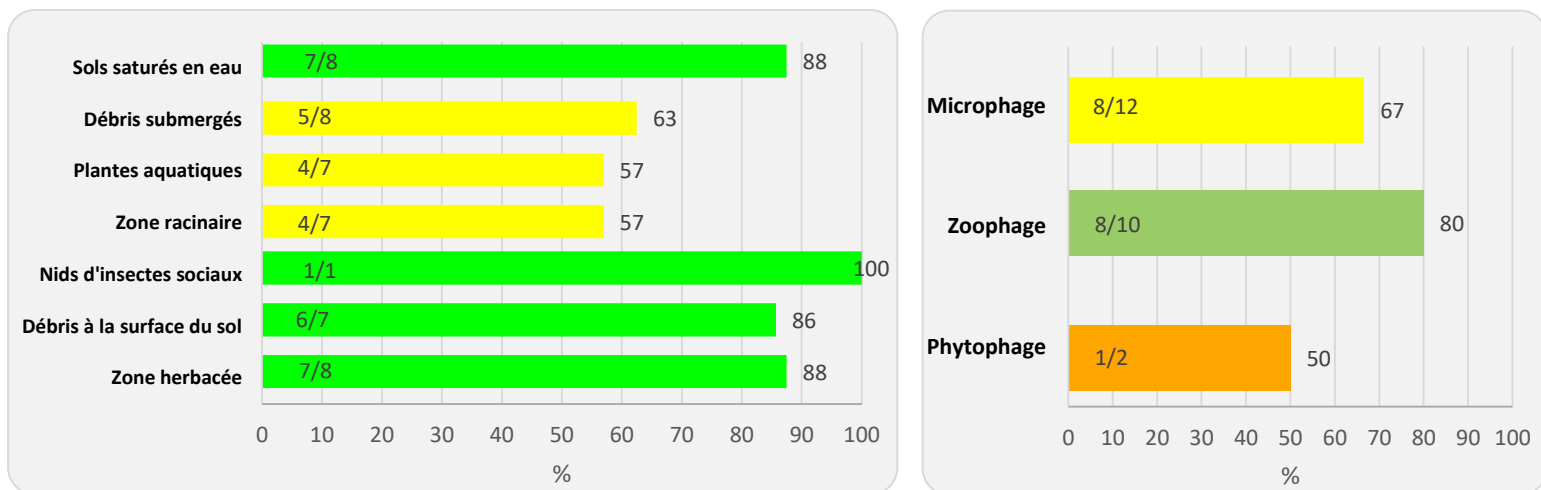


Figure 25 : intégrité écologique des micro-habitats larvaires des tourbières hautes, à gauche, et intégrité écologique en fonction de l'alimentation larvaire des syrphes des tourbières hautes, à droite

La totalité des micro-habitats larvaires montrent une intégrité écologique bonne à excellente. Comme pour les landes tourbeuses et les landes à bruyères de plaine, les micro-habitats qui présentent les moins bons résultats sont celui de la zone racinaire et celui des plantes aquatiques (57%).

Pour la zone racinaire, toutefois, deux des trois espèces manquantes (*Pipizella viduata* et *Pyrophaena granditarsis*) avaient été précédemment notées sur la réserve en 2018 et sont probablement toujours présentes, l'intégrité de ce micro-habitat est donc vraisemblablement meilleure en réalité que ce qui est affiché sur le diagramme.

Concernant les espèces absentes au niveau des plantes aquatiques, les trois sont microphages (*Anasimyia contracta*, *Anasimyia lunulata*, *Lejogaster metallina*) et sont toutes attendues en tourbière haute uniquement en association avec des habitats supplémentaires aquatiques : fossés de drainage en zone humide ou mare permanente en zone humide. Il en va de même pour *Eristalis abusiva*, une autre espèce microphage absente, dont les larves sont liées aux débris submergés et aux soles saturés en eau.

Par ailleurs, seule la moitié des espèces phytophages attendues sont au rendez-vous, mais avec seulement deux espèces attendues, ce résultat est peu significatif. Il s'agit de *Cheilosia albipila*, une espèce tolérante aux inondations dont les larves minent notamment *Cirsium palustre*.

3.5.2.4. – Les prairies non améliorées de plaine humide oligotrophes (code habitat 231132)

Avec une valeur de 74%, l'intégrité écologique des prairies non améliorées de plaine humide oligotrophes est considérée comme bonne, à la limite du très bon (figure 21). En effet, 26 des 35 espèces attendues sont présentes.

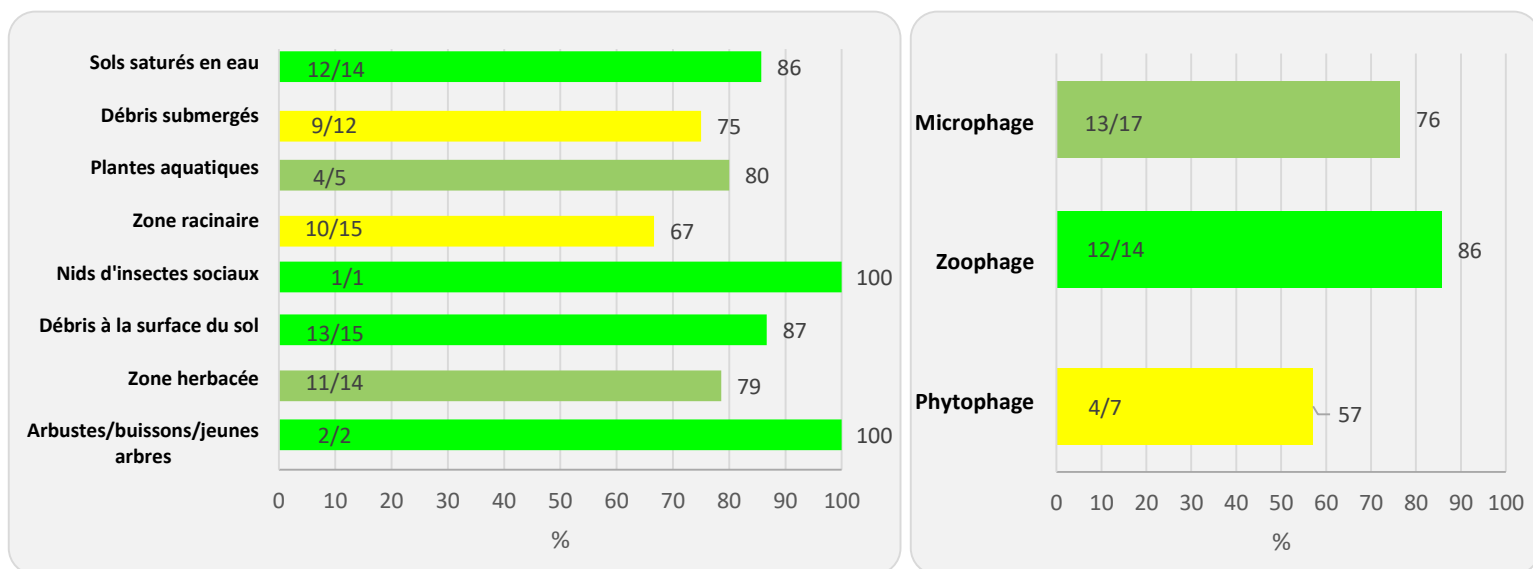


Figure 26 : intégrité écologique des micro-habitats larvaires des prairies non améliorées de plaine humides oligotrophes, à gauche, et intégrité écologique en fonction de l'alimentation larvaire des syrphes des prairies non améliorées de plaine humides oligotrophes, à droite

En outre, cinq des huit espèces pour lesquels cet habitat est préférentiel (codées 3) sont au rendez-vous. Neuf espèces restent cependant manquantes et de légères disparités existent entre les différents micro-habitats, oscillant entre le bon et l'excellent en termes d'intégrité écologique. Effectivement, alors que les syrphes, dont les larves se développent au niveau des racines d'herbacées (10/15) ou sur des débris submergés (9/12), sont déjà plutôt bien présents, ceux dont les larves se développent sur des jeunes arbres, des débris à la surface du sol, sur des sols saturés en eau ou bien au niveau de nids d'insectes sociaux sont presque tous inventoriés, indiquant une excellente intégrité écologique.

Comme pour les précédents habitats, c'est la zone racinaire qui affiche la moins bonne intégrité écologique parmi tous les micro-habitats (67%), mais comme pour la tourbière haute, ce résultat est biaisé par l'absence de contact de *Pipizella viduata* et *Pyrophæna granditarsis* en 2019-2020 au cours de l'étude alors qu'elles avaient été capturées sur la RNN en 2018.

En ce qui concerne les régimes alimentaires larvaires, c'est le régime phytophage qui présente les moins bons résultats, avec trois espèces manquantes du genre *Cheilosia*. Ces espèces sont liées à des plantes plutôt communes : *Cirsium palustre* pour *Cheilosia albipila*, *Ranunculus repens* pour *C. albitarsis* et *Leontodon* spp. pour *C. latifrons*. Il convient de remarquer que *Cheilosia albipila* est une espèce particulièrement précoce dont l'optimum de la période de vol se situe entre mi mars et mi avril, la date de pose des tentes Malaise ne couvrant qu'une partie de sa période d'activité, pouvant éventuellement contribuer à son absence de détection. L'absence de *Cheilosia albitarsis*, dont les prairies humides oligotrophes sont un habitat préférentiel et qui est plutôt fréquente en Bretagne, est cependant particulièrement étonnante. Les *Cheilosia* étant souvent moins capturés par les tentes Malaise que d'autres genres de syrphes, et les tentes n'ayant pas été placées directement au sein des

prairies où se développent la plante-hôte, il serait utile de vérifier la présence de *C. albitarsis* par une prospection spécifique en chasse à vue sur les habitats de prairies humides oligotrophes du Venec.

3.5.2.5. – Les fourrés d’ajoncs (code habitat 1612)

Avec seulement quatre espèces attendues pour trois au rendez-vous, les fourrés d’ajoncs obtiennent un bon score d’intégrité de 75% (figure 27).

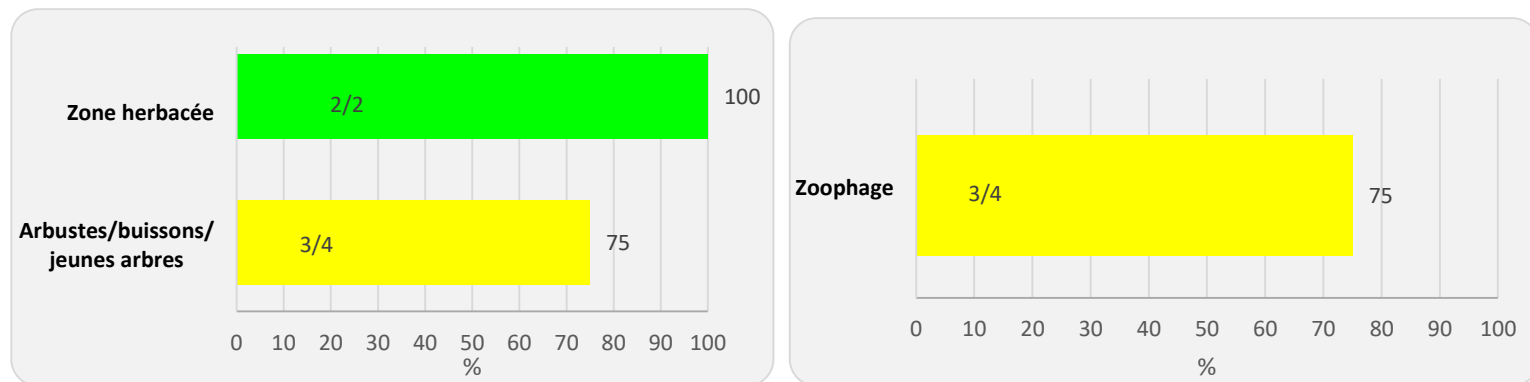


Figure 27 : intégrité écologique des micro-habitats larvaires des fourrés d’ajoncs, à gauche(A), et intégrité écologique en fonction de l’alimentation larvaire des syrphes des fourrés d’ajoncs, à droite(B)

La seule espèce manquante est *Meliscaeva cinctella* qui utilise ces milieux principalement dans la recherche de nourriture pour les adultes (butinage sur les ajoncs). Cependant, cette espèce fréquente plutôt des boisements ou massifs forestiers dans lesquels elle peut assurer son cycle larvaire, son régime alimentaire se résumant à la recherche de pucerons sur des feuilles de divers feuillus tels que le hêtre. L’absence de l’espèce pourrait donc être mise en lien avec l’absence de boisements feuillus importants aux environs des zones de fourrés à ajoncs. Parmi les trois espèces présentes, deux sont largement communes et répandues dans des habitats très variés : *Syrphus ribesii* et *Platycheirus scutatus*. La troisième en revanche est une espèce très rare dans la région : il s’agit de *Melangyna lasiophthalma*, plutôt localisée aux montagnes et aux stations froides de plaine, sa larve est aphidiphage et se développe sur des strates végétales variées : sa présence s’explique sans doute par les conditions climatiques très particulières du site.

Ce macro-habitat est un cas à part puisque très peu d’espèces y sont prédites. Il faut également préciser que les fourrés d’ajoncs ne représentent généralement qu’une source de nourriture pour les adultes des espèces citées ici et non un habitat strictement essentiel à leur développement, leur intérêt reste donc limité. Il a cependant été décidé de le prendre en compte dans l’analyse StN car cet habitat occupe une superficie importante de 6,39 ha dans le périmètre de 300 mètres autour des tentes Malaise, en quasi-totalité dans le périmètre de la tente 3. Si peu de conclusions peuvent être tirées pour cet habitat au vu du si faible nombre d’espèces prédites, il convient de souligner à nouveau le caractère assez remarquable de la présence de *Melangyna lasiophthalma*, qui permet aux fourrés à ajoncs du Venec de présenter un bon score d’intégrité écologique du point de vue de la syrphidofaune.

