



MASTER 2
Observation de la Terre et Géomatique
2020 - 2021

Evaluation de l'apport de l'imagerie multispectrale (aérienne et satellite) pour la caractérisation et le suivi des espaces herbacés urbains

Félix GARDOT

Septembre 2021

Structure d'accueil : Laboratoire Image, Ville, Environnement
UMR7362 CNRS-Université de Strasbourg
3, rue de l'argonne F-67000 Strasbourg

Maître de stage : Anne PUISSANT
Laboratoire Image, Ville, Environnement
UMR7362 CNRS-Université de Strasbourg
3, rue de l'argonne F-67000 Strasbourg



Remerciements

Je tiens à témoigner toute ma reconnaissance aux personnes suivantes, pour leur aide dans la réalisation de ce mémoire :

Tout d'abord un grand merci à Anne Puissant et Pierre-Alexis Herrault, pour m'avoir accompagné tout au long de ce stage de 6 mois et de m'avoir accordé confiance et responsabilité.

Le Laboratoire Image Ville Environnement (LIVE) ainsi que toute l'équipe pédagogique de l'université de Strasbourg et les intervenants professionnels responsables de ma formation.

À Amélie qui m'aura énormément aidé à vélo et sur le terrain avec le spectroradiomètre.

Aux membres du projet EvolVille pour leurs aides durant la rédaction du mémoire, ainsi que pour m'avoir laissé les accompagner sur de nombreuses sorties terrains.

Un grand merci également à mes deux sœurs, Camille et Léonie, pour leurs soutiens infaillibles. À Benjamin pour être là. À Clément et Maxime d'avoir partagé avec moi leurs connaissances en végétation herbacées. Et à Morgan pour avoir toujours su me motiver !

Enfin un grand merci à notre promo de master OTG, avec qui j'ai passé deux superbes années !

Table des figures

Figure 1 : Évolution du NDVI d'une prairie au cours d'une année (Estel et al., 2015)	12
Figure 2 : Différents types de complémentarité entre données satellitaires et aériennes (Emilien et al., 2021).....	15
Figure 3 : Présentation des prairies retenues pour le projet EvolVille	17
Figure 4 : Surface en hectare des prairies sélectionnées pour cette étude.....	18
Figure 5 : Passage des différents capteurs sur les prairies sélectionnées	Erreur ! Signet non défini.
Figure 6 : Méthodologie pour l'attribution d'une classe urbaine.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 7 : Résultat de la classe urbaine majoritaire	97
Figure 8 : Méthodologie pour le calcul du pourcentage d'occupation d'une entité urbaine à proximité des prairies	32
Figure 9 : Méthodologie souhaitée pour l'analyse de chaque prairie retenue dans le projet EvolVille	18
Figure 10 : Données de biodiversité de 2020 disponible pour les prairies sélectionnées	95
Figure 11 : NDVI du 28 mai 2021 calculé à partir des informations spectrales du drone eBee.	24
Figure 12 : EVU n° 6 et n°69 observées via DJI Phantom 4	25
Figure 13 : Prairies 6 et 69 observées via SenseFly Ebee	24
Figure 14 : NDVI calculé à partir des informations spectrales du drone Ebee.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 15 : Prairie 6 et 69 observées via DJI Phantom 4.....	25
Figure 16 : Méthodologie appliquée pour l'utilisation du spectroradiomètre	26
Figure 17 : Le passage d'une résolution spatiale d'un capteur à l'autre permet d'effectuer différentes analyses spectrales	27
Figure 18 : Date d'acquisition des images aériennes et satellitaires utilisées	28
Figure 19 : Fenêtre d'acquisition spectrale des différents capteurs.....	29
Figure 20 : 4 types d'échelles d'analyses.....	35
Figure 21 : Le zonage en bleu correspond à la surface sélectionnée pour l'enregistrement des informations spectrales, la végétation arborée, les ombres et le bâti ayant été retirés.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 22 : les 4 types d'échelles d'analyses pour les régressions linaires	35
Figure 23 : Méthodologie pour prédire la richesse spécifique à partir d'un modèle Random Forest	37
Figure 24 : Histogramme de la richesse spécifique au sein des quadrats analysés	19
Figure 25 : Description de la hauteur de la végétation et du bâti, ainsi que l'occupation du sol, dans un périmètre de 200m autours des prairies sélectionnées	39
Figure 26 : Évolution du NDVI de l'ensemble des prairies sélectionnées selon les données PlanetScope	40
Figure 27 : Évolution du NDVI selon la gestion et la fréquentation des prairies	41
Figure 29 : Température moyenne journalière à Strasbourg pour l'année 2021, et la période 2000-2021	42
Figure 30 : Comparaison de l'évolution du NDVI entre PlanetScope et Ebee	Erreur ! Signet non défini.
Figure 31 : Évolution du NDVI regroupé entre données Ebee et PlanetScope	44
Figure 32 : Comparaison de l'évolution du GCC de la prairie entre PlanetScope et Phantom	46
Figure 33 : Principaux facteurs influençant la signature spectrale de la végétation (crédits : Anselme Brice ; Gadal Sébastien)	47
Figure 34 : Profil spectral et évolution du NDVI de la prairie 1 et 2, à partir des mesures issues du spectroradiomètre.....	47
Figure 35 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Ebee et PlanetScope à l'échelle d'un PixelScope ..	49
Figure 36 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Phantom et Spectroradiomètre.....	51
Figure 37 : Comparaison entre la richesse spécifique observée et prédictive via le modèle random forest avec les données PlanetScop et leurs RMSE.....	53
Figure 38 : Influence de différentes dates de NDVI PlanetScope sur le modèle	54
Figure 39 : Application du modèle de prédiction avec les données PlanetScope sur la prairie 5	54
Figure 42 : Applications du modèle sur les prairies 6 et 69	56
Figure 43 : Influence des dates de NDVI sur le modèle construit autour des moyennes de NDVI	57
Figure 44 : Application des modèles de prédictions de RS à partir des données Ebee sur la praire 5	58
Figure 45 : Histogramme des estimations de RS de la prairie 5 à partir des modèles Ebee et PlanetScope	59
Figure 46 : Applications des modèles avec les données Phantom sur la prairie 5.....	60
Figure 47 : Application du modèle PlanetScope avec le même train set.....	62
Figure 48 : Comparaison entre richesse spécifique observée et prédictive avec le modèle intégrant toutes les informations spectrales du Ebee	63
Figure 49 : Influence des différentes variables explicatives du modèle intégrant toutes les données Ebee	63
Figure 50 : Application du modèle de prédiction regroupant toutes les données de NDVI et GCC de PlanetScope, Ebee et Phantom.....	64
 Tableau 1 : Comparaison de l'utilisation et l'acquisition d'images entre satellite et drone (Emilien et al., 2021).....	14
Tableau 2 : Typologie des espaces verts publics de la commune de Strasbourg (Delbaere, 2011).....	16
Tableau 3 : Présentation des indices de biodiversités disponible par EVU (RS : Richesse Spécifique), les indices de Shannon, Eveness et Simpson ayant été calculés en fonction des valeurs de mi-juin.....	20
Tableau 4 : Caractéristiques des régressions linéaires pour chaque couple de capteurs et leurs bandes spectrales	49
Tableau 5 : Caractéristiques des régressions linéaires entre le Spectroradiomètre et les deux drones Ebee et Phantom.....	52
Tableau 6 : Caractérisques des trois modèles de prédictions à partir des données SenseFly Ebee.....	57
Tableau 7 : Caractéristiques des modèles de prédictions de RS à partir de l'indice GCC du drone DJI Phantom 4.....	60
Tableau 8 : Caractéristiques des modèles de prédictions avec des données Ebee rééchelonnées à 50cm et 1m.....	61