3.6. – Comparaisons interstationnelles

Afin de mettre en lumière d'éventuelles ressemblances ou différences entre les cortèges piégés sur chacune des stations, un cadrage multidimensionnel non métrique (NMDS) a été réalisé. Les résultats de cette analyse ont été représentés graphiquement en figurant les différents relevés, chaque tente Malaise étant représentée par un symbole différent. Les couleurs mettent en avant les différences liées à l'année, soit entre 2019 et 2020 (figure 28). La similitude entre relevés se traduit par un positionnement proche sur les graphiques.

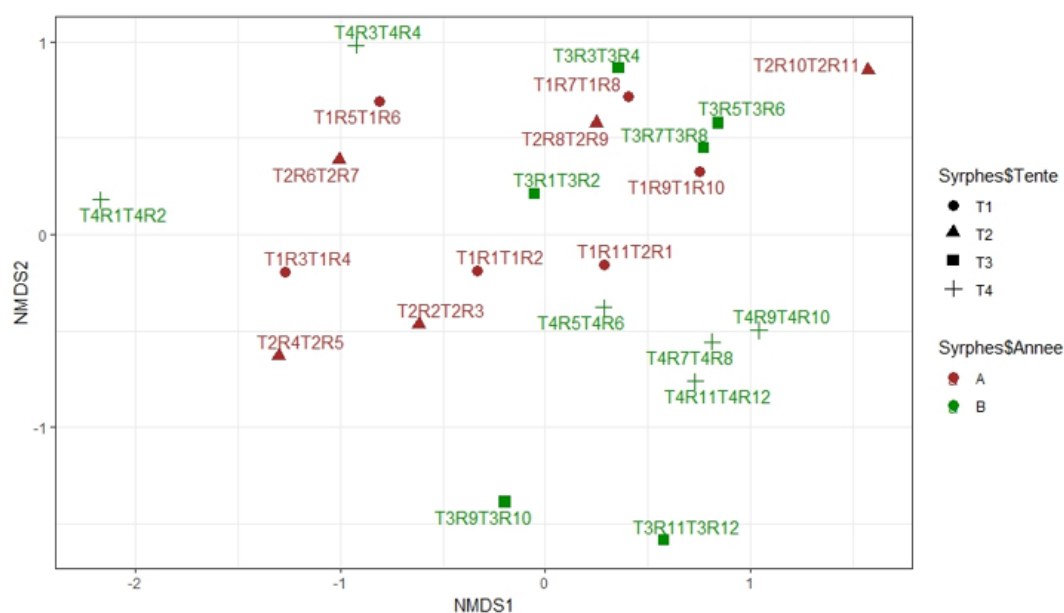


Figure 28 : cadrage multidimensionnel non métrique (NMDS) en fonction de l'année de pose des tentes

La figure 28 ne met pas en évidence une différenciation marquée des deux groupes de tentes 1 et 2 d'une part et 3 et 4 d'autre part. La méthode de l'IndVal quant à elle met en avant deux espèces indicatrices du groupe de tentes 1 et 2, *Platycheirus occultus* et *Tropidia fasciata*, et une espèce indicatrice du groupe de tentes 3 et 4, *Volucella bombylans*, avec un niveau de fiabilité relativement faible pour cette dernière.

Le facteur « année de piégeage » peut parfois jouer un rôle pour expliquer des dissimilarités entre la syrphidofaune mises en évidence sur un site au cours de différentes années. Lorsque c'est le cas, les espèces pour lesquelles ce facteur est le plus marqué sont souvent des syrphes ubiquistes et communs qui peuvent présenter de fortes capacités de dispersion, de fortes abondances et de fortes variations d'abondance d'une année sur l'autre. Peu de ces espèces semblent ici concernées par ce phénomène, à part peut-être *Eupeodes corollae*, une espèce aphidiphage assez ubiquiste beaucoup plus collectée en 2020 qu'en 2019. Il est toutefois aussi possible que les milieux plus secs autour de la T3 lui conviennent globalement mieux que les environnements plus humides autour des autres tentes. On peut aussi se poser la question de l'éventuelle variation d'abondance entre 2019 et 2020 pour *Platycheirus occultus*, la nature des habitats ne semblant pas expliquer sa présence sensiblement plus importante dans la T1 que dans la T4. Il est toutefois aussi à noter que son premier habitat préférentiel sur le Venec semble être la tourbière haute, étant l'espèce majoritaire dans la T2 (plus d'un quart des captures de syrphes dans cette tente).

En dehors de ces deux espèces, le facteur « année de piégeage » semble relativement peu discriminant pour expliquer les différences de cortège d'une tente à l'autre, ce qui explique que les deux groupes

de tentes 1 et 2 d'une part et 3 et 4 d'autre part ne soient pas représentés de manière distinctement séparée sur la figure 28.

Par ailleurs, nous pouvons remarquer une absence de corrélation entre l'abondance et la diversité spécifique des échantillons capturés dans chaque tente. En effet, la tente 4 qui a l'abondance la plus faible (204 spécimens), présente pourtant la richesse spécifique la plus forte (36 espèces). La qualité de l'échantillonnage réalisé par certaines tentes ne peut donc pas non plus être mise en cause pour expliquer les différences. C'est donc plutôt dans l'environnement proche des tentes qu'il faut chercher des éléments pour expliquer les différences de peuplement entre les tentes.

La tente 3, qui présente la plus grande abondance, semble aussi être celle qui présente le moins de spécificités dans la biomasse de l'échantillon capturé. En effet, les deux tiers des syrphes capturés dans cette tente appartiennent à quatre espèces très ubiquistes (*Sphaerophoria scripta*, *Melanostoma mellinum*, *Platycheirus albimanus* et *Eupeodes corollae*). À l'inverse, on remarque que cette tente est la seule à ne pas avoir capturé *Sericomyia silentis* et *Tropidia fasciata*, deux des 15 espèces considérées comme les plus représentatives de la syrphidofaune du Venec (cf. paragraphe 3.4) et beaucoup plus liées aux milieux humides oligotrophes : les milieux environnant la T3, globalement plus secs que ceux présents autour des autres tentes, ne leur conviennent sans doute pas. Même s'il présente quelques éléments spécifiques, le peuplement syrphidologique des environs de la T3 semble donc moins original que celui des autres stations échantillonnées, les landes mésophiles et les fourrés étant moins riches en syrphes que les milieux plus humides.

Les tentes 2 et 4 sont celles qui ont capturé le plus d'espèces « originales » (au sens où elles ont été capturées dans une seule tente). La tente 2 est celle placée dans le contexte le plus humide parmi les quatre tentes installées. Ainsi, 6 des 8 espèces capturées uniquement par cette tente sont fortement liées aux milieux humides, même si une seule d'entre elles, *Neoascia meticulosa*, est spécifiquement attendue dans la tourbière haute. En ce qui concerne la tente 4, c'est celle qui concentre le plus de boisements (et notamment de boisements humides) dans ses environs proches, et 5 des 10 espèces capturées uniquement par cette tente sont effectivement attendues exclusivement en milieux boisés.

Lorsque les tentes sont analysées une par une, la méthode de l'IndVal met en évidence, au total, sept espèces indicatrices d'une des quatre tentes : *Tropidia fasciata* et *Eumerus ruficornis* sont indicatrices pour la tente 2, *Eupeodes corollae*, *Eupeodes latifasciatus* et *Chrysotoxum bicinctum* pour la tente 3 et *Sericomyia silentis* et *Volucella bombylans* pour la tente 4.

Sericomyia silentis, dont les larves se développent dans des écorces humides ou dans des boues enrichies en humus, est plutôt caractéristique des milieux landicoles humides boisés. La densité de boisements humides plus importante à proximité de la tente 4 lui est donc logiquement favorable. Nous avons déjà commenté le cas d'*Eupeodes corollae*. Pour les cinq autres espèces, les abondances totales paraissent trop faibles pour qu'il soit pertinent de chercher à attribuer une signification écologique à des différences présentées comme significatives du point de vue de la statistique.

La caractérisation des traits de vie des larves de syrphes permet de comprendre en quoi les communautés piégées sur chaque station diffèrent entre elles. Il convient néanmoins de garder à l'esprit que ce sont les adultes qui sont capturés à l'aide des tentes Malaise et, qu'en raison de leur mobilité, ils ont pu se développer à l'état larvaire en dehors du site de piégeage.

Les figures 29 et 30 présentent l'abondance et la richesse spécifique des syrphes piégés sur chaque station en fonction respectivement de l'alimentation larvaire et des micro-habitats larvaires.

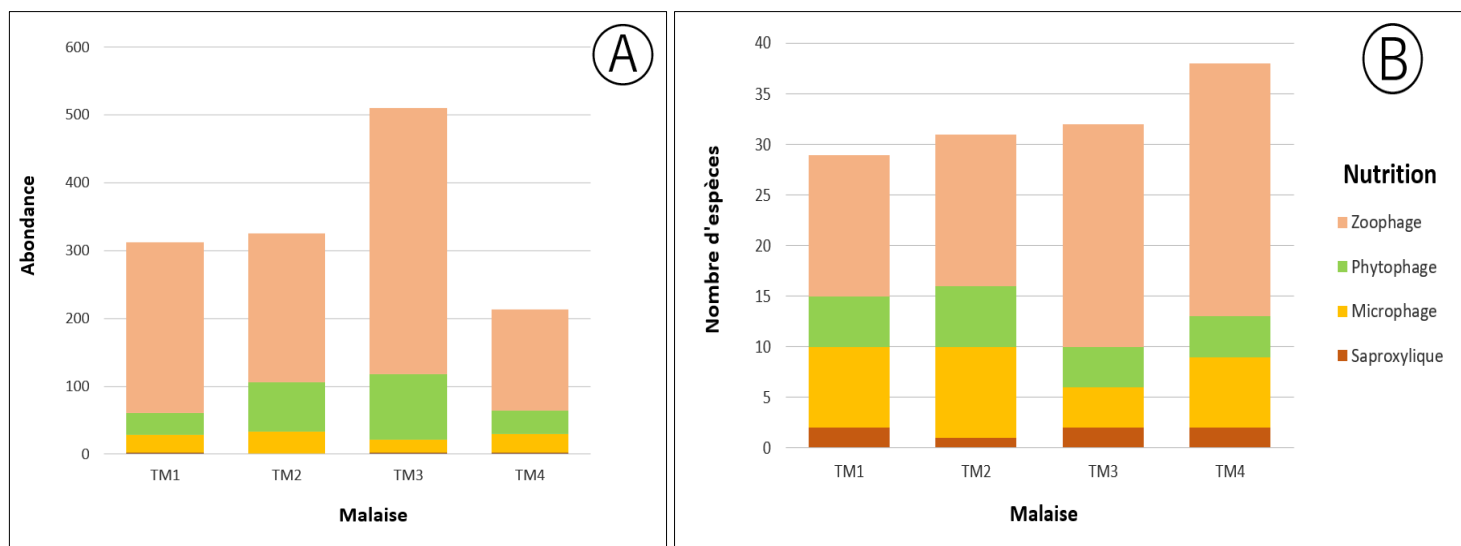


Figure 29 : abondance (A) et richesse spécifique (B) des syrphes piégés sur chaque station en fonction de l'alimentation larvaire. De rares espèces étant associées à plusieurs types de nutrition, elles apparaissent à plusieurs reprises dans le graphique : il ne faut donc pas prendre en compte les valeurs absolues d'abondance et de richesse totale par tente.

Les quatre tentes affichent toutes une majorité d'espèces à larves zoophages, que ce soit en fonction de l'abondance ou du nombre d'espèces. En termes d'abondance, le deuxième régime alimentaire le plus représenté serait le régime phytophage, suivi du régime microphage et enfin saproxylophage qui est presque inexistant. Il y a pourtant un biais à ces résultats du fait du codage de *Melanostoma mellinum* et *Melanostoma scalare* dans la base de données Syrph the Net comme pouvant être à la fois zoophages et phytophages : dans les faits, elles sont essentiellement connues pour être zoophages, et l'abondance des espèces strictement phytophages est en réalité très faible dans les quatre tentes Malaise. Si l'on s'intéresse désormais à la diversité spécifique, la tendance change puisqu'il y a plus d'espèces microphages que phytophages pour toutes les tentes. La tente 3 est celle où les espèces microphages sont les moins représentées, ce qui est à mettre en relation avec le contexte stationnel plus sec que les trois autres tentes : la majorité des espèces microphages ont des larves qui se développent dans des microhabitats humides. Les proportions entre les différents grands types de régimes larvaires sont relativement comparables entre les trois autres tentes.