Table des matières

1. Introduction.....	6
2. Contexte de l'étude	9
3. État de l'art	11
4. Présentation de la zone d'étude	16
5. Les données et les capteurs multi-échelles utilisés.....	18
5.1 Données de biodiversité et de gestion.....	18
5.2 Données d'occupation du sol	20
5.2 Données multispectrales disponibles et acquisitions multi-capteurs.....	22
5.2.1 PlanetScope	22
5.2.2 Acquisition par drone	23
5.2.3 Acquisition par Spectro-radiomètre CIMEL CE 313	26
6. Méthodologie mise en place	30
6.1 Sélection des EVU pour les survols drones	30
6.2 Caractérisation de l'environnement urbains des EVU	31
6.3 La mise en place du suivi de la végétation herbacée	32
6.4 Comparaison des signatures spectrales entre capteurs	34
6.5 Création de modèles de prédictions de la richesse spécifique au sein d'un EVU	36
7. Résultats	38
7.1 L'environnement urbain des EVU de l'Eurométropole de Strasbourg.....	38
7.2 Analyse du lien entre signature spectrale et type de prairies.....	39
7.3 Différences de réflectance entre chaque capteur.....	43
7.3.1 Suivi via NDVI.....	43
7.3.1 Suivi via GCC	45
7.3.1 Suivi via Spectro-radiomètre	46
7.4 Similarité spectrale en capteur.....	48
7.5 Estimation de la richesse spécifique à partir d'une information spectrale.....	52
7.5.1 Modèle Random Forest : PlanetScope	52
7.5.2 Modèle Random Forest : eBee	56
7.5.3 Modèle Random Forest : Phantom	59
7.5.4 Amélioration des modèles.....	61
8. Discussions	65
9. Conclusion	71
Bibliographie.....	72
Annexes	78

1. Introduction

Selon le rapport "World Urbanization Prospects" publié par l'ONU en 2018, la part de la population vivant en milieu urbain au sein des régions considérées comme développées par l'ONU représentait en 2015, 78.12% de la population totale. Selon ce même rapport, les projections semblent montrer que ce chiffre atteindra 86.58% d'ici 2050 pour les régions développées et 68.4% pour le monde entier, soit équivalent à 6,68 milliards d'individus vivant en zone urbaine (United Nations et al., 2019). Si le phénomène d'urbanisation n'est pas nouveau et se retrouve même largement étudié par les géographes, économistes et autres acteurs de l'aménagement urbain (Antrop, 2004; Henderson, 2003; Lubove, 1967), certains aspects de ses conséquences, notamment sur l'environnement, restent aujourd'hui encore largement sous-évalués (Elmqvist et al., 2013). À titre d'exemple, les Espaces Verts Urbains (EVU), que la circulaire ministérielle datant du 22 février 1973 définit comme l'ensemble des : parcs, jardins, squares, plantations d'alignement, arbres d'ornement intramuros, ainsi que bois, forêts, espaces naturels et ruraux périurbains constituent aujourd'hui un exemple révélateur du manque d'intérêt porté par la communauté scientifique concernant l'impact de l'urbanisation et du changement climatique sur ces milieux. Cela est d'ailleurs d'autant plus vrai lorsqu'il s'agit spécifiquement des espaces herbacés urbains, car principalement considérés comme des milieux moins intéressants par leurs faibles richesses spécifiques que l'on y trouve comparés aux milieux naturels ou ruraux. (Gros, 2020 ; Muratet et al., 2007 ; Selmi, 2016).

Pourtant les populations vivant en milieu urbain restent largement favorables à l'implantation de ces espaces verts en villes. Il a été démontré en effet que 84% des Français estiment qu'il faut créer davantage de jardins et de parcs en milieu urbain (Boutefeu, 2007). Les EVU restent d'ailleurs dans l'imaginaire collectif un vecteur primaire de bien-être, sécurité et d'interactions sociales (Brindley et al., 2019; Kothencz et al., 2017). La distance entre le logement et les espaces verts en milieux urbains constituerait même un facteur sur le bien-être de l'individu (Bertram and Rehdanz, 2015), il peut donc sembler curieux à première vue que l'étude et le suivi de ces espaces, notamment herbacés, restent aujourd'hui minoritaires. À l'inverse, les services rendus par les espaces naturels pour les milieux urbains ou ruraux restent eux relativement bien connus et expliqués par les chercheurs ou aménageurs, à travers de ce qu'on appelle les "services écosystémiques". On pourrait qualifier ces services comme l'ensemble des bénéfices directs et indirects rendus par les écosystèmes naturels et semi-naturels à la société humaine (Costanza et al., 1997). Ainsi, les bénéfices engendrés par ces espaces peuvent se traduire à la fois en bénéfices écologiques, socio-culturels ou même économiques (de Groot et al., 2002). Ces services écosystémiques remplissent tous un ensemble de fonctions indispensables pour l'homme et la biodiversité qui l'entoure, tels que, décrit par Groot et al. en 2002 : les fonctions de régulation (approvisionnement en eau, formation du sol, maintien du cycle des éléments nutritifs ou même la pollinisation...) ; les fonctions d'habitat (production de refuge et réservoir pour la biodiversité) ; les fonctions de production (production alimentaire, de matière première, de ressource génétique...) ; et fonctions d'information (esthétique, récréation, information culturelle et artistique, spiritualité, éducation...). Si tout espace naturel fournit à son environnement et ses composants des services, qu'ils soient directs ou indirects, les contraintes et pressions apportées par le milieu dans lequel il évolue peuvent venir influencer les bénéfices et fonctions qui sont sensés se dégager de cet espace. Ainsi dans le cas des EVU, la forte activité anthropique qui entoure ces espaces affecte de manière considérable l'ensemble des interactions et des échanges entre ses différents composants (Duvigneaud, 1974; Pickett and Grove, 2009). De par son environnement majoritairement anthropique, les EVU viennent en conséquence se distinguer des autres écosystèmes situés en milieux ruraux, avec des différences de paramètres climatiques parfois nettes telles que (Ringenbach, 2004) : une vitesse du vent en ville moins importante de 30% que la vitesse enregistrée à la campagne (Lee, 1984) ; une évapotranspiration réduite en ville qui engendre une perturbation des cycles biochimiques ; une production d'énergie plus importante transmise dans l'atmosphère sous forme de chaleur à cause des activités anthropiques ; et enfin une température en

ville qui excède celle enregistrée en campagne, de l'ordre de 8°C pour le cas de Strasbourg (Selmi, 2016). On comprend de ce fait l'importance d'étudier l'impact des phénomènes comme l'urbanisation ou le changement climatique sur les EVU, afin d'être en mesure de pleinement analyser les retours que ces espaces apportent aux milieux urbains. Et ainsi espérer mesurer les valeurs socio-urbanistiques (rôle esthétique, de détente, etc.) et écologiques (support de la majorité des processus écologiques dans un contexte urbain) de ces espaces.