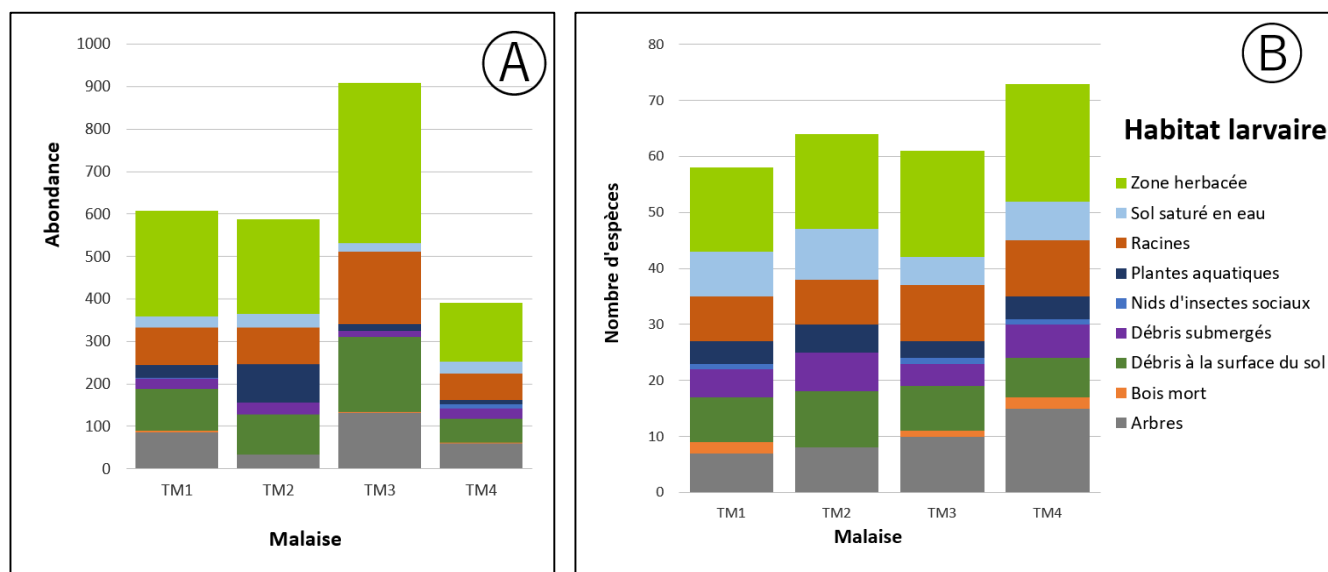


Figure 30 : abondance (A) et richesse spécifique (B) des syrphes piégés sur chaque station en fonction des habitats larvaires. Certaines espèces étant associées à plusieurs habitats larvaires, elles apparaissent à plusieurs reprises dans le graphique : il ne faut donc pas prendre en compte les valeurs absolues d'abondance et de richesse totale par tente.

La station TM2 est celle qui se caractérise par la plus grande diversité des syrphes se développant dans des habitats très humides ou aquatiques : plantes aquatiques, débris submergés, sol saturé en eau. Elle présente d'ailleurs la plus forte abondance de syrphes se développant au niveau des plantes aquatiques. Cela s'explique principalement par le contexte très humide autour de cette tente, en particulier du fait de la tourbière et des différentes surfaces en eaux libres et de leurs berges en son sein et sur ses marges. De nombreuses espèces se développant dans ces habitats étant microphages, cela explique également la proportion d'espèces microphages légèrement plus forte dans la tente 2.

La zone herbacée est le micro-habitat larvaire qui présente la diversité et l'abondance de syrphes la plus forte sur chaque tente. Il est particulièrement bien représenté en ce qui concerne l'abondance sur la tente 3, essentiellement du fait de la forte abondance dans cette tente de quelques espèces ubiquistes se développant dans ce microhabitat.

La tente 4, qui présente le plus de petites surfaces de boisements (et notamment de boisements humides) dans son environnement immédiat, a quant à elle capturé une plus grande proportion d'espèces dont les larves sont liées aux arbres. Néanmoins, cette diversité plus importante ne se traduit pas par une abondance plus importante, les espèces en question ayant généralement été capturées en petit nombre. Ceci est à mettre en relation avec la surface de ces boisements qui reste faible et le fait que la tente n'a pas été placée directement en leur sein ou à leur lisière.

3.7. – La RNN du Venec parmi les autres sites Syrph the Net en Bretagne

La démarche Syrph the Net a été réalisée simultanément sur sept sites bretons entre 2018 et 2020. Ces diverses études permettent de replacer les résultats obtenus sur le Venec dans un contexte plus large, en les comparant avec ceux obtenus sur d'autres sites. Le tableau 9 présente l'abondance et la diversité des syrphes recensés sur chacun des huit sites étudiés au cours de ce programme. Il est à noter que dans le cas de la RNR de Glomel, les deux entités étudiées de la réserve, Lann Bern et Magoar, distants d'une dizaine de kilomètres l'une de l'autre, sont ici assez logiquement considérées comme des sites différents. Ces deux sites ont fait l'objet d'une pression de prospection moins élevée que les autres (seulement deux tentes Malaise installées à Lann Bern et deux à Magoar, contre quatre sur l'ensemble des autres sites).

Tableau 9 : Abondance et diversité des syrphes recensés sur les différents sites du programme Syrph the Net en Bretagne entre 2018 et 2020.

Site	Venec	Cragou	Lann Bern	Magoar	Plounérin	Avaugour-Bois Meur	Canut	Monteneuf
Nombre de taxons	62	68	72	77	73	81	101	100
Nombre de spécimens	1273	1458	884	1200	1646	1472	2215	3482

Indépendamment des milieux étudiés, deux groupes de sites peuvent être séparés relativement nettement, que ce soit du point de vue de l'abondance ou de la richesse spécifique. La diversité spécifique mise en évidence sur les six sites situés en Basse-Bretagne (Cragou, Venec, Lann Bern, Magoar, Plounérin et Avaugour-Bois Meur) est comprise entre 62 et 81 taxons, et l'abondance des syrphes recensés est relativement similaire d'un site à l'autre (même si elle aurait sans doute été significativement plus élevée sur le site de Magoar si celui-ci avait été inventorié à l'aide de quatre tentes Malaise au lieu de deux). L'abondance et la richesse spécifique mises en évidence sur les deux sites situés dans la moitié sud de la Haute-Bretagne, le Canut et Monteneuf, sont quant à elles sensiblement plus élevées et, dans le cas de la richesse spécifique, quasi-similaires entre les deux sites (101 espèces sur le Canut et 100 à Monteneuf).

On sait que la qualité de l'échantillonnage des syrphes à l'aide de tentes Malaise doit beaucoup au choix de l'emplacement précis où celles-ci sont positionnées, et a donc un côté forcément un peu aléatoire, malgré l'expérience de terrain du syrphidologue en charge de l'installation des tentes. Malgré tout, la différence d'abondance entre les sites constatée ici paraît suffisamment significative pour que des causes puissent être recherchées pour l'expliquer. Une hypothèse pouvant être avancée repose sur la météo. En effet, les sites situés dans le sud de la Haute-Bretagne jouissent, à l'échelle d'une saison complète, de températures et d'un nombre d'heures d'ensoleillement globalement plus important : les périodes où les imagos de syrphes peuvent être actifs et se déplacer (et donc se faire piéger dans les tentes) sont plus longues, rendant les pièges plus efficaces.

En ce qui concerne la diversité spécifique, il est connu pour de nombreux groupes taxonomiques qu'un gradient de richesse existe entre le nord-ouest et le sud-est de la Bretagne, la richesse spécifique d'un site au sud-est de la région étant plus importante que celle d'un site comparable au nord-ouest de la région. Les connaissances sur la répartition des syrphes en Bretagne restent trop partielles à ce jour pour pouvoir éditer des cartes de richesse à l'échelle régionale. Néanmoins, on peut raisonnablement supposer qu'un gradient de ce type existe pour les syrphes comme pour d'autres groupes, et qu'il explique au moins en partie la différence significative de richesse constatée entre les sites de Monteneuf et du Canut et les autres sites étudiés.

Dans le cas des sites de Basse-Bretagne, la plus grande diversité spécifique constatée sur le site d'Avaugour-Bois Meur s'explique par son contexte forestier permettant à diverses espèces saproxyliques de se développer. Par ailleurs, une corrélation peut souvent être effectuée entre la diversité des habitats présents dans le rayon d'action des tentes Malaise et la richesse spécifique mise en évidence. Ainsi, la présence d'un nombre d'habitats assez important sur une surface restreinte sur le site de Magoar favorise une plus grande richesse syrphidologique que sur les sites des Monts d'Arrée (Venec et Cragou), caractérisés par des grandes surfaces d'un faible nombre d'habitats landicoles (landes tourbeuses, landes à bruyères de plaine et tourbières hautes).

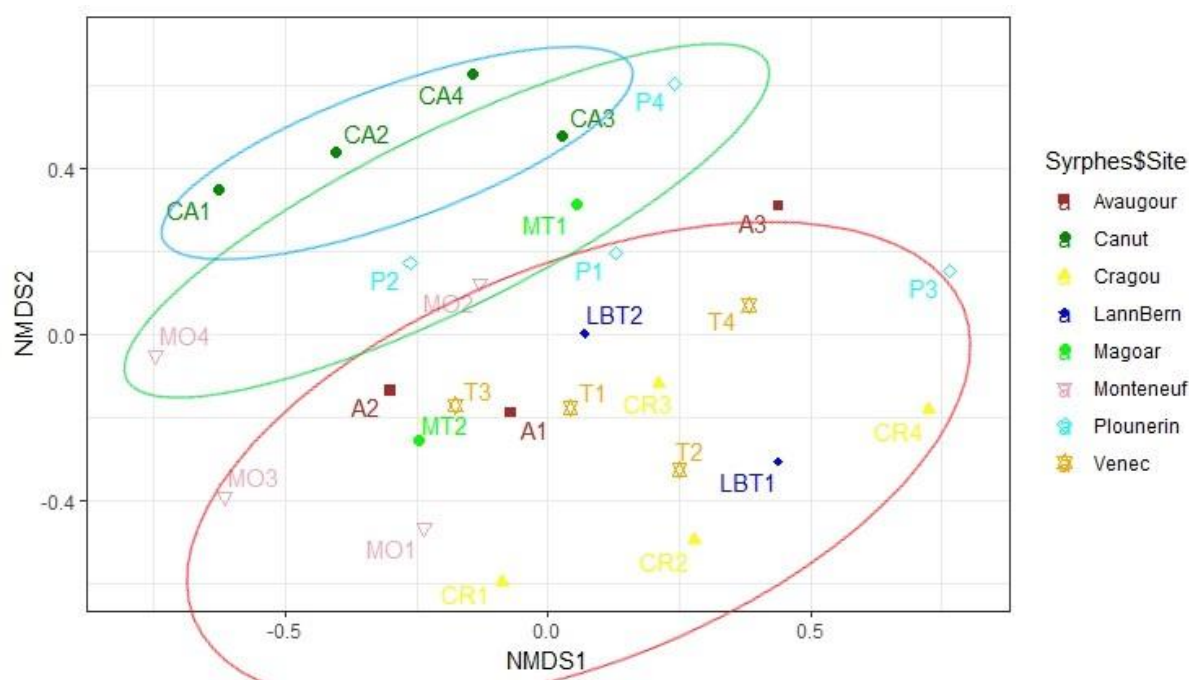


Figure 31 : ordination (NMDS) des sites en fonction de l'abondance de chaque espèce de syrphes capturés pour chaque tente Malaise des sites étudiés en Bretagne entre 2018 et 2020.

Si on ne constate pas une séparation extrêmement nette entre divers sites ou divers groupes de tentes (figure 31), plusieurs groupes peuvent toutefois être identifiés.

Le premier groupe, entouré en rouge, correspond globalement aux tentes Malaise installées dans des milieux landicoles. Dans ce groupe, seule la tente MT2, sur le site de Magoar, fait exception puisqu'elle a été installée au bord d'une prairie maigre oligotrophe, mais aussi à proximité immédiate d'une parcelle de lande humide. Bien que les contextes puissent fortement différer d'une station à l'autre, on note une certaine similarité des cortèges de syrphes de l'ensemble des stations de landes étudiées.

Le second groupe, entouré en vert, correspond plutôt aux tentes Malaise installées dans des milieux prairiaux. On note la proximité des tentes MT1 et CA3, toutes deux installées dans un contexte de mégaphorbiaie.

Le troisième groupe, entouré en bleu, correspond aux tentes Malaise installées sur le site de la Vallée du Canut. Indépendamment des milieux étudiés (une tente en lande sèche fauchée et trois tentes en ripisylve dans trois contextes différents : interface ripisylve/mégaphorbiaie, interface ripisylve/prairie et ripisylve à proximité d'une lande sèche à affleurements rocheux), ces quatre tentes forment un groupe distinct. De par sa situation géographique et la mosaïque des milieux qu'elle héberge, la vallée

du Canut accueille donc une syrphidofaune originale qui se distingue nettement de l'ensemble des autres sites étudiés en Bretagne.

Seules deux tentes Malaise ne peuvent être rattachées à ces ensembles. La tente A3 a été la seule à être installée dans un boisement de feuillus assez uniforme sans présence de milieux ouverts, il n'est donc guère surprenant que sa syrphidofaune se distingue sensiblement de celle des autres stations étudiées. En ce qui concerne la tente P3 dont les résultats n'ont pas été très satisfaisants, la faible abondance des syrphes capturés fausse potentiellement son placement sur la figure : cette tente placée à l'est de l'étang du Moulin Neuf (Plounérin) dans un contexte de prairie humide à proximité de milieux landicoles, on aurait plutôt attendu un placement à proximité de la tente P1 (installée dans un contexte proche bien qu'un peu plus boisé et landicole de l'autre côté de l'étang).

3.8. – Autres taxons identifiés

En plus des syrphes, de nombreux autres groupes taxonomiques ont été collectés dans les tentes Malaise et triés au niveau de la famille ou à l'ordre, ou observés fortuitement à l'occasion des chasses à vue ou des relèves des pièges Malaise. Une étude a porté sur la valorisation des hyménoptères apoïdes et vespoïdes (GARRIN & HERBRECHT, 2024), mettant en évidence plusieurs découvertes très intéressantes. Quelques autres taxons collectés ont d'ores et déjà pu être valorisés, en fonction de nos compétences et de la disponibilité des spécialistes. Ce travail pourra être poursuivi en fonction des opportunités. La présentation des premiers résultats dépasse le cadre de la présente étude et ne sera pas abordée ici, mais un export des données d'ores et déjà centralisées dans la base de données du GRETIA pourra être transmis sur demande. La richesse syrphidologique et la rareté de certaines espèces augure des découvertes intéressantes pour d'autres taxons. Il serait donc pertinent de poursuivre ce travail de détermination des échantillons collectés dans divers groupes taxonomiques.

4. – Discussion

4.1. – Les syrphes comme indicateurs de l'intégrité écologique de la RNN du Venec

4.1.1. – Un cortège diversifié et une bonne intégrité écologique des principaux habitats étudiés

Avec 62 espèces de syrphes observées au cours de cette étude, la Réserve Naturelle Nationale du Venec apparaît moins riche que l'ensemble de autres sites régionaux étudiés dans le cadre du programme Syrph the Net en Bretagne entre 2018 et 2020. Cette richesse apparemment plus faible tient néanmoins largement à la nature et à la diversité des habitats principaux présents sur le site, et non à la qualité de leurs cortèges syrphidologiques. Le Venec abrite de nombreuses espèces typiques des milieux landicoles, tourbeux et prairiaux oligotrophes ainsi que des fourrés d'ajoncs associés, dont neuf espèces menacées.

L'intégrité écologique évaluée selon la méthode Syrph the Net est bonne pour les cinq principaux habitats étudiés. Par ailleurs, la complétude de l'inventaire étant loin d'être totale d'après les estimateurs de richesse, il est probable que certaines espèces considérées comme manquantes soient finalement présentes sur le site (et d'ailleurs, quelques unes d'entre elles y avaient été inventoriées préalablement à l'étude sans être recontactées au cours de celle-ci). S'il y a des disparités entre les stations (et l'analyse rapide du peuplement par station le montre bien), la fonctionnalité d'accueil des habitats pour les syrphes à l'échelle de l'ensemble de la RNN peut donc être considérée comme bonne.

Pour chaque habitat analysé, le nombre d'espèces manquantes parmi les espèces attendues est finalement assez faible (et encore plus si on excepte les espèces peu probables dans les Monts d'Arrée

au vu du contexte syrphidologique régional que nous connaissons), et ces espèces peuvent difficilement être regroupées selon leurs traits de vie, qui sont souvent trop variés pour nous apporter d'autres enseignements sur l'intégrité écologique des milieux étudiés.

4.1.2. – La faible proportion de syrphes liés aux milieux aquatiques

La figure 32 montre globalement une faible proportion de syrphes dont les larves se développent dans les milieux aquatiques, en particulier en ce qui concerne l'abondance et, dans une moindre mesure, la diversité spécifique. La répartition de ces espèces diffère selon les stations. Assez logiquement, c'est la tente 3 installée dans le contexte le plus sec qui concentre le moins de diversité spécifique et d'abondance de ces syrphes, et la tente 2, accolée à la tourbière haute et à proximité immédiate d'importantes surfaces en eau libre, qui en concentre le plus d'abondance et de diversité. Le cortège attendu est globalement présent : les taux d'intégrité écologique globaux pour les micro-habitats larvaires « plantes aquatiques », « débris submergés » et « sols saturés en eau » sont tous bons à très bons. Néanmoins, même dans le cas de la tente 2, l'abondance de ces espèces reste assez faible (par exemple sensiblement plus qu'au Cragou pour comparer avec un site dans un contexte géographique et avec des habitats similaires), ce qui est un peu surprenant au vu des milieux en présence, même si nous n'avons pas de pistes d'explication à avancer.

Parmi ces syrphes, on trouve une majorité d'espèces généralistes et moins d'espèces se développant dans les eaux strictement oligotrophes ou oligotrophes à mésotrophes. La majorité des espèces attendues dans les cinq habitats principaux ayant des larves se développant dans des eaux strictement oligotrophes est absente : en effet, seule une espèce (*Sericomyia silentis*) sur quatre attendues est présente. Comme nous l'avons déjà commenté, au vu de sa prédilection pour les milieux landicoles boisés, c'est dans la tente 4 qu'elle est la plus abondante. Au vu du contexte syrphidologique breton, nous avons déjà commenté la faible probabilité de la présence d'*Anasimyia lunulata* et *Eristalis abusiva* ; une seule espèce oligotrophile stricte dont la présence serait crédible (*Helophilus hybridus*) est donc réellement absente. Cette donnée est donc trop peu significative pour être interprétée.

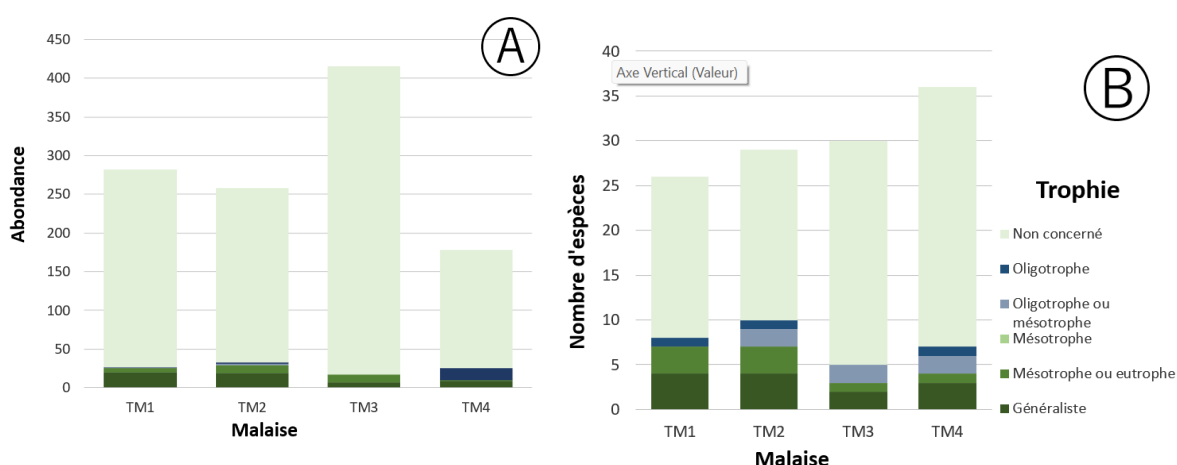


Figure 32 : abondance (A) et richesse spécifique (B) des syrphes piégés sur chaque station en fonction de leurs exigences larvaires concernant l'état trophique des eaux

4.1.3. – L'absence de certaines espèces sensibles aux inondations est-elle significative ?

L'analyse Syrph the Net a permis de mettre en lumière une représentation seulement moyenne des espèces intolérantes aux inondations : 11 espèces sont absentes sur 22 attendues (cf. figure 22).

L'hypothèse d'un fonctionnement des nappes d'eaux défavorable à un cortège significatif de syrphes pourrait éventuellement être émis. Néanmoins, lorsque nous analysons les données dans le détail, cette hypothèse doit être écartée. En effet, la présence de quatre espèces dans ce cas, attendues en landes à bruyères de plaine (*Chrysotoxum elegans*, *C. octomaculatum*, *Paragus quadrifasciatus* et *P. tibialis*) est très peu probable dans les Monts d'Arrée (cf. paragraphe 3.5.2.2) et le manque de fiabilité de l'absence supposée de *Pipizella viduata* sur le Venec a déjà commentée à plusieurs reprises. Le taux d'espèces intolérantes aux inondations présentes parmi les espèces plausibles dans les Monts d'Arrée peut donc finalement être considéré comme bon.

Par ailleurs, au vu de la figure 33, il apparaît que les syrphes intolérants aux inondations sont largement dominants, en termes d'abondance, dans chacune des quatre tentes Malaise. De plus, 78% des spécimens intolérants aux inondations capturés dans les tentes correspondent à des espèces effectivement attendues dans les cinq principaux habitats étudiés, et qu'on peut donc supposer s'être développés majoritairement dans les stations concernées et non dans des habitats adjacents.

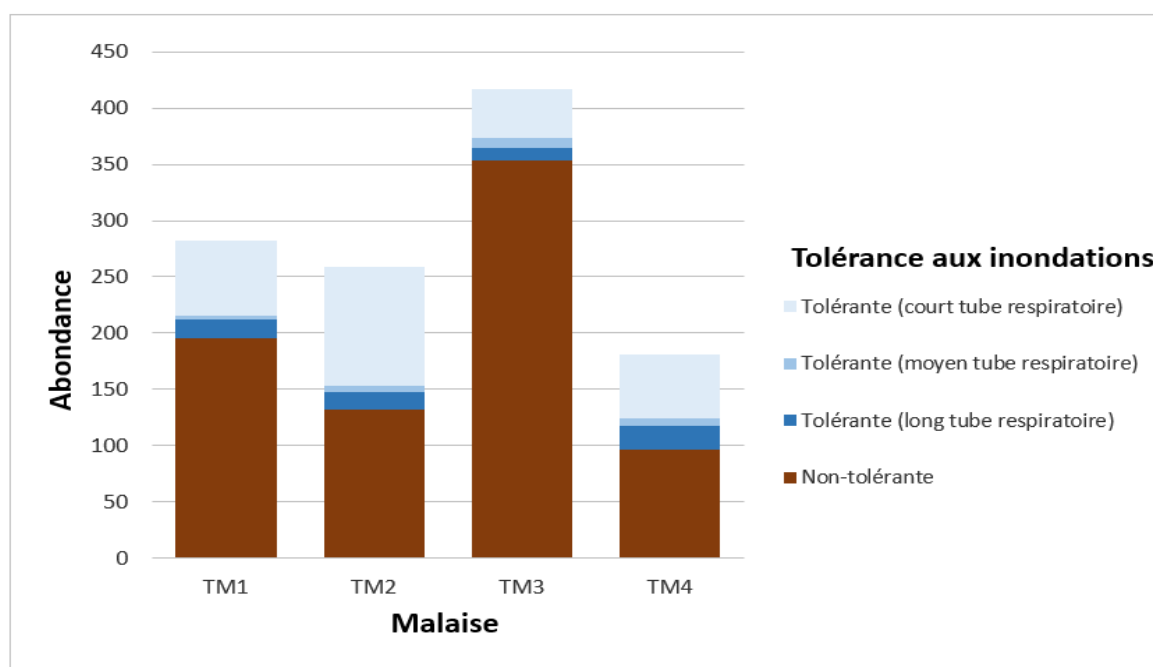


Figure 33 : répartition des effectifs capturés sur chaque station en fonction de la tolérance aux inondations des larves

4.1.4. – L'absence d'un cortège d'espèces phytophages

Sur les cinq macro-habitats principalement ciblés, cinq espèces de syrphes sont manquantes sur les neuf espèces phytophages attendues, ce qui donne une intégrité écologique moyenne de 44%, résultat sensiblement plus faible que pour les autres régimes alimentaires larvaires.

Parmi ces cinq espèces, on peut tout d'abord regrouper quatre du genre *Cheilosia* : *Cheilosia albitarsis*, *C. albipila*, *C. latifrons* et *C. longula*. *C. albipila* n'a été identifiée que rarement en Bretagne, la présence de *Cheilosia longula* n'ayant quant à elle pas encore été relevée dans le Finistère. Seule *Cheilosia albipila* est tolérante aux inondations, ayant un court tube respiratoire. *Cheilosia albitarsis* est fortement liée aux prairies de plaine humides, *Cheilosia latifrons* est liée à divers types de milieux

ouverts, notamment prairiaux tandis que *Cheilosia albipila* est davantage inféodée aux forêts humides (Aulne, Saule, conifères) et *C. longula* à divers types de boisements et aux landes à bruyères de plaine. La dernière espèce absente est *Pelecocera tricineta* qui, comme évoqué précédemment, est préférentielle pour les landes à bruyères de plaine. Ces cinq espèces ont toutes des plantes hôtes larvaires différentes.

L'absence de ces cinq espèces, qui entraîne une intégrité écologique moyenne pour ce type de régime alimentaire, ne nous permet pas de tirer des conclusions significatives car elles partagent peu de traits communs, en dehors de leur caractère phytophage.

4.1.5. – De nombreuses espèces inattendues : l'influence des boisements adjacents

Sur l'ensemble des espèces capturées sur la RNN du Venec, un grand nombre d'entre elles sont considérées comme inattendues (si l'on considère uniquement les cinq macrohabitats principaux que nous avons analysés précédemment). En effet, 28 espèces capturées sur 60 n'étaient pas prédites par le programme StN, ce qui donne 46% d'espèces inattendues. Par contre, lorsque l'on considère la totalité des habitats décrits dans le rayon de 300 mètres des tentes, presque toutes les espèces contactées sont considérées comme attendues.

Parmi les 24 espèces inattendues dans les cinq macrohabitats principaux mais attendues dans les habitats adjacents, il faut souligner en particulier le rôle des habitats boisés. 15 espèces sont attendues de manière plus ou moins forte dans l'ensemble des trois habitats forestiers présentant le plus de superficie dans le rayon des 300 mètres des 4 tentes (bois humides, saulaies tourbeuses matures, plantations de conifères...) : 11 espèces dont 4 préférentielles (*Criorhina berberina*, *Didea fasciata*, *Myathropa florea*, *Syrphus vitripennis*) pour les bois humides, 8 espèces dont une préférentielle (*Epistrophe eligans*) pour les plantations de conifères et 8 espèces dont une préférentielle (*Epistrophe nitidicollis*) pour les saulaies tourbeuses matures. Les 9 espèces non codées pour ces trois habitats sont toutes attendues en forêt de feuillus, habitat décrit sur environ 3000m² dans le rayon des 300 mètres des tentes, mais qui correspond à un niveau de description trop imprécis pour que cette information puisse être interprétée.

Il convient aussi de préciser qu'à part quelques espèces communes et ubiquistes (*Episyrphus balteatus*, *Eupeodes corollae*, *Eupeodes luniger* et *Meliscaeva auricollis*), les 20 autres espèces concernées, dont le lien aux boisements est généralement plus fort, n'ont été capturées que par un petit nombre d'individus (au maximum 5, et un seul individu pour 12 d'entre elles). Si les boisements, et en particulier les boisements humides, ont une place non négligeable dans la caractérisation de la diversité spécifique de la syrphidofaune du Venec, leur rôle est donc beaucoup plus réduit en ce qui concerne l'abondance des populations. C'est assez logique au vu de leur superficie globalement faible et de l'emplacement des tentes.