Nous pouvons ainsi nous questionner sur pourquoi les EVU restent aujourd'hui encore trop peu étudiés par la communauté scientifique ? Un élément de réponse étant de comprendre que cette nature en ville a longtemps été perçue par les chercheurs ou les citadins comme un lieu de distraction et de rencontre, géré par l'homme et la ville, plutôt qu'un espace naturel à part entière (Cranz, 1989). Cela s'explique par la faible richesse spécifique qu'on peut y trouver comparée à d'autres milieux, mais également par le fait que ces espaces ont pour la plupart été souhaités et aménagés par l'homme, perdant ainsi son aspect naturel. Il faudra attendre la seconde moitié du XX^{ème} pour que l'écologie urbaine, anciennement axée sur les interactions au sein de la population humaine, commence à décrire et inventorier les communautés végétales présentent dans de nombreuses villes européennes (Clergeau, 2007). Finalement, la conception de l'urbain en qualité d'écosystème ne se fera qu'à partir des années 1970, principalement dans les pays anglo-saxons, qui suivi du Sommet de la Terre à Rio en 1992, poussera les communautés de chercheurs et décideurs à s'intéresser aux EVU (Clergeau, 2007; Selmi, 2016). L'acceptation de ces milieux urbains comme écosystème à part entière s'explique par la compréhension progressive de son fonctionnement comme système. À titre d'exemple, Topp en 1972 s'inspire de la théorie des « îles biogéographiques » de MacArthur et Wilson (1967), afin de décrire les espaces verts urbains comme des systèmes semblables à des îles océaniques, car étant isolés et entourés par une « mer minérale » qui constitue la matrice urbaine. Cette analogie suppose que l'abondance et la diversité des espèces abritant ces milieux insulaires dépendent grandement des effets de l'isolement et de l'éloignement de ces espaces. Saint-Laurent (2000) va même encore plus loin en décrivant ces « îles urbaines » comme des archipels de verdure qui profitent des apports extérieurs (graines transportées par le vent ou par les oiseaux granivores) accroissant ainsi leur diversité floristique et contribuant du coup à la biodiversité des milieux urbains. Cette richesse floristique est d'autant renouvelée ou maintenue que ces îles urbaines sont situées à une distance relativement proche d'autres ensembles végétaux. Muratet et Broutin (2006) résument finalement cet écosystème : par une composition différente des écosystèmes ruraux ou surnaturels, qui est le résultat d'une multitude de perturbations qui collectivement forment l'impact humain. Ainsi l'on comprend que c'est en partie à cause de sa différente nature comparée aux écosystèmes plus classiques que les EVU ont finalement commencé à attirer l'attention dans les années 90. Mais c'est également ce manque de nomenclature, toujours indisponible aujourd'hui, permettant de traiter à la fois les composantes physiques, spatiales, biotiques et sociales de la végétation urbaine qui limite les études de ces espaces (Cadenasso et al., 2007; Nabucet, 2018).

Cependant l'intérêt porté à ces milieux évolue progressivement, des chercheurs se sont engagés dans une démarche scientifique visant à appréhender la nature en ville. Pour cela, différentes initiatives ont commencé à apparaître depuis une vingtaine d'années, tels que : le programme ECORURB en 2003 (ECOlogie du Rural vers l'URBain) ; le projet VEGDUD en 2010 (Rôle du végétal dans le développement urbain durable, une approche par les enjeux liés à la climatologie, l'hydrologie, la maîtrise de l'énergie et les ambiances) ; ou plus récemment encore, le projet Evolville à Strasbourg, qui vise à suivre sur le long terme les compositions taxonomiques et fonctionnelles des communautés végétales dans les espaces herbacés urbains de l'Eurométropole de Strasbourg. Les gouvernements et les collectivités s'intéressent désormais également aux EVU, à travers plusieurs projets qui ont vu le jour comme celui des Trames vertes urbaines en 2009 nés de la loi Grenelle I, dont l'objectif étant d'enrayer l'isolement génétique des espèces en leur permettant de retrouver des habitats. On peut également citer les démarches gouvernementales visant à identifier et inventorier les friches agricoles urbaines sur l'ensemble du territoire français afin favoriser en autre la gestion des villes et de l'urbanisation. De

toute évidence, la fragmentation et la disparition des espaces naturels ou agricoles par l'urbanisation poussent les gestionnaire et décideur à la préservation et donc à l'étude de ces milieux.

Seulement, l'étude de ces espaces verts, situés parfois au cœur même de nos villes nécessite du temps et des connaissances sur le terrain qui de ce fait ralentisse le suivi de ces milieux. Ainsi l'utilisation de la télédétection et plus précisément la démocratisation de l'imagerie aérienne et satellitaire semble depuis une dizaine d'années être une alternative à ce problème. Effectivement, l'arrivée de l'imagerie satellitaire et les différentes améliorations (en termes de résolution spatiale en particulier) au fil du temps a constitué un véritable tournant pour les écologues et les géographes. L'utilisation de ces données apporte à la fois une information spatiale, spectrale et temporelle sur le mode d'occupation du sol au sein de la région étudiée (Granero-Belinchon et al., 2020; Immitzer et al., 2012; Zoran et al., 2013), ainsi que sur la structure et les propriétés biophysiques de la végétation (Glenn et al., 2008; Myneni and Williams, 1994; Pettorelli et al., 2005). Ces données, une fois accumulées à une échelle quotidienne, mensuelle ou annuelle, permettent d'établir à leurs tours un profil temporel et spectral, pour chaque entité représentée, laissant apparaître de possibles variations saisonnières. Ainsi, l'introduction de ces informations au sein de la communauté scientifique a permis la mise en place progressive de suivis physiologiques des milieux terrestres et aquatiques. À tel point que la télédétection est parfois aujourd'hui perçue comme essentielle pour les acteurs locaux, en raison de besoin de cartes de la végétation de plus en plus détaillées sur l'ensemble du territoire urbain afin de mieux le gérer (Nabucet, 2018). De plus, le développement progressif de la résolution spatiale et spectrale des satellites, ainsi que l'accès de plus en plus libre à ces données, permettent aujourd'hui à la recherche d'ouvrir de plus en plus de sujets d'étude auparavant limités par les moyens techniques (Wulder et al., 2012). Cela est d'autant plus vrai concernant l'analyse de la végétation urbaine, puisque l'apparition des satellites à très haute résolution spatiale, comme : Pléiade, Worldview, Quickbird ou encore Planetscope, permet une étude à l'échelle parcellaire, voire intra-parcellaire, facilitant l'identification et l'analyse des communautés végétales urbaines.