Plusieurs espèces patrimoniales de syrphes observées sur le site sont liées aux boisements humides. Seules 4 espèces de syrphes saproxyliques (exclusif ou partiels) ont été inventoriées sur la RNN du Venec : *Criorhina berberina*, *Microdon analis*, *Myathropa florea* et *Xylota segnis*. Les deux premières sont assez localisées à rares en Bretagne alors que les deux dernières sont peu exigeantes et très communes dans la région. Seule la première est exclusivement saproxylique (codée 3 dans la base de données Syrph the Net). Si de vieux et beaux saules sont présents sur la réserve, la densité des vieux arbres et des micro-habitats qui leurs sont associés (bois pourris, coulées de sèves...) ne caractérise globalement pas les boisements généralement plutôt jeunes du Venec, ce qui peut expliquer la faible diversité de ce cortège saproxylique. Cependant, les boisements humides, même relativement jeunes, dans des contextes landicoles à tourbeux, permettent la présence d'autres syrphes microphages patrimoniales. Parmi eux, on peut citer sur le Venec, pour les plus remarquables, *Cheilosia chrysocoma*,

Cheilosia nebulosa et *Meligramma triangulifera*. Même si ces milieux boisés sont plutôt périphériques sur la RNN et que le placement des tentes n'a pas été réfléchi pour les inventorier au mieux et analyser leur peuplement de syrphes, ils participent donc à la diversité du peuplement syrphidologique présent sur la RNN, y compris sur son aspect remarquable et patrimonial.

4.1.6. – Comparaison entre l'étude et les données de syrphes précédemment acquises sur le Venec

La RNN du Venec a fait l'objet de plusieurs inventaires entomologiques, certains visant plus ou moins spécifiquement les syrphes, à partir de 1994 jusqu'en 2018, période de début de l'étude Syrph the Net en Bretagne. 14 espèces de syrphes capturées lors de ces inventaires n'ont pas été retrouvées au cours de cette étude. Nous pourrions poser la question d'une dégradation des conditions environnementales qui aurait entraîné le déclin de certaines espèces.

Cette hypothèse peut toutefois être écartée. En effet, parmi les 14 espèces non revues, 10 ont été inventoriées sur la période 2016-2018, et la probabilité qu'elles aient pu disparaître sur une période aussi courte est faible. Cette faible probabilité est renforcée par les informations apportées par l'estimateur de richesse (cf. 3.2), qui annonce une richesse moyenne probable de 101 espèces sur la réserve contre seulement 62 inventoriées dans la présente étude.

Parmi les quatre espèces inventoriées plus anciennement et non retrouvées, seule une, *Eristalis horticola*, était attendue sur les milieux principaux considérés dans l'analyse. Cette espèce microphage qui vit dans divers types de marais et forêts humides a des larves qui se développent dans des débris immergés dans des eaux oligotrophes à mésotrophes. Les trois autres espèces provenaient probablement de milieux adjacents.

Si dans de rares cas, l'éventualité d'une disparition de certaines espèces pourrait être envisagée, c'est donc surtout l'incomplétude de l'inventaire réalisé au cours de la présente étude qui explique l'essentiel des différences avec les données historiques. Il convient de remarquer que l'ensemble des données historiques ont été produites grâce à des captures au filet alors que l'essentiel des données de la présente étude provient des tentes Malaise. Certaines espèces non retrouvées sont, de par leur comportement, potentiellement plus difficiles à capturer à l'aide des tentes Malaise : cela pourrait être le cas des *Cheilosia* et *Eristalis*, deux genres généralement peu présents dans les tentes Malaise en Bretagne au regard de leur abondance réelle, ou de *Melangyna compositarum* et *Sphegina clunipes* dont les seules données bretonnes proviennent de captures au filet.

4.3. – Les limites de la méthode StN

Le système expert Syrph the Net, en plus de fournir un indicateur biologique concernant la fonction de réservoir de biodiversité des habitats, permet d'identifier des dysfonctionnements et de proposer, en conséquence, des mesures de gestion conservatoire visant à restaurer ou améliorer l'intégrité des milieux. Néanmoins, en l'état de l'art, cette méthode présente quelques faiblesses ou difficultés qu'il nous semble important d'explicitier.

Pour élaborer la liste des espèces attendues sur un site, deux étapes sont primordiales : la définition des habitats et la création d'une liste de référence.

La **définition des habitats** est une étape complexe. Les macro-habitats Syrph the Net ne sont pas une transcription fidèle des codes CORINE ou EUNIS. Certains habitats CORINE correspondent à plusieurs macro-habitat StN tandis que d'autres ne trouvent pas d'équivalence dans la base StN. Malgré

l'existence d'un glossaire (SPEIGHT *et al.*, 2020a), la transcription nécessite des interprétations qui se sont avérées parfois délicates. Enfin, la surface minimum pour qu'un habitat puisse être pris en compte dans l'analyse n'est pas précisée.

La liste des espèces prédites dépend aussi de la **liste de référence**, dont la constitution nécessite de choisir les départements pris en compte pour élaborer cette liste. Plus le nombre de départements considérés sera élevé, plus la liste de référence sera conséquente et plus les intégrités écologiques risquent de s'avérer faibles (espèces prédites plus nombreuses). Les départements doivent donc être pris en compte uniquement lorsque cela a un sens écologique et climatique, afin de ne pas prédire à tort des espèces dont l'absence repose avant tout sur des paramètres climatiques ou biogéographiques. Une autre difficulté concerne la prise en compte ou non des espèces anciennement citées. Si la validité des observations afférentes peut être attestée (ce qui n'est pas toujours le cas), il peut être intéressant de les prendre en compte afin de mettre en évidence la dimension historique des dégradations faites aux écosystèmes et à leur fonctionnement. Enfin, la qualité de la liste de référence dépend également du niveau des connaissances régionales des syrphes (nombre d'espèces connues et validité des données).

Les résultats dépendent bien sûr aussi de la **liste des espèces observées** qui repose, en grande partie, sur les campagnes de piégeage par tente Malaise. Celles-ci sont généralement considérées comme plus efficaces que les pièges jaunes (BURGIO & SOMMAGIO, 2007, SADEGHI NAMAGHI & HUSSEINI, 2009). Néanmoins certaines espèces, telles que les *Eristalis* et les *Eristalinus*, sont connues pour être difficilement capturables à l'aide de tentes Malaise (BURGIO & SOMMAGIO, 2007 ; VELLI *et al.*, 2010) et la chasse à vue permet dans la plupart des études Syrph the Net d'ajouter des espèces supplémentaires (BURGIO & SOMMAGIO, 2007 ; GAUDET & GIRARD, 2016 ; SAVARY, 2019). Malgré une pression d'échantillonnage importante incluant l'utilisation de méthodes complémentaires telles que des sessions de chasse à vue, les estimateurs de biodiversité ainsi que les courbes d'accumulation et d'extrapolation ont montré qu'un nombre assez élevé d'espèces de syrphes n'ont pas encore été capturés (cf. §3.2.). « L'incomplétude » apparente de l'échantillonnage est cependant à nuancer. Les espèces importantes pour l'analyse Syrph the Net sont celles provenant des habitats landicoles et tourbeux. Néanmoins, dans le calcul réalisé par le modèle statistique, toutes les espèces sont prises en compte. L'estimateur utilisé, le Jackknife d'ordre 2, utilise les espèces capturées par un ou deux individus pour estimer le nombre d'espèces qui n'ont pas été encore capturées, et donc la richesse spécifique attendue. Parmi les 27 espèces capturées par un ou deux individus, 17 sont considérées comme inattendues dans les cinq macro-habitats principaux et proviennent probablement pour la plupart des habitats périphériques boisés (cf. 4.1.5). Ces espèces influencent donc à la hausse les estimations de diversité totale. Ainsi, la valeur donnée par le Jackknife 2 ne signifie pas que 101 espèces de syrphes se développent dans les faits, dans les habitats de la RNN du Venec, mais que ce score pourrait être atteint en prenant en compte les espèces provenant des habitats périphériques et les espèces migratrices, le cas échéant. Dans le cas présent, nous avons donc considéré que l'échantillonnage réalisé était suffisant pour analyser l'intégrité écologique des habitats landicoles, tourbeux et prairiaux par la méthode Syrph the Net. Aucune indication quant à la complétude de l'échantillonnage n'est toutefois donnée dans la méthode, et la présence avérée sur la RNN de plusieurs espèces attendues dans les habitats analysés dans les quelques années précédant la présente étude laisse envisager que l'inventaire reste toutefois incomplet même en ce qui concerne les principaux habitats analysés.

L'analyse Syrph the Net repose essentiellement sur les connaissances des traits écologiques et biologiques des syrphes. Malgré la complétude de la base de données StN (SPEIGHT, 2020) à ce sujet,

les connaissances restent encore lacunaires pour certaines espèces (BAZIN & GLEIZES, 2016 ; DUREPAIRE, 2018) et peuvent compliquer l'interprétation des résultats StN et des dysfonctionnements observés.

L'analyse StN ne prend pas non plus en compte l'abondance des syrphes observés. Cela peut paraître étonnant, puisqu'on peut penser qu'un syrphé dont 1000 individus auront été capturés n'aura pas la même importance dans l'écosystème qu'une espèce dont un seul individu a pu être piégé. Néanmoins, une étude italienne a montré que l'utilisation de données quantitatives ne permettait pas d'améliorer l'analyse environnementale dans la plupart des cas (BURGIO & SOMMAGIO, 2007). En outre, il est difficile de concevoir un protocole de piégeage standardisé intégrant suffisamment de vrais réplicats pour entrevoir des analyses statistiques comparatives pertinentes, intégrant la dimension quantitative. C'est d'ailleurs très souvent le cas en matière d'invertébrés.

Enfin, l'analyse Syrph the Net conduit à considérer que l'absence d'une espèce sur un site est la résultante d'un dysfonctionnement local. Néanmoins, l'explication peut aussi être recherchée à des échelles plus vastes : à l'échelle du paysage, la fragmentation et l'isolement des habitats peut compromettre la colonisation d'un site, favorable mais isolé, en raison notamment des capacités de déplacement limitées des syrphes (VELLI *et al.*, 2010). A l'échelle mondiale, de nombreuses études ont récemment alerté sur la chute drastique et généralisée des populations d'insectes (e.g. BELL *et al.*, 2020 ; DIRZO *et al.*, 2014 ; FOX *et al.*, 2014 ; GRABENER *et al.*, 2020 ; HALLMANN *et al.*, 2017, 2020 ; VAN STRIEN *et al.*, 2019). Une étude allemande a notamment démontré une perte de 3/4 de la biomasse d'insectes volants dans les aires protégées, sur une période de moins de 30 ans (HALLMANN *et al.*, 2017). Les syrphes ne sont pas épargnés, et le déclin de la biomasse des syrphes s'accompagne d'une diminution de leur richesse spécifique (HALLMANN *et al.*, 2021). Ainsi, l'abondance et la richesse en syrphes d'une réserve forestière néerlandaise ont décliné drastiquement au cours des 40 dernières années (respectivement -80% et -44%), bien que « *[la forêt de Boeschoten] et ses environs n'aient pas changé depuis des décennies* » (BARENDREGT *et al.*, 2022). L'afflux continu de nutriments et de pesticides au niveau régional, ainsi que le changement climatique seraient des causes possibles de ce déclin (BARENDREGT *et al.*, 2022). Ces facteurs, contre lequel le gestionnaire d'espaces naturels n'a pas de prise directe, peuvent donc être responsables de l'absence de certaines espèces de syrphes considérées comme manquantes par une analyse Syrph the Net.

5. – Conclusion

A l'issue de ces deux années d'inventaires, 62 espèces de syrphes ont été capturées, portant ainsi le nombre total d'espèces connues sur le site à 75 taxons. D'après l'estimateur de richesses et la proportion d'espèces vues sur le site peu de temps avant l'étude et non retrouvées, il est probable que la complétude de l'inventaire soit encore largement perfectible. Il est d'ores et déjà possible de dire que la syrphidofaune de la RNN du Venec présente une valeur patrimoniale conséquente, de nombreuses espèces étant menacées ou typiques des milieux tourbeux, landicoles ou prairiaux oligotrophes. Cette étude aura en outre permis d'améliorer les connaissances départementales avec la découverte de trois nouvelles espèces pour le Finistère (*Didea fasciata*, *Meligramma triangulifera* et *Microdon analis*).

Globalement, les habitats de l'éco-complexe landicole, tourbeux et des prairies oligotrophes présentent une bonne intégrité écologique (57 à 75 %). S'il reste possible que certains habitats de la réserve n'aient pas un potentiel d'accueil maximal pour les syrphes (nous avons par exemple pu voir que les syrphes liés aux habitats aquatiques sont relativement peu abondants), l'analyse des espèces manquantes ne permet pas réellement d'émettre des hypothèses qui permettraient d'aller plus loin, a fortiori du fait d'une complétude d'inventaire sans doute légèrement insatisfaisante.

Il pourrait être intéressant de reconduire une étude similaire d'ici dix à quinze ans en conservant le même emplacement des tentes Malaise, de sorte à observer l'évolution de l'intégrité écologique des différents habitats et du peuplement de syrphes de la RNN du Venec. Enfin, cette étude a permis de récolter un matériel conséquent (culot de Malaise et insectes triés à la famille), et qu'il serait intéressant de valoriser plus largement, tant pour améliorer la connaissance de l'entomofaune du site et au-delà, que pour apporter des éléments supplémentaires à la compréhension de son fonctionnement écologique.