Cependant des limites persistent, même avec une résolution spatiale s'améliorant d'année en année, et un accès aux données de plus en plus simplifié (Wulder et al., 2012). L'imagerie satellitaire reste toujours contrainte par les perturbations météorologiques, telles que la présence de nuages, créant parfois une absence de données utilisables s'étalant sur plusieurs semaines. Or, dans le cadre d'un suivi de la végétation, un manque d'information sur l'état de la plante et de ses caractéristiques physiologiques, peut conduire sur une durée prolongée à une mauvaise interprétation de son évolution au cours du temps. Finalement, c'est ce manque d'informations ou d'analyses qui peut potentiellement venir influencer l'opinion et décision des aménageurs, et ainsi directement menacer la préservation de ces espaces et de leurs services écosystémiques (Feng et al., 2015). De plus, l'utilisation des données satellitaire amène souvent à faire un choix entre une très haute résolution spatiale (Pleiade, Worldview, Quickbird) et résolution temporelle ou spectrale élevée (Sentinel 2, MODIS), nécessitant de ce fait une parfaite compréhension de son sujet et de son échelle d'analyse afin d'établir un équilibre optimal entre résolution spatiale, spectrale et temporelle.

Toutefois, des alternatives à l'imagerie satellitaire commencent aujourd'hui à apparaître. La récente popularisation des micros-drones (c'est-à-dire un poids inférieur à quelques kg), et leurs introductions auprès des chercheurs et des particuliers constituent un bon exemple. Démocratisée grâce au développement de la robotique, de l'informatique et de la miniaturisation des capteurs (Colomina and Molina, 2014), l'utilisation de ces drones, appelées aussi UAVs (Unmanned Aerial Vehicles), risque de changer complètement dans un futur proche le paradigme de la télédétection, et ce, en donnant aux utilisateurs la possibilité de contrôler les caractéristiques d'acquisition (Emilien et al., 2021). Effectivement, la capacité des UAV à acquérir des données près de la surface permet d'obtenir une résolution spatiale de l'ordre du centimètre voir même du millimètre, tout en laissant à l'utilisateur la possibilité d'être quasi-indépendant ou du moins être moins affecté par les conditions météorologiques. De plus, la flexibilité qu'apportent les drones permet à la fois de personnaliser le type de capteur, les angles de vue, la résolution spatiale, et plus particulièrement le temps et la

fréquence d'acquisition, qui sont des facteurs essentiels pour certaines applications, comme le suivi des dynamiques biologiques (Brown et al., 2006; Fensholt et al., 2009; Martin et al., 2018).

Ainsi se pose naturellement la question de la complémentarité entre ces deux types d'acquisitions, satellitaires et aériennes, afin de pouvoir profiter des avantages de chacune des données, que ce soit pour la très large emprise spatiale et de la diversité spectrale du satellite, ou pour la résolution centimétrique pour le drone et sa capacité acquérir des données plus fréquemment. Cette complémentarité entre images aériennes et satellites, bien que récentes, a été démontrée à travers plusieurs études, la plupart du temps en se concentrant sur des espaces naturels à fortes valeurs écologiques comme les milieux humides (Bhatnagar et al., 2021; Rapinel et al., 2019), ou des milieux à fortes valeurs économiques comme des parcelles agricoles (Barbey et al., 2014; Maimaitijiang et al., 2020), ou les milieux côtiers (Nikolakopoulos et al., 2019; Rupasinghe et al., 2019). Mais finalement, très peu d'études tentent à démontrer cette complémentarité au sein des espaces verts urbains. Cela peut être dû à l'arrivée encore récente des drones, mais également aux contraintes liées à au milieu lui-même (avec la présence de bâtiments, de lignes électriques et de routes fréquentées) ou aux contraintes réglementaires par une législation limitant son usage dans ces espaces afin de garantir la sécurité des habitants. Reste cependant que l'utilisation des UAVs en milieu urbain est possible, et qu'avec les autorisations nécessaires, peut potentiellement répondre au besoin d'un suivi de la végétation au sein des milieux herbacés.

On comprend désormais que l'étude des espaces herbacés urbains est encore aujourd'hui à ses débuts et que ce sujet d'étude est amené à être traité plus largement dans les années à venir à cause d'une pression écologique, sociale et économique grandissante sur ces espaces. Il reste encore beaucoup de choses à apprendre sur ces milieux, et il est important de trouver les outils et protocoles qui permettront de faciliter la recherche de demain. C'est pourquoi à travers ce mémoire, notre principal objectif est d'évaluer de manière la plus complète possible et objective l'apport de l'imagerie multispectrale (aérienne et satellite) pour la caractérisation et le suivi des espaces herbacés urbains de l'Eurométropole de Strasbourg. Il s'agit de comparer dans un premier temps la composition de l'environnement urbain des prairies sélectionnées, en observant leurs différences d'occupation du sol et ainsi vérifier si la notion d'EVU correspond à un environnement urbain unique ou diversifié. Dans un second temps il sera tenté de prouver si les UAVs permettent d'effectuer un suivi de la végétation herbacée dans un contexte urbain à forte activité anthropique. Ces suivis seront ensuite croisés avec les caractéristiques urbaines établies précédemment, afin de rechercher si certains facteurs anthropiques semblent influer sur cette évolution. Il s'agira également de comparer ces suivis avec d'autres données issues de l'imagerie satellitaire ou de l'acquisition *in situ*, vérifier si ces données obtiennent des résultats similaires, et espérer ressortir les avantages et les inconvénients de l'utilisation de chaque capteur. La complémentarité des valeurs spectrales entre capteurs sera également étudiée, en estimant la similarité des valeurs de reflectance des images drone et PlanetScope à partir de régressions linéaires. On suppose que la valeur spectrale d'un capteur à un point donné, est censée être la même sur un autre capteur. Enfin, nous vérifierons que l'utilisation de l'imagerie aérienne et satellitaire permet d'estimer localement la distribution de la richesse spécifique au sein des milieux étudiés, et ce, en combinant ou non les jeux de données entre eux. On émet l'hypothèse que les images provenant d'UAVS offriront un suivi plus précis grâce à leurs résolutions spatiales centimétriques même si l'on s'attend à ce que la résolution temporelle des images PlanetScope permette grandement d'améliorer les prédictions.

2. Contexte de l'étude

Les travaux effectués à travers ce mémoire de stage prennent place dans le cadre du projet EvolVille et du projet ZAEU qui est adossé (AAP 2020-2021). Dans ce contexte, ce stage a pour objectif

d'améliorer à l'avenir le suivi des espaces verts urbains en comparant l'utilisation de plusieurs types d'images multispectrales ; mais également en vérifiant si la diversité taxonomique et fonctionnelle de ces milieux peut être estimée à partir de ces différentes données.

Membre du réseau des zones ateliers et labellisée pour cinq ans par l'Institut écologie et environnement (INEE) du Centre national de la recherche scientifique (CNRS) en février 2011, la Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) en tant que projet débute dès janvier 2010. Elle implique à la fois des laboratoires de recherche, et des services de l'Eurométropole de Strasbourg (EMS). La Zone Atelier s'inscrit dans le territoire de l'Eurométropole de Strasbourg, qui s'étend sur 33 communes, limitée dans sa partie Est par le Rhin et la frontière avec l'Allemagne.