Bibliographie

- ARACIL A., ROJO S. & PEREZ C. 2021.- *Tropidia fasciata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021 : e.T149170829A152281883. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T149170829A152281883.en>. Consulté le 12 août 2022.
- AUBERT J., AUBERT J.J. & GOELDLIN P., 1976.- Douze ans de captures systématiques de Syrphidae (Diptères) au Col de Bretolet (Alpes valaisannes). *Bulletin de la Société entomologique de Suisse*, **49** : 115-142.
- BALL S.G., MORRIS R.K.A., ROTHERAY G.E. & WATT K.R. 2011.- *Atlas of the Hoverflies of Great Britain (Diptera, Syrphidae)*. Biological Records Centre (Wallingford) : 183 pp.
- BARENDREGT A., ZEEGERS T., VAN STEENIS W. & JONGEJANS E., 2022- Forest hoverfly community collapse : Abundance and species richness drop over four decades. *Insect Conservation and Diversity* : 1–12. <https://doi.org/10.1111/icad.12577>
- BARTSCH H., BINKIEWICZ E., RADEN A. & NASIBOV E., 2009a.- *Blomflugor : Syrphinae*. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna, DH53a. Artdatabanken, SLU, Uppsala : 406 pp.
- BARTSCH H., BINKIEWICZ E., KLINTBJER A., RADEN A. & NASIBOV E., 2009b.- *Blomflugor : Eristalinae & Microdontinae*. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna, DH 53b. Artdatabanken, SLU, Uppsala : 478 pp.
- BAZIN N. & GLEIZES L., 2016.- *Etude des syrphidés de la Réserve Naturelle Nationale des Gorges de l'Ardèche : d'un inventaire taxonomique à un outil d'évaluation de la gestion*. Rapport d'étude : 47p. + annexes.
- BELL J.R., BLUMGART D. & SHORTALL C.R., 2020.- Are insects declining and at what rate ? An analysis of standardised, systematic catches of aphid and moth abundances across Great Britain. *Insect Conservation and Diversity*, **13** : 115–126. <https://doi.org/10.1111/icad.12412>
- BETTINELLI L., GHARET S., TISSOT B. & LANGLOIS D., 2010.- Les syrphes : les nouveaux « indicis » des gestionnaires. *L'azuré*, **10** : 6-7.
- BONELLI S., WITEK M., CANTERINO S., SIELEZNIEW M., STANKIEWICZ-FIEDUREK A., TARTALLY A., BALLETO E. & SCHONROGGE K., 2011.- Distribution, host specificity, and the potential for cryptic speciation in hoverfly *Microdon myrmicae* (Diptera: Syrphidae), a social parasite of *Myrmica* ants. *Ecological Entomology*, **36** : 135-143. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2010.01253.x>
- BURGIO G. & SOMMAGIO D. 2007.- Syrphids as Landscape Bioindicators in Italian Agroecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, **120** (2-4) : 416-422.
- BUTTIGIEG P. L. & RAMETTE A., 2014. – A guide to statistical analysis in microbial ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS microbiology ecology*, **90** (3) : 543-550 doi : 10.1111/1574-6941.12437.
- CADOU D., 1991.- Les diptères syrphidés de Bretagne : première liste et remarques biogéographiques. *Bulletin de la Société scientifique de Bretagne*, **62** (1-4) : 119-134.
- CASTELLA E., SPEIGHT M.C.D. & SARTHOJ J-P., 2008.- L'envol des syrphes. *Espaces naturels*, **21** : 22-23.
- 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** : 45–67.

CHAO A., MA K. H., HSIEH T. C. & CHIU C. H., 2016.- SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R): an R package in CRAN. *Program and User's Guide also published at* http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

CLAUDE J., TISSOT B. & SPEIGHT M., 2017.- *Diagnostic écologique de la tourbière des Creugnots (Bonnétage et Saint-Julien-les-Russey -25) par la méthode « Syrph the Net » : Etat initial avant travaux de réhabilitation*. Rapport d'étude, Les amis de la réserve naturelle du lac de Remoray, Labergement Sainte Marie, France : 22 p. + annexes.

DE CACERES M. D. & LEGENDRE P., 2009. – Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, **90** (12) : 3566-3574 doi : 10.1890/08-1823.1.

DIRZO R., YOUNG H.S., GALETTI M., CEBALLOS G., ISAAC N.J.B. & COLLEN B., 2014.- Defaunation in the anthropocene. *Science*, **345** : 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

DUFRENE M. & LEGENDRE P., 1997. – Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, **67** (3) : 345 doi : 10.2307/2963459.

DUREPAIRE P., 2018.- Diagnostic écologique des habitats dans la Réserve Naturelle de la Tourbière des Duges (Haute-Vienne) par la méthode « Syrph the Net ». *Annales Scientifiques du Limousin*, **27** : 25-40 DOI : 10.25965/asl.827

DOCZKAL D., 1966. – Observations on host plants and behaviour of egg-laying females of Cheilosia Meigen (Diptera, Syrphidae) in central Europe. *Volucella*, 2: 77-85.

DOCZKAL D., 2002. – Further presumed host plant relationships of Cheilosia Meigen (Diptera, Syrphidae) obtained from observing egg-laying females. *Volucella*, 6: 163-166.

DUSEK J. & LASKA P., 1959. – Beitrag zur Kenntnis einiger unbekannter aphidophager syrphiden-larven (Dipt., Syrphidae). *Acta Soc.ent.Cechoslov.*, 57(3): 279-292.

DUSSAIX C., 2013.- Syrphes de la Sarthe : éthologie, écologie, répartition et développement larvaire (Diptera, Syrphidae). *Invertébrés armoricains, les Cahiers du GRETIA*, **9** : 1-284.

FOX R., OLIVER T.H., HARROWER C., PARSONS M.S., THOMAS C.D. & ROY D.B., 2014.- Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology*, **51** : 949-957. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12256>

GADOUM S. & ROUX-FOUILLET J.-M., 2016. *Plan national d'actions « France terre de pollinisateurs » pour la préservation des abeilles et insectes pollinisateurs sauvages*. Office Pour les Insectes et leur Environnement–Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (Paris, France) : 136 pp.

GARRIN M. & HERBRECHT F., 2024. – Inventaire des hyménoptères pollinisateurs de la Réserve naturelle nationale du Venec (Brennilis, 29). GRETIA, Bretagne Vivante. 23 p.

GAUDET S. & GIRARD E., 2016.- *Etude de l'intégrité écologique du Vallon du Vivier via la méthode Syrph the net*. Parc Naturel Régional des Boucles de la Seine normande. Rapport d'étude : 34 p. + annexes

GOELDLIN DE TIEFENAU P., 1974. – Contribution a l'etude systematique et ecologique des Syrphidae (Dipt.) de la Suisse occidentale. *Bull.Soc.ent.Suisse*, 47: 151 - 252.

- GRABENER S., OLDELAND J., SHORTALL C.R. & HARRINGTON R., 2020.- Changes in phenology and abundance of suction-trapped Diptera from a farmland site in the UK over four decades. *Ecological Entomology*, **45** : 1215–1219. <https://doi.org/10.1111/een.12873>
- HALLMANN C.A., SORG M., JONGEJANS E., SIEPEL H., HOFLAND N., SCHWAN H. et al., 2017.- More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, **12** (10) : e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- HALLMANN C.A., SSYMANK A., SORG M., DE KROON H. & JONGEJANS E., 2021.- Insect biomass decline scaled to species diversity: general patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, **118** (2) : e2002554117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002554117>
- HALLMANN C.A., ZEEGERS T., VAN KLINK R., VERMEULEN R., VAN WIELINK P., SPIJKERS H. et al., 2020.- Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in The Netherlands. *Insect Conservation and Diversity*, **13** : 127-139. <https://doi.org/10.1111/icad.12377>
- HEISS E.M., 1938. – A classification of the larvae and puparia of the Syrphidae of Illinois exclusive of aquatic forms. *Univ.Illinois Bull.*, 36: 1-142.
- HSIEH T.C., MA K. H. & CHAO A., 2016.- iNEXT : An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7** (12) : 1451-1456.
- HUBERT B., DOMALAIN J. & HERBRECHT F., 2022.- Application de la méthode Syrph the Net aux habitats de la Réserve naturelle régionale de la tourbière de Logné (Loire-Atlantique) 2020-2022. Rapport du GRETIA pour Bretagne Vivante, 89 p.
- JOHANSSON N., 2011. – Återfynd av rödhornig månblomfluga *Eumerus ruficornis* Meigen, 1822 (Diptera, Syrphidae) mednoteringar kring artens ekologi. *Entomologisk Tidskrift* 132: 5-10
- MINCHIN P. R., 1987. – *An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination*. Dans : Prentice IC, van der Maarel E. *Theory and models in vegetation science: Proceedings of Symposium, Uppsala, July 8–13, 1985*. Dordrecht : Springer Netherlands, p. 89-107. doi : 10.1007/978-94-009-4061-1_9.
- OKSANEN J., BLANCHET F. G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P., O'HARA B., SIMPSON G., SOLYMOS P., STEVENS H. & WAGNER H., 2015. – Vegan: Community Ecology Package. *R Package Version 2.2-1*, **2** : 1-2.
- PAULI T., BURT T.O., MEUSEMANN K., BAYLESS K., DONATH A., PODSIADLOWSKI L., MAYER C., KOZLOV A., VASILIKOPOULOS A., LIU S., ZHOU X., YEATES D., MISOF B., PETERS R.S. & MENGUAL X., 2018.- New data, same story : phylogenomics does not support Syrphoidea (Diptera : Syrphidae, Pipunculidae). *Systematic Entomology*, **43**(3) : 447-559.
- RAMADE F., 2008.- Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. *Dunod*, Paris : 729p.
- R CORE TEAM., 2024. – R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REEMER M., RENEMA W., VAN STEENIS W., ZEEGERS T., BARENDREGT A., SMIT J.T., VAN VEEN M.P., VAN STEENIS J. & VAN DER LEIJ L.J.J.M. 2009.- *De Nederlandse zweefvliegen (Diptera : Syrphidae)*. - Nederlandse Fauna 8. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij, European Invertebrate Survey - (Leiden, Nederland) : 442 pp.

- SADEGHI NAMAGHI H., & HUSSEINI M., 2009.- The Effects of Collection Methods on Species Diversity of Family Syrphidae (Diptera) in Neyshabur, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, **11** (5) : 521-526.
- SARTHOU J.P., 1996.- *Contribution à l'étude systématique, biogéographique et agroécocénotique des syrphidae (insecta, diptéra) du sud-ouest de la France*. Thèses de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse : 251 pp.
- SARTHOU V. & SARTHOU J.P., 2010.- *Évaluation écologique d'écosystèmes forestiers de Réserves Naturelles de Haute-Savoie à l'aide des Diptères Syrphidés*. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol.62, Syrph the Net publications (Dublin) : 131 pp.
- SARTHOU J-P. & SPEIGHT M.C.D., 2005.- Les diptères Syrphidae, peuple de tous les espaces. *Insectes*, **137** : 3-8.
- SAVARY J., 2019a.- *Diagnostic écologique du Bois des Dames par la méthode Syrph the Net*. Mémoire Master 2 Conservatoire d'espaces Naturels Nord Pas Calais. 36 pp. + Annexes
- SAVARY J., 2019b.- *Évaluation de l'intégrité écologique de la RNN du Marais de Vesles-et-Caumont par la méthode Syrph the Net*. Rapport d'étude pour l'association la Roselière : 61pp.
- SCHÖNRÖGGE K., BARR B., WARDLAW J.C., NAPPER E., GARDNER M.G., BREEN J., ELMES G.W. & THOMAS J.A., 2002.- When rare species become endangered : cryptic speciation in myrmecophilous hoverflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, **75**(3) : 291-300.
- SOMMAGGIO D., 1999.- Syrphidae : can they be used as environmental bioindicators ? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **74** : 343-356.
- SPEIGHT M.C.D., 1986.- Criteria for the selection of insects to be used as bioindicators in nature conservation research. *Proceedings of the 3rd European Congress of Entomology, Amsterdam*, **3** : 485-488.
- SPEIGHT M.C.D., 1987.- External morphology of adult Syrphidae (Diptera). *Tijdschrift voor Entomologie*, **130** : 141-175.
- SPEIGHT M.C.D., 1989.- *Les invertébrés saproxyliques et leur protection*. Collection Sauvegarde de la Nature, Vol 42, Conseil de l'Europe (Strasbourg) : 77 pp.
- SPEIGHT M.C.D., CASTELLA E. & OBRDLIK P., 2000.- *Use of the Syrph the Net database 2000*. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol.25, Syrph the Net publications (Dublin) : 99 pp.
- SPEIGHT M.C.D., SARTHOU V., SARTHOU J.P. & CASTELLA E., 2007.- *Le syrphé, l'ordinateur et la gestion de la biodiversité. Des insectes comme outils d'analyse et de gestion des réserves naturelles de Haute-Savoie*. Asters, Conservatoire des Espaces Naturels de Haute-Savoie : 58 pp.
- SPEIGHT M. C. D. & SARTHOU J.-P., 2016.- *StN keys for the identification of the European species of various genera of Syrphidae 2016/Clés StN pour la détermination des espèces Européennes de plusieurs genres des Syrphidae 2016*. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol. 92, Syrph the Net publications (Dublin) : 137 pp.
- SPEIGHT M. C. D., SARTHOU J.-P., VANAPPELGHEM C. & SARTHOU V., 2018.- *Maps of the departmental distribution of syrphid species in France/Cartes de distribution départementale des syrphes de France (Diptera : Syrphidae)*. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol. 100, Syrph The Net publications (Dublin) : 80pp.

SPEIGHT M. C. D., ATHANASIADES A., BESSAT M., DE CARVALHO A.-G., FAYE J.D., FLEURY D., MONOD V., NICOLAS K., PASSASEO A., PETREMAND G., ROCHEFORT S. & CASTELLA E., 2019.- Révision de la liste des Diptères Syrphidae du Canton de Genève, incluant cinq espèces nouvelles pour la Suisse. *Entomo Helvetica*, 12 : 87-98.

SPEIGHT M.C.D., CASTELLA E. & SARTHOU V., 2020a.- *Base de Données StN : Contenu et Glossaire des termes* 2020. Syrph the Net, the database of European Syrphidae, Vol. 109, Syrph the Net publication (Dublin) : 110 pp.