Son objectif est de co-construire une connaissance suffisante pour faire face aux enjeux environnementaux actuels et futurs dans une logique de développement urbain durable. Cette co-connaissance est fondée sur une observation sur le long terme des processus et dynamique de l'éco-socio-système. Cela implique la compréhension par l'analyse des informations collectées, mesurées ou simulées, la validation de ces processus, la proposition de scénarios pour le futur, mais aussi l'échange des informations et la diffusion des résultats acquis.

EvolVille est un projet BAUM (Biodiversité, Aménagement, Urbain et Morphologie), piloté par Audrey MURATET et Laurent HARDION, reposant sur un partenariat entre le laboratoire Image, Ville Environnement (LIVE) de l'Université de Strasbourg, l'Eurométropole de Strasbourg, le Jardin botanique de Strasbourg, la ZAEU et In Situ Lab. L'objectif du projet consiste à initier un observatoire des diversités taxonomiques et fonctionnelles des communautés et populations végétales, soumises à des contextes d'artificialisation et de gestion variés. La mise en commun de compétences variées en écologie, en géomatique et en sciences humaines permet d'améliorer la compréhension des mécanismes à l'œuvre dans l'adaptation de la biodiversité aux humains, leurs constructions, leurs activités. Cela consiste à suivre sur le long terme les communautés végétales d'une sélection espaces herbacées urbains (plus de 60) situé dans l'Eurométropole de Strasbourg, en mesurant la variabilité de ces compositions en réponse aux différentes formes urbaines, densités humaines et à la gestion appliquée ; mais également en précisant les mécanismes d'adaptation impliqués dans cette réponse.

Cet observatoire permettra de renseigner les aménageurs et gestionnaires sur l'état fonctionnel des espaces de nature urbains, de les informer sur les influences bénéfiques, neutres ou nuisibles de leurs actions sur les capacités des espèces à croître, se maintenir et se reproduire. Sur un pas de temps plus long, il permettra de suivre la réponse des communautés de plantes aux changements globaux (climatique et d'occupation des sols).

L'un des objectifs principaux du projet EvolVille étant de mesurer la variabilité des communautés végétales en réponse aux différentes formes urbaines, densités humaines et à la gestion appliquée, il est de ce fait essentiel de collecter des données concernant la biodiversité qui composent les prairies sélectionnées, ainsi que leurs gestions et leurs fréquentations au quotidien. Pour cela, plusieurs protocoles similaires à ceux appliqués au sein du programme participatif Florilèges-prairie urbaines sont utilisés. Florilèges-prairies a été co-élaboré en 2014 puis lancé en 2015 par le Muséum National d'Histoire Naturelle, Plante et Cité, le Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien, le Département de Seine Saint-Denis et l'Agence Régionale de la Biodiversité en Ile-de-France pour améliorer les connaissances de l'effet des pratiques de gestion sur la qualité écologique des prairies, mais également de la dynamique de l'évolution de ces milieux grâce à un suivi standardisé de la flore des prairies urbaines.

Le protocole consiste à recenser 60 espèces dans 10 carrés de 1m², appelé quadrat, au cœur même de la prairie, afin d'obtenir une idée de la composition spécifique de la prairie, et ainsi en ressortir potentiellement des tendances en fonctions des conditions dans lesquelles évoluent ces espaces. Plusieurs outils sont fournis aux gestionnaires : un livret d'accompagnement au protocole, des fiches de terrain complétées d'un guide d'identification des plantes (la "Clé des prairies"). Depuis le début du

programme il y a maintenant six ans, les gestionnaires ont recensé au total (toutes régions confondues) 581 espèces différentes au sein des quadrats qu'ils ont suivis et plus largement 648 espèces différentes dans leurs prairies en y ajoutant les espèces contactées en dehors de ces quadrats. Dans la région strasbourgeoise, le projet en est encore à ses débuts, des premières études sur le terrain ont pu être effectuées en 2020, et vont être amenées à être répétées en 2021 ainsi que les années suivantes.

Cette étude porte sur 15 espaces herbacés urbains sélectionnées parmi celles observées dans le projet EvolVille. Ces EVU sont toutes présentées dans des fiches descriptives présentées en Annexe 1.

3. État de l'art

En 1995, le GIEC prévoyait pour l'année 2100 une hausse globale de la température d'environ 3 degrés Celsius, en 2019 dans son nouveau rapport, ce chiffre est maintenant passé à 7°C. Si entre ces deux dates, la prise de conscience de l'existence et des conséquences du changement climatique sur le monde s'est considérablement répandue au-delà de la sphère scientifique, l'impact d'un tel phénomène sur de nombreux écosystèmes, tel que celui des espaces herbacés urbains, reste cependant encore aujourd'hui, largement sous-documenté. Effectivement, l'étude des impacts du changement climatique a pendant très longtemps concerné principalement les espaces forestiers (Spanner et al., 1990). Les milieux herbacés ont été particulièrement étudiés dans les régions Arctiques et Sub Arctiques, s'expliquant par la réponse rapide de ces espaces face aux variations climatiques notamment par l'expansion des zones de toundra (Holtmeier et Broll, 2005; Lara et al., 2018; Myers-Smith et al., 2011). Ces études se sont finalement étendues à des milieux toujours considérés comme sensibles, mais se rapprochant de plus en plus de l'homme et de ses activités, tel que les milieux montagnards et semi-montagnard. Où il y a été démontré que les changements de végétations observés proviendraient des impacts changement climatique, mais également des activités anthropiques, récentes ou anciennes, comme le pâturage, le tourisme ou les fauches (Carlson et al., 2017; Colombo et al., 2011; Gartzia et al., 2016; Goepp, 2007). Cela met ainsi en avant le besoin d'étudier ces conséquences sur des espaces herbacés évoluant en milieu urbain, là où les activités anthropiques sont permanentes. La plupart des études traitant de ce sujet en viennent aux mêmes conclusions : l'évolution d'une ou plusieurs communautés biologiques causée par différents facteurs climatiques ou anthropiques entraîne des modifications directes ou indirectes sur l'ensemble de l'écosystème (GIEC, 1995; Parmesan and Yohe, 2003; Root et al., 2003; Walther et al., 2002). Dans le cas des écosystèmes végétatifs, il est observé que tout un ensemble d'événements phénologiques se retrouve modifié, parfois même au sein d'une même espèce. Cela se traduit notamment par des décalages de périodes de floraison ou de sénescence, des phénomènes de verdissement (accroissement de la productivité végétale) ou de brunissement (baisse de la productivité), un allongement de la durée du cycle végétatif. Et à plus long terme une modification des interactions inter-espèces en raison d'une évolution de l'habitat dont différentes espèces peuvent être dépendants (Stenseth and Mysterud, 2005).