SPEIGHT M.C.D., CASTELLA, E. & SARTHOU, J.-P., 2020b.- *StN 2020*. In : Syrph the Net on CD, Issue 12. SPEIGHT M.C.D., CASTELLA E., SARTHOU J.-P. & VANAPPELGHEM, C. (Eds.) ISSN 1649-1917. Syrph the Net Publications (Dublin).

SPEIGHT M.C.D., 2020.- *Species accounts of European Syrphidae*, 2020. Syrph the Net, the database of European Syrphidae (Diptera), Vol. 104, Syrph the Net publications (Dublin) : 314 pp.

SSYMANK A., KEARNS C. A., PAPE T. & THOMPSON F. C., 2008.- Pollinating flies (Diptera) : a major contribution to plant diversity and agricultural production. *Biodiversity*, 9 : 86-89.

SSYMANK A. 2021b.- *Pyrophæna granditarsa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T149166160A149166163. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T149166160A149166163.en>. Consulté le 12 août 2022.

VANAPPELGHEM C., VANDEWEGHE R., DEBAIVE N., CLAUDE J., DUSSAIX C., GARRIGUE J., GAUDET S., LANGLOIS D., MAILLET G., SARTHOU V., SARTHOU J.-P., SOISSONS A., SPEIGHT M., TISSOT B., TOP D., TOURDIAT S. & VALLET A., 2020.- *Guide technique de mise en œuvre d'une étude Syrph the Net. Retours d'expérience de l'Atelier du groupe inter-réseaux Syrphes*. Les Cahiers rnf, Réserves naturelles de France : 121pp.

VAN DE MEUTTER F., 2016.- *Microdon mutabilis* (Linnaeus) sensu Schönrogge et al. 2002 in Belgium : host use, distribution and status (Diptera: Syrphidae). *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*, 151 : 233-238.

VAN STEENIS W., VAN STEENIS J. & VAN DER ENT L.-J., 2021.- *Chrysogaster virescens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021 : e.T149172700A149172702. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T149172700A149172702.en>. Consulté le 12 août 2022.

VAN STRIEN A.J., VAN SWAAY C.A., VAN STRIEN-VAN LIEMPT W.T., POOT M. J. & WALLISDEVRIES M.F., 2019.- Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in The Netherlands. *Biological Conservation*, 234 : 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.023>

VAN VEEN M. P., 2004.- *Hoverflies of Northwest Europe : identification keys to the Syrphidae*. KNNV Publishing, (Zeist, The Netherlands) : 256pp.

VELLI A., SOMMAGGIO D., MACCAGNANI B. & BURGIO G., 2010.- Evaluation of environment quality of a protected area in Northern Italy using Syrph the Net method. *Bulletin of Insectology*, 63(2) : 217-224.

Annexes

Annexe 1 : Liste des syrphes observés sur la RNN du Venec entre 1994 et 2020

Les données au niveau générique ne sont pas incluses dès lors que des données de syrphes appartenant au même genre ont été réalisées au niveau spécifique. Sont présentées en vert les espèces nouvelles pour la RNN, en rouge les espèces non-retrouvées entre 2019 et 2020.

Taxon	1994/1998-2007/2008	2016-2018	2019-2020	Années
<i>Arctophila superbiens</i> (Müller, 1776)	X			2007-2008
<i>Baccha elongata</i> (Fabricius, 1775)			X	2020
<i>Cheilosia chrysocoma</i> (Meigen, 1822)		X	X	2018 ; 2019
<i>Cheilosia fraterna</i> (Meigen, 1830)		X	X	2017 ; 2019-2020
<i>Cheilosia illustrata</i> (Harris, 1780)		X		2016-2017
<i>Cheilosia nebulosa</i> (Verrall, 1871)			X	2019
<i>Cheilosia pagana</i> (Meigen, 1822)		X	X	2016-2018 ; 2019-2020
<i>Cheilosia proxima</i> (Zetterstedt, 1843)		X		2016
<i>Cheilosia scutellata</i> (Fallén, 1817)		X	X	2016 ; 2019
<i>Cheilosia vernalis</i> (Fallén, 1817)			X	2019-2020
<i>Chrysotoxum bicinctum</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2018 ; 2020
<i>Criorhina berberina</i> (Fabricius, 1805)		X	X	2018 ; 2020
<i>Dasysyrphus albostrigatus</i> (Fallén, 1817)		X		2016
<i>Didea fasciata</i> (Macquart, 1834)		X	X	2018 ; 2019
<i>Epistrophe diaphana</i> (Zetterstedt, 1843)		X		2018
<i>Epistrophe eligans</i> (Harris, 1780)			X	2020
<i>Epistrophe nitidicollis</i> (Meigen, 1822)			X	2020
<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)	X	X	X	1994-2008 ; 2016-2018 ; 2019-2020
<i>Eristalinus sepulchralis</i> (Linnaeus, 1758)		X		2018
<i>Eristalis arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)	X		X	2007-2008 ; 2019
<i>Eristalis horticola</i> (De Geer, 1776)	X			2007-2008
<i>Eristalis intricaria</i> (Linnaeus, 1758)			X	2019
<i>Eristalis nemorum</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	2007-2008 ; 2017 ; 2019
<i>Eristalis pertinax</i> (Scopoli, 1763)		X	X	2017-2018 ; 2019-2020
<i>Eristalis similis</i> (Fallén, 1817)			X	2019-2020
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	1994-2008 ; 2017-2018 ; 2019-2020
<i>Eumerus ruficornis</i> (Meigen, 1822)			X	2019
<i>Eumerus strigatus</i> (Fallén, 1817)			X	2019
<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)			X	2019-2020
<i>Eupeodes latifasciatus</i> (Macquart, 1829)		X	X	2017 ; 2020
<i>Eupeodes luniger</i> (Meigen, 1822)	X		X	2007-2008 ; 2019-2020
<i>Helophilus pendulus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	1994-2008 ; 2018 ; 2019-2020
<i>Helophilus trivittatus</i> (Fabricius, 1805)	X			2007-2008
<i>Melangyna compositarum</i> (Verrall, 1873)		X		2016
<i>Melangyna lasiophthalma</i> (Zetterstedt, 1843)			X	2020
<i>Melanogaster hirtella</i> (Loew, 1843)		X	X	2017-2018 ; 2020
<i>Melanostoma mellinum</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2017 ; 2019-2020
<i>Melanostoma scalare</i> (Fabricius, 1794)		X	X	2016-2017 ; 2019-2020
<i>Meligramma euchroma</i> (Kowarz, 1885)			X	2020
<i>Meligramma triangulifera</i> (Zetterstedt, 1843)			X	2020
<i>Meliscaeva auricollis</i> (Meigen, 1822)		X	X	2017 ; 2019-2020
<i>Microdon analis</i> (Macquart, 1842)			X	2019
<i>Microdon mutabilis/myrmicae</i>		X	X	2017 ; 2019
<i>Myathropa florea</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2016-2018 ; 2019
<i>Neoascia meticulosa</i> (Scopoli, 1763)			X	2019
<i>Neoascia podagrica</i> (Fabricius, 1775)		X	X	2017-2018 ; 2019
<i>Neoascia tenur</i> (Harris, 1780)	X	X	X	1994-2008 ; 2017-2018 ; 2019
<i>Paragus haemorrhous</i> (Meigen, 1822)			X	2019-2020
<i>Paragus sp.</i> (Latreille, 1804)		X	X	2017 ; 2019
<i>Paragus pecchiolii</i> (Rondani, 1857)			X	2020
<i>Pipiza austriaca</i> (Meigen, 1822)		X	X	2018 ; 2020
<i>Pipiza lugubris</i> (Fabricius, 1775)			X	2020
<i>Pipizella viduata</i> (Linnaeus, 1758)		X		2018
<i>Platycheirus albimanus</i> (Fabricius, 1781)	X	X	X	1994-2008 ; 2016-2018 ; 2019-2020
<i>Platycheirus angustatus</i> (Zetterstedt, 1843)		X	X	2016-2018 ; 2019-2020
<i>Platycheirus clypeatus</i> (Meigen, 1822)	X		X	2007-2008 ; 2019-2020
<i>Platycheirus granditarsus</i> (Forster, 1771)		X		2018

<i>Platycheirus manicatus</i> (Meigen, 1822)			X	2020
<i>Platycheirus occultus</i> (Goeldlin, Maibach & Speight, 1990)			X	2019-2020
<i>Platycheirus scutatus</i> (Meigen, 1822)			X	2020
<i>Platycheirus rosarum</i> (Fabricius, 1787)		X		2017-2018
<i>Rhingia campestris</i> (Meigen, 1822)	X	X	X	1994-2008 ; 2016-2018 ; 2019-2020
<i>Riponnensia splendens</i> (Meigen, 1822)		X	X	2018 ; 2020
<i>Scaeva pyrastris</i> (Linnaeus, 1758)			X	2020
<i>Sericomyia silentis</i> (Harris, 1778)	X	X	X	1994-2008 ; 2018 ; 2019-2020
<i>Sphaerophoria potentillae</i> (Claussen, 1984)		X	X	2017 ; 2019-2020
<i>Sphaerophoria scripta</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	2007-2008 ; 2016-2018 ; 2019-2020
<i>Sphegina clunipes</i> (Fallén, 1816)		X		2017
<i>Syrirta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2018 ; 2019
<i>Syrphus ribesii</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	2007-2008 ; 2016-2017 ; 2019
<i>Syrphus vitripennis</i> (Meigen, 1822)		X	X	2016 ; 2020
<i>Trichopsomyia flavitarsis</i> (Meigen, 1822)			X	2020
<i>Tropidia fasciata</i> (Meigen, 1822)		X	X	2016-2018 ; 2019-2020
<i>Volucella bombylans</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2018 ; 2019-2020
<i>Volucella pellucens</i> (Linnaeus, 1758)	X			1994-2008
<i>Xylota segnis</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	2016-2018; 2019-2020
Nombre de taxons identifiés à l'espèce	17	45	62	Total: 76
Nouveaux taxons : 24				
Taxons non-retrouvés : 14				

Annexe 2 : Abondance des syrphes par tente Malaise et en chasse à vue (années 2019 et 2020 confondues)

En gris, les taxons non déterminés au niveau spécifique mais comptabilisés dans le total ; en rouge les taxons non déterminés au niveau spécifique et non comptabilisés dans le total car faisant potentiellement doublon avec des taxons déterminés au niveau spécifique.

Espèce	T1	T2	T3	T4	Chasse à vue	Total
<i>Baccha elongata</i> (Fabricius, 1775)				1		1
<i>Cheilosia chrysocoma</i> (Meigen, 1822)	1	1				2
<i>Cheilosia fraterna</i> (Meigen, 1830)				1	2	3
<i>Cheilosia nebulosa</i> (Verrall, 1871)		1				1
<i>Cheilosia pagana</i> (Meigen, 1822)	2		1	1	2	6
<i>Cheilosia scutellata</i> (Fallén, 1817)					2	2
<i>Cheilosia vernalis</i> (Fallén, 1817)	1		3			4
<i>Chrysotoxum bicinctum</i> (Linnaeus, 1758)			5	1		6
<i>Criorhina berberina</i> (Fabricius, 1805)				1		1
<i>Didea fasciata</i> (Macquart, 1834)		1				1
<i>Epistrophe eligans</i> (Harris, 1780)				1		1
<i>Epistrophe nitidicollis</i> (Meigen, 1822)			1	3		4
<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)	10	10	10	18	7	55
<i>Eristalis arbustorum</i> (Linnaeus, 1758)					1	1
<i>Eristalis intricaria</i> (Linnaeus, 1758)					2	2
<i>Eristalis nemorum</i> (Linnaeus, 1758)					2	2
<i>Eristalis pertinax</i> (Scopoli, 1763)	2	3		1	5	11
<i>Eristalis similis</i> (Fallén, 1817)			1		1	2
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	2	6	10		4	22
<i>Eumerus sp.</i> (Meigen, 1822)			3			3
<i>Eumerus ruficornis</i> (Meigen, 1822)		3				3
<i>Eumerus strigatus</i> (Fallén, 1817)		1				1
<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)	8	8	45	11		72
<i>Eupeodes latifasciatus</i> (Macquart, 1829)			6	1		8
<i>Eupeodes luniger</i> (Meigen, 1822)	7	3	7			17
<i>Helophilus pendulus</i> (Linnaeus, 1758)	12	3	1	5	5	26
<i>Melangyna lasiophthalma</i> (Zetterstedt, 1843)				1		1
<i>Melanogaster hirtella</i> (Loew, 1843)			1	2		3
<i>Melanostoma mellinum</i> (Linnaeus, 1758)	10	63	80	15		168
<i>Melanostoma scalare</i> (Fabricius, 1794)	18	4	13	15		53
<i>Melanostoma sp.</i> (Schiner, 1860)	1				1	2
<i>Meligramma euchroma</i> (Kowarz, 1885)				1		1
<i>Meligramma triangulifera</i> (Zetterstedt, 1843)			1			1
<i>Meliscaeva auricollis</i> (Meigen, 1822)	4	1	4	1	2	12