Dans le cas des EVU, s'ajoutent également les conséquences des habitats urbains et de leurs fortes densités humaines, caractérisés par la fragmentation des espaces, des niveaux élevés de perturbation, de pavage imperméable et de rétention de chaleur (Tredici, 2010). Or ces phénomènes ne sont pas irrévocablement hostiles à la biodiversité, puisque par sa diversité de contextes, la ville peut correspondre à un stimulus pour l'évolution (Picot, 2004). L'hétérogénéité d'accès au sol, à l'eau, à la lumière, à un abri, au calme, est propice au développement d'espèces aux exigences écologiques variées et à une végétation tolérante au stress, dont l'importance sera grandissante dans les années à venir (Clergeau, 2007). Tous ces facteurs agissent sur le comportement, la morphologie, la communication, ou encore la physiologie des espèces et individus, par conséquent sur leur survie, leur reproduction et leur croissance (Zone Atelier Environnementale Urbaine, 2021).

L'arrivée de l'imagerie satellitaire et son amélioration au fil du temps a constitué un véritable tournant pour les écologistes et géographes du monde entier. En effet, l'emploi de ces données apporte une information spatiale et temporelle sur la constitution du sol et de ses dynamiques au sein de la région étudiée. Ces données, une fois accumulées à une échelle quotidienne, mensuelle ou annuelle, permettent d'établir un profil temporel et spectral, pour chaque entité représentée. Ainsi, l'introduction de ces informations au sein de la communauté scientifique a permis la mise en place progressive de suivis physiologiques des milieux terrestres et aquatiques. Contrairement à l'imagerie aérienne, l'imagerie satellitaire permet l'acquisition régulière d'informations géoréférencées, et ce sur l'ensemble de la surface terrestre. De ce fait, depuis le lancement des premiers satellites d'observation, un état des lieux quotidien de la terre et ses composants est mis à disposition aux chercheurs et aux entreprises. Cet ensemble d'informations constitue un véritable retour dans le passé, permettant à la fois d'observer et analyser les variations de dynamiques naturelles ou anthropiques, et ainsi chercher à expliquer la situation actuelle observée dans certains milieux (Fontana et al., 2008; Pettorelli et al., 2005; Tucker et al., 2005).

Ainsi, le suivi des EVU va se baser sur plusieurs protocoles, le premier consistant à se rendre sur place et observer et identifier les espèces présentes dans les zones d'études, afin de les comparer avec d'autres espaces, en fonction de leurs compositions (Muratet et al., 2008; Muratet and Broutin, 2006; Selmi, 2016). C'est justement ce que cherche à reproduire le projet EvolVille dans l'Eurométropole de Strasbourg en observant chaque année les communautés végétales des EVU sélectionnées et observer les changements dans le temps. Le second protocole consiste à observer l'évolution dans le temps de tout un ensemble d'indices de végétations, qui sont calculés à partir des valeurs de réflectances de la lumière captée par un satellite ou un drone (Pettorelli et al., 2005). Parmi ces indices on retrouve le NDVI (Normalize Difference Vegetation Index), que l'on calcule de la manière suivante :

$$NDVI = \frac{(Infrarouge\ proche - rouge)}{(Infrarouge\ proche + Rouge)}$$

Et son alternatif nécessitant uniquement des bandes de réflectances dans le domaine du visible, le GCC (Green Chromatique Cover), qui a également été utilisé pour détecter la végétation et analyser la phénologie et la dynamique des plantes (Sonnentag et al., 2012; Woebbecke et al., 1995) :

$$GCC = \frac{Vert}{(Bleu + Vert + Rouge)}$$

Ces indices fournissent entre autres des indications sur la santé et l'intensité végétale d'un milieu (Pettorelli et al., 2005), et qui peuvent être utilisées pour fournir des informations sur la production de biomasse de ce milieu (Myneni et Williams, 1994). Il a été démontré que l'indice NDVI est presque linéairement lié à l'assimilation et à la transpiration du carbone de la canopée et que les valeurs de l'indice NDVI restent presque invariantes en fonction de l'échelle, du sol à l'aérien et aux mesures

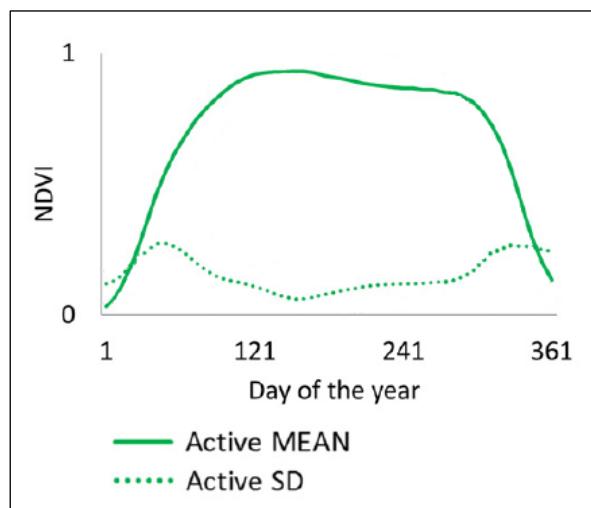


Figure 1 : Évolution du NDVI d'une prairie au cours d'une année (Estel et al., 2015)

satellitaires (Glenn et al., 2008; Hall et al., 1992; Sellers P.J, 1985). Ces indices, une fois comparés à d'autres variables physiques ou climatiques telles que l'altitude, les précipitations, la couverture neigeuse ou la température, permettent de mettre en avant les facteurs spatio-temporels influençant plus ou moins les communautés végétales. Dans le cas des prairies, l'évolution du NDVI dans le temps, à travers différentes conditions, a déjà pu être établie et présenté dans de nombreux articles (Brown et al., 2006; Choler, 2015; Estel et al., 2015). Il en ressort que le profil écologique des prairies non gérées est caractérisé par un profil NDVI temporel lisse, en forme de cloche (Figure 1). Ce profil phénologique débute d'abord avec une période de croissance en début d'année, jusqu'à atteindre sa phase de maturité avec un NDVI qui se stabilise après que celui-ci est augmenté rapidement, pour finalement atteindre sa période de sénescence à la fin de l'été/début automne.

Or dans un contexte urbain, on peut s'attendre à ce que des facteurs anthropiques comme la gestion de l'espace, sa fréquentation ou des fauches viennent influencer l'évolution du NDVI dans le temps, avec des changements brusques sur le profil temporel. Estel et son équipe expliquent en 2015 que les prairies gérées résultent effectivement en des courbes de NDVI sensiblement plus petites pendant la saison de croissance, s'écartant fortement du profil lisse en forme de cloche des prairies naturelles. Ainsi on peut s'attendre lors du suivi des EVU sélectionnées que leurs profils phénologiques possèdent des pertes ou modifications de NDVI en fonction de leurs gestions et fréquentations.

Aujourd'hui, la multiplicité des capteurs et des archives satellitaires offre la possibilité de mettre en place des suivis à différentes échelles spatio-temporelles. Néanmoins, cette richesse d'information nécessite de définir des cadres d'analyse précis afin de maximiser l'information contenue dans ces données et accentuer leur complémentarité. Un suivi physiologique via télédétection va donc chercher un équilibre entre résolution spatiale, résolution temporelle et résolution spectrale en fonction du terrain étudié. Dans le cadre d'un suivi des espaces verts urbains, le besoin d'une résolution spatiale suffisamment fine est nécessaire afin de distinguer clairement les EVU du reste de la matrice urbaine et des entités qui la compose. L'objectif final étant d'obtenir via l'imagerie satellitaire ou aérienne un échantillon de pixels le plus large et le plus pur possible des EVU et des communautés végétales qui les composent afin d'y observer des tendances en termes de richesse et diversité spécifique et de changement de milieux.