<i>Microdon analis</i> (Macquart, 1842)	2					2
<i>Microdon mutabilis/myrmicae</i>		1				1
<i>Myathropa florea</i> (Linnaeus, 1758)		1				1
<i>Neoscia meticulosa</i> (Scopoli, 1763)		1				1
<i>Neoscia podagrica</i> (Fabricius, 1775)		1				1
<i>Neoscia tenur</i> (Harris, 1780)	1	3				4
<i>Paragus haemorrhous</i> (Meigen, 1822)	13	5	25	7	1	51
<i>Paragus sp.</i> (Latreille, 1804)					1	1
<i>Paragus pecchiolii</i> (Rondani, 1857)			2	1		3
<i>Pipiza austriaca</i> (Meigen, 1822)				1		1
<i>Pipiza lugubris</i> (Fabricius, 1775)			1			1
<i>Pipizella sp.</i> (Rondani, 1856)			1			1
<i>Platycheirus albimanus</i> (Fabricius, 1781)	54	8	59	15	2	138
<i>Platycheirus angustatus</i> (Zetterstedt, 1843)	1	3	10	5		19
<i>Platycheirus clypeatus</i> (Meigen, 1822)		5	1		1	7
<i>Platycheirus manicatus</i> (Meigen, 1822)			1			1
<i>Platycheirus occultus</i> (Goeldlin, Maibach & Speight, 1990)	22	71	4	2	3	102
<i>Platycheirus scutatus</i> (Meigen, 1822)				2		2
<i>Rhingia campestris</i> (Meigen, 1822)	1	1	6	2	1	11
<i>Riponnensia splendens</i> (Meigen, 1822)				1		1
<i>Scaeva pyrastris</i> (Linnaeus, 1758)			2	1		3
<i>Sericomyia silentis</i> (Harris, 1778)	1	2		15	6	24
<i>Sphaerophoria sp.</i> (Lepeletier de Saint-Fargeau & Audinet-Serville in Latreille, 1828)	27	12	3	23		65
<i>Sphaerophoria potentillae</i> (Claussen, 1984)	18	8	3	26	4	59
<i>Sphaerophoria scripta</i> (Linnaeus, 1758)	82	28	110	7	2	229
<i>Syritta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	1				2	3
<i>Syrphus ribesii</i> (Linnaeus, 1758)	2	1			1	4
<i>Syrphus vitripennis</i> (Meigen, 1822)				1		1
<i>Trichopsomyia flavitarsis</i> (Meigen, 1822)				1		1
<i>Tropidia fasciata</i> (Meigen, 1822)	6	12		2	1	21
<i>Volucella bombylans</i> (Linnaeus, 1758)			1	9	1	11
<i>Xylota segnis</i> (Linnaeus, 1758)	1		2	1	1	5
Total général	310	271	424	204	64	1273
Total espèces	26	30	31	36	26	62

Annexe 3 : Liste régionale utilisée pour l'analyse Syrph the Net

Espèce	22	29	35	56
<i>Anasimyia contracta</i>		X	X	X
<i>Anasimyia interpuncta</i>				X
<i>Anasimyia lineata</i>	X	X	X	X
<i>Anasimyia lunulata</i>	X			
<i>Anasimyia transfuga</i>	X	X	X	
<i>Baccha elongata</i>	X	X	X	X
<i>Brachyopa bicolor</i>		X		
<i>Brachyopa pilosa</i>	X		X	X
<i>Brachyopa scutellaris</i>		X	X	X
<i>Brachypalpoides lentus</i>	X	X	X	X
<i>Brachypalpus laphriformis</i>	X	X	X	X
<i>Brachypalpus valgus</i>			X	X
<i>Caliprobola speciosa</i>			X	X
<i>Callicera aurata</i>			X	X
<i>Callicera macquarti</i>				X
<i>Ceriana conopsoidea</i>	X		X	
<i>Chalcosyrphus nemorum</i>	X		X	X
<i>Chalcosyrphus femoratus</i>			X	
<i>Chalcosyrphus piger</i>	X		X	X
<i>Chalcosyrphus valgus</i>			X	
<i>Cheilosia albipila</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia albitarsis</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia bergenstammi</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia canicularis</i>	X			
<i>Cheilosia carbonaria</i>	X	X		
<i>Cheilosia chrysocoma</i>	X	X		
<i>Cheilosia fraterna</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia illustrata</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia impressa</i>	X	X		X
<i>Cheilosia latifrons</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia longula</i>	X			
<i>Cheilosia nebulosa</i>	X	X		
<i>Cheilosia pagana</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia proxima</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia ranunculi</i>		X	X	X
<i>Cheilosia scutellata</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia semifasciata</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia urbana</i>			X	X
<i>Cheilosia variabilis</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia vernalis</i>	X	X	X	X
<i>Cheilosia vulpina</i>	X	X		
<i>Chrysogaster rondanii</i>			X	
<i>Chrysogaster solstitialis</i>	X	X	X	X
<i>Chrysogaster virescens</i>	X	X	X	X
<i>Chrysotoxum bicinctum</i>	X	X	X	X
<i>Chrysotoxum cautum</i>	X	X	X	X
<i>Chrysotoxum elegans</i>	X	X	X	
<i>Chrysotoxum fasciolatum</i>		X		
<i>Chrysotoxum festivum</i>	X	X	X	X
<i>Chrysotoxum intermedium</i>		X	X	X
<i>Chrysotoxum octomaculatum</i>		X		
<i>Chrysotoxum vernale</i>	X	X	X	X
<i>Chrysotoxum verralli</i>	X		X	X

<i>Criorhina berberina</i>	X	X	X	X
<i>Criorhina floccosa</i>	X	X	X	
<i>Criorhina ranunculi</i>			X	
<i>Dasysyrphus albostratus</i>	X	X	X	X
<i>Dasysyrphus hilaris</i>	X			
<i>Dasysyrphus tricinctus</i>		X		X
<i>Dasysyrphus venustus</i>	X	X	X	X
<i>Didea fasciata</i>		X	X	X
<i>Didea intermedia</i>	X			
<i>Epistrophe diaphana</i>	X	X	X	
<i>Epistrophe eligans</i>	X	X	X	X
<i>Epistrophe grossulariae</i>	X	X		
<i>Epistrophe melanostoma</i>	X	X	X	
<i>Epistrophe nitidicollis</i>	X	X	X	X
<i>Episyrphus balteatus</i>	X	X	X	X
<i>Eristalinus aeneus</i>	X	X	X	X
<i>Eristalinus sepulchralis</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis abusiva</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis arbustorum</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis cryptarum</i>				X
<i>Eristalis horticola</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis intricaria</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis nemorum</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis pertinax</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis picea</i>	X	X		X
<i>Eristalis similis</i>	X	X	X	X
<i>Eristalis tenax</i>	X	X	X	X
<i>Eumerus consimilis</i>			X	
<i>Eumerus funeralis</i>	X	X	X	X
<i>Eumerus ornatus</i>	X	X	X	
<i>Eumerus olivaceus</i>			X	
<i>Eumerus pulchellus</i>			X	X
<i>Eumerus ruficornis</i>	X	X		X
<i>Eumerus sabulorum</i>	X	X	X	
<i>Eumerus sogdianus</i>	X	X	X	X
<i>Eumerus strigatus</i>	X	X	X	X
<i>Eupeodes bucculatus</i>	X	X	X	X
<i>Eupeodes corollae</i>	X	X	X	X
<i>Eupeodes goeldini</i>	X			X
<i>Eupeodes latifasciatus</i>	X	X	X	X
<i>Eupeodes luniger</i>	X	X	X	X
<i>Ferdinandea cuprea</i>	X	X	X	X
<i>Ferdinandea ruficornis</i>	X	X		
<i>Helophilus hybridus</i>	X	X	X	X
<i>Helophilus pendulus</i>	X	X	X	X
<i>Helophilus trivittatus</i>	X	X	X	X
<i>Heringia heringi</i>	X		X	X
<i>Lapposyrphus lapponicus</i>	X	X	X	X
<i>Lejogaster metallina</i>	X	X	X	X
<i>Lejogaster tarsata</i>	X			X
<i>Leucozona lucorum</i>	X	X	X	
<i>Mallota cimbiciformis</i>		X	X	
<i>Mallota fuciformis</i>			X	
<i>Megasyrphus erraticus</i>		X		
<i>Melangyna compositarum</i>	X	X		
<i>Melangyna lasiophthalma</i>		X		
<i>Melangyna umbellatarum</i>	X	X	X	
<i>Melanogaster hirtella</i>	X	X	X	X

<i>Melanogaster nuda</i>	X	X		X
<i>Melanostoma mellarium</i>	X			
<i>Melanostoma mellinum</i>	X	X	X	X
<i>Melanostoma scalare</i>	X	X	X	X
<i>Meligramma cincta</i>	X	X	X	X
<i>Meligramma euchroma</i>		X	X	X
<i>Meligramma triangulifera</i>		X		X
<i>Meliscaeva auricollis</i>	X	X	X	X
<i>Meliscaeva cinctella</i>	X	X	X	X
<i>Merodon avidus</i>	X			X
<i>Merodon equestris</i>	X	X	X	X
<i>Merodon trochantericus</i>	X	X	X	X
<i>Microdon analis</i>	X	X	X	X
<i>Microdon devius</i>	X			
<i>Milesia crabroniformis</i>		X	X	X
<i>Myathropa florea</i>	X	X	X	X
<i>Myolepta dubia</i>	X	X		
<i>Myolepta obscura</i>				
<i>Neoascia geniculata</i>	X			
<i>Neoascia interrupta</i>	X	X	X	X
<i>Neoascia meticulosa</i>		X	X	X
<i>Neoascia podagrica</i>	X	X	X	X
<i>Neoascia tenur</i>	X	X	X	X
<i>Neocnemodon brevidens</i>	X			
<i>Neocnemodon latitarsis</i>				X
<i>Neocnemodon pubescens</i>			X	
<i>Neocnemodon vitripennis</i>	X	X	X	X
<i>Orthonevra brevicornis</i>		X	X	X
<i>Orthonevra geniculata</i>	X	X		X
<i>Orthonevra nobilis</i>	X	X	X	
<i>Paragus albifrons</i>	X		X	X
<i>Paragus bicolor</i>			X	X
<i>Paragus haemorrhous</i>	X	X	X	X
<i>Paragus pecchiolii</i>	X	X	X	X
<i>Paragus quadrifasciatus</i>			X	
<i>Paragus tibialis</i>	X	X		X
<i>Parasyrphus malinellus</i>				X
<i>Parasyrphus nigrirarsis</i>		X		
<i>Parasyrphus punctulatus</i>	X	X	X	X
<i>Parhelophilus frutetorum</i>	X	X		X
<i>Parhelophilus versicolor</i>		X	X	X
<i>Pelecocera tricineta</i>	X	X	X	X
<i>Pipiza austriaca</i>	X	X	X	
<i>Pipiza festiva</i>			X	
<i>Pipiza lugubris</i>	X	X	X	X
<i>Pipiza noctiluca</i>	X	X	X	X
<i>Pipiza notata</i>	X	X	X	X
<i>Pipizella annulata</i>	X		X	X
<i>Pipizella divicoi</i>		X	X	
<i>Pipizella viduata</i>	X	X	X	X
<i>Pipizella virens</i>	X			
<i>Pipizella zeneggenensis</i>			X	
<i>Platycheirus albimanus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus ambiguus</i>	X			
<i>Platycheirus angustatus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus clypeatus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus fulviventris</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus immarginatus</i>	X	X		

<i>Platycheirus manicatus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus occultus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus peltatus</i>	X	X	X	X
<i>Platycheirus scutatus</i>	X	X	X	X
<i>Portevinia maculata</i>	X	X		
<i>Psilota anthracina</i>	X			
<i>Psilota atra</i>	X			
<i>Pyrophaena granditarsis</i>	X	X	X	X
<i>Pyrophaena rosarum</i>	X	X	X	X
<i>Rhingia campestris</i>	X	X	X	X
<i>Rhingia rostrata</i>	X	X	X	X
<i>Riponnensia splendens</i>	X	X	X	X
<i>Scaeva dignota</i>				X
<i>Scaeva pyrastris</i>	X	X	X	X
<i>Scaeva selenitica</i>	X	X	X	X
<i>Sericomyia bombiformis</i>		X		
<i>Sericomyia silentis</i>	X	X	X	X
<i>Sericomyia superbiens</i>	X	X		X
<i>Sphaerophoria batava</i>	X	X	X	X
<i>Sphaerophoria loewi</i>		X		
<i>Sphaerophoria potentillae</i>	X	X	X	X
<i>Sphaerophoria rueppelli</i>	X	X	X	X
<i>Sphaerophoria scripta</i>	X	X	X	X
<i>Sphaerophoria taeniata</i>		X		
<i>Sphegina clunipes</i>	X	X		
<i>Sphegina elegans</i>	X	X		
<i>Sphegina limbipennis</i>	X	X	X	
<i>Sphiximorpha subsessilis</i>		X		X
<i>Spilomyia manicata</i>			X	X
<i>Spilomyia saltuum</i>				X
<i>Syrirta pipiens</i>	X	X	X	X
<i>Syrphus ribesii</i>	X	X	X	X
<i>Syrphus torvus</i>	X	X	X	X
<i>Syrphus vitripennis</i>	X	X	X	X
<i>Temnostoma bombylans</i>			X	
<i>Temnostoma vespiforme</i>	X		X	
<i>Trichopsomyia flavitarsis</i>	X	X		X
<i>Tropidia fasciata</i>	X	X	X	X
<i>Tropidia scita</i>	X	X	X	X
<i>Volucella bombylans</i>	X	X	X	X
<i>Volucella inanis</i>	X	X	X	X
<i>Volucella inflata</i>	X	X	X	X
<i>Volucella pellucens</i>	X	X	X	X
<i>Volucella zonaria</i>	X	X	X	X
<i>Xanthandrus comtus</i>	X	X	X	X
<i>Xanthogramma citrofasciatum</i>	X	X		
<i>Xanthogramma dives</i>	X	X	X	X
<i>Xanthogramma pedissequum</i>	X	X	X	X
<i>Xanthogramma stackelbergi</i>			X	X
<i>Xylota abiens</i>	X		X	X
<i>Xylota florum</i>	X	X	X	
<i>Xylota jakutorum</i>			X	
<i>Xylota segnis</i>	X	X	X	X
<i>Xylota sylvarum</i>	X	X	X	X
<i>Xylota tarda</i>			X	
<i>Xylota xanthocnema</i>	X		X	
Total	171	168	167	157