À l'utilisation généralisée des satellites pour ce genre d'études, commence à s'ajouter petit à petit l'utilisation des UAVs, en partie grâce à leur Extrêmement Haute Résolution Spatiale, ou encore de par leur déploiement facilité, rapide et peu coûteux, ainsi que des possibilités d'échantillonnages répétés sans limites de périodicité (Larrinaga and Brotons, 2019). Or comme expliqué en introduction, l'utilisation des UAVs reste encore récente et se limite principalement à l'étude de milieux à forte valeur ajoutée comme les littoraux ou les parcelles agricoles. Les quelques études portant sur le suivi de la végétation avec l'utilisation de UAV se concentrent principalement sur les milieux arborés, que ce soit à des fins économiques (Giannetti et al., 2018) ou écologiques (Karpina et al., 2016; Larrinaga and Brotons, 2019; Puliti et al., 2015). Cependant ce que Emilien et son équipe nous précise en 2021, c'est que la grande majorité des études portant sur l'utilisation des UAVs porte également sur l'utilisation de l'imagerie satellitaire en complément. Effectivement, l'utilisation des deux types de capteurs permettrait à la fois de profiter d'une résolution spatiale très fine sur les zones et les jours de notre choix avec les UAVs, ainsi que de profiter de l'apport multispectral et de la large emprise spatiale du satellite. Emilien démontre que les études se basant sur une synergie des données aériennes et satellitaires n'en ai qu'à ses débuts, n'ayant fait l'objet d'études que dans 19 articles de 2008 à 2013, on compterait jusqu'à 37 articles rien que pour l'année 2019 sur ce sujet. Les thèmes abordés dans ces articles restent cependant largement inégaux, puisque toujours selon Emilien, 74.1% des articles recensés entre 2008 et 2019 portaient sur le domaine de l'écologie et de l'agriculture de précisions. Et même dans ces domaines, la plupart des études portant à la fois sur une synergie entre UAVs et satellites et le suivi de la végétation, restent concentrées principalement sur : la cartographie d'un milieu et la classification de sa végétation (Feng et al., 2015; Wu et al., 2021) ; le suivi des milieux à fortes valeurs écologiques comme les milieux humides (Bhatnagar et al., 2021) ; le suivi de l'impact du

changement climatique sur les écosystèmes et leurs biodiversités (Martin et al., 2018) ; et le suivi de parcelles agricoles pour une agriculture de précisions (Maimaitijiang et al., 2020). Ainsi l'on comprend que le suivi des espaces verts urbains via UAVs et satellite reste encore un sujet marginal au sein de la communauté scientifique, et c'est pourquoi il est nécessaire d'intégrer davantage ce sujet, en évaluant l'apport des deux types de données sur le suivi de ces milieux urbains.

Mais avant toute chose, il est nécessaire de comprendre l'intérêt de faire coopérer des images satellites et des images aériennes obtenues par drones dans un tel projet. Car s'il est important de profiter d'une résolution spatiale très fine via l'imagerie aérienne pour discerner les différentes communautés végétales au sein d'une prairie. Il est également nécessaire d'obtenir de la donnée le plus fréquemment possible afin d'être en mesure de suivre l'évolution de la végétation et de la comparer à d'autres prairies. Or, comme le montre ce tableau 1 repris du même article d'Emilien et son équipe., montrant les différences entre satellite et drones, on remarque que le drone, bien que plus précis, possède également son ensemble de contraintes. Celles-ci peuvent se résumer par : le besoin d'opérateur pour l'utilisation du drone, sa dépendance vis-à-vis du vent et des conditions météorologiques, le pré-traitement lourd et nécessaire des données une fois déchargées et enfin une législation en place qui empêche de faire voler un drone partout sans autorisation, spécialement en milieux urbains. Finalement, on remarque presque que les contraintes du drone constituent à l'inverse les avantages d'un satellite, c'est-à-dire aucune gestion technique nécessaire, une régularité dans l'acquisition de l'image, un accès à la donnée très simple et une utilisation directe de la donnée sans passer par de prétraitements obligatoires. Ainsi l'on comprend l'intérêt de faire coopérer ces deux types de données, car cela reviendrait à pouvoir profiter des avantages de chaque capteur tout en profitant d'une arrivée d'informations fréquentes servant à suivre les prairies étudiées.

Système	Drone	Satellite
Flexibilité	Élevée	Faible
Dépendance vis-à-vis des nuages	Non	Oui
Contrainte directe de la météo	Vent et précipitation	Non
Prétraitement	Élevé	Donnée prête à l'analyse
Opérateur requis	Oui	Non
Gestion des données	Élevée	Faible
Coût de la THRS	Faible	Élevée
Charge utile	Interchangeable	Permanente
Législation	Restrictive	Aucune

Tableau 1 : Comparaison de l'utilisation et l'acquisition d'images entre satellite et drone (Emilien et al., 2021)

Cette coopération entre deux types de capteurs peut prendre plusieurs formes, dans le même article, Emilien et son équipe en identifient 4 (Figure 2) :

- *La comparaison de données* : Elle se base sur la comparaison des avantages et inconvénients afin de déterminer quelle source de données est la plus appropriée entre le UAV ou le satellite pour l'application étudiée. La combinaison de données dans cette catégorie sert à la comparaison visuelle ou quantitative, mais n'aide pas à l'interprétation finale.
- *L'explication multiscalaire* : Ces études observent précisément un objet par drone et utilisent les données satellitaires pour obtenir le contexte plus global dans lequel se trouve cet objet. Les données sont donc traitées séparément, et les informations extraites sont ensuite utilisées ensemble pour améliorer l'interprétation scientifique.
- *La calibration de modèle* : Permet de distinguer les études qui développent des modèles (par exemple, classification, régression ou détection) basés sur une seule source de données, elle fonctionne dans la direction UAV pour satellite.

- *La fusion de données* : Même principe que la classe précédente à la seule exception que les modèles sont développés sur la base des deux données UAV et satellite.

Dans cette étude, la complémentarité UAV/Satellite se basera principalement sur des explications multiscalaires, afin de comparer le suivi et l'identification de la végétation herbacée urbaine d'un capteur à l'autre afin d'y distinguer des tendances et phénomènes uniques ou communes entre capteurs. Un autre modèle de coopération sera celui de la calibration de la fusion de données, où les valeurs de réflectance d'un capteur seront utilisées pour prédire les valeurs d'un autre capteur. Mais également la combinaison de données afin d'améliorer les chances de prédire des indices de biodiversités au sein des prairies urbaines étudiées.

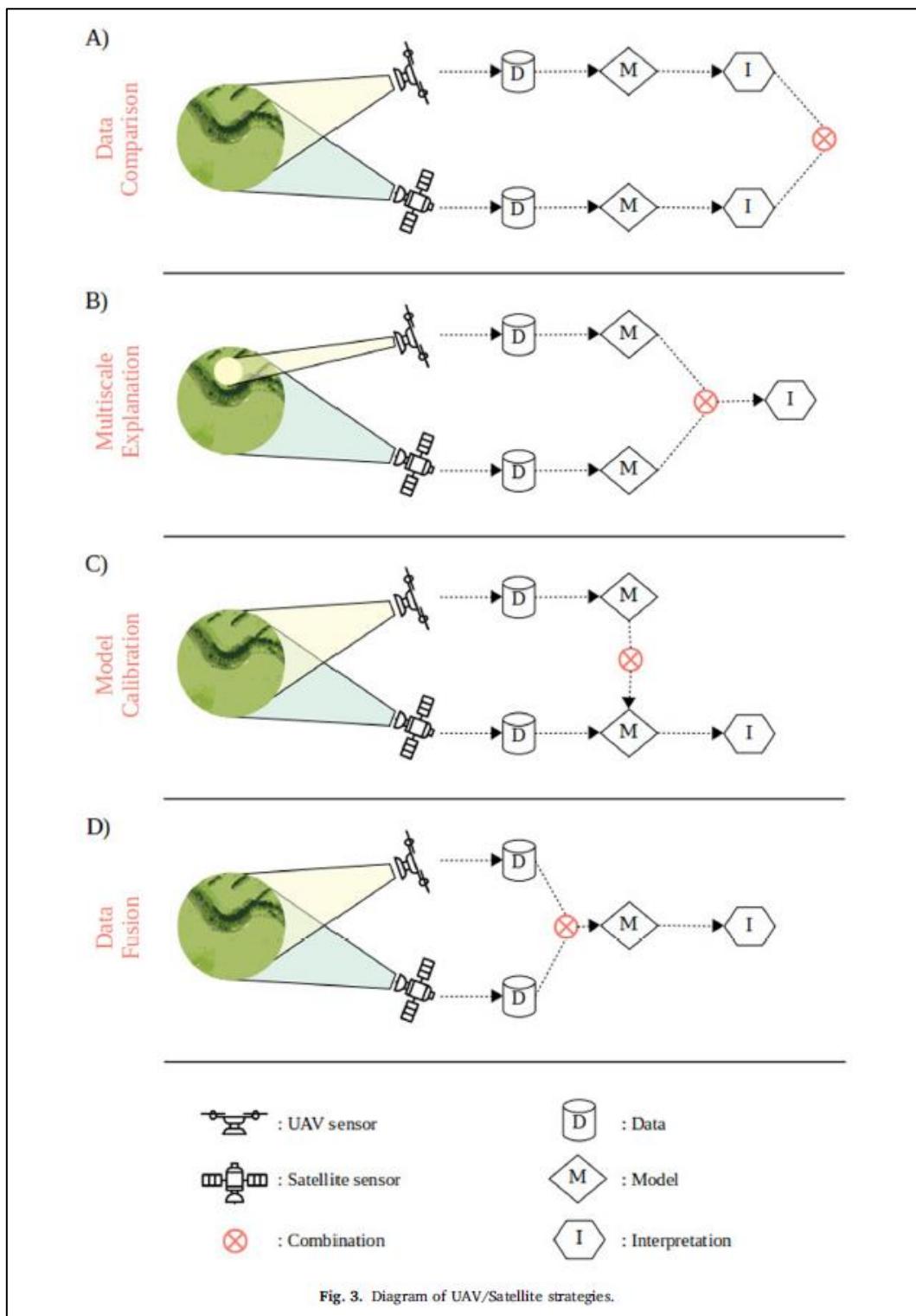


Figure 2 : Différents types de complémentarité entre données satellitaires et aériennes (Emilien et al., 2021)

4. Présentation de la zone d'étude

L'étude prend place au sein de l'Eurométropole de Strasbourg, forte de près d'un demi-million d'habitants en 2018 pour une superficie de 337,61 km², regroupant 33 communes au Nord-Est de la région française d'Alsace. Le climat qui règne dans la ville de Strasbourg est un climat semi-continental avec juillet comme mois le plus chaud de l'année pour une température moyenne estivale de 20.3 °C à cette période, la température hivernale moyenne étant de 2.3 °C. Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 964 mm. Fondée sur l'Ill et le Rhin, la ville se vue au fil du temps s'organiser et se développer le long des différents affluents qui traverses la ville, apportant aux citadins un accès à de nombreux services de détente et récréation via les parcs et promenades sur les berges. La superficie de ces espaces verts publics au sein de la ville de Strasbourg ne cesse justement de se développer depuis plusieurs décennies (Selmi, 2016). Delbaere en 2011, fournit une typologie dans laquelle il classe les espaces végétalisés de la ville de Strasbourg en fonction de leurs superficies (tableau 2). Il recense au total 524 pour une superficie totale de 329 hectares, et dont 88.9% de ces espaces verts ont une surface inférieure à 1ha, ce qui démontre l'actuel besoin de suivre l'évolution de ces EVU via un observatoire.

Typologies	Nombre d'espaces verts publics	Superficie totale (ha)
Espaces verts publics de plus de 5 ha	8	131
Espaces verts publics compris entre 1 et 5 ha	50	95
Points verts de moins de 1 ha	466	104
Total	524	329

Tableau 2 : Typologie des espaces verts publics de la commune de Strasbourg (Delbaere, 2011)

Les espaces végétalisés se distinguent aussi par le mode de gestion. Depuis 2007, le service municipal des espaces verts opte pour la pratique de la gestion différenciée qui consiste à soumettre ces espaces à différents types d'entretien définis en fonction des services procurés (s'il s'agit d'un parc à forte valeur esthétique, sociale ou écologique) et de sa localisation (Selmi, 2016).

Au sein de ce territoire, les acteurs du projet EvolVille ont retenu et analysé 41 prairies réparties sur 5 communes de l'Eurométropole, 19 autres prairies ont été retenues pour 2021 et ont commencé à être répertoriées en avril de la même année. Au total c'est 60 prairies qui ont été sélectionnées pour le projet, représentant pour le moment 55.7 hectares d'espaces herbacés avec une surface moyenne de 0.9 ha (0.4 ha en médiane), pour une surface minimale et maximale respectivement de 0.092 ha et 9.1 ha.

Les sites ont été choisis le long d'un gradient d'artificialisation du paysage allant de contextes paysagers naturels forestiers à des contextes artificialisés urbains au sein de mailles de 1 km de côté. Les contextes agricoles ont été volontairement minimisés, car difficiles à situer dans ce gradient paysager (Zone Atelier Environnementale Urbaine, 2021).

Parmi ces prairies, 15 ont été présélectionnés par Audrey MURATET et Benjamin BAUDON pour leurs caractéristiques écologiques et les différents environnements urbains dans lesquels elles évoluent (Figure 3). Ce sont ces EVU, représentant au total 15.7 ha (figure 4), avec une surface moyenne de 1 ha (0.68 ha en médiane), qui seront étudiés au cours de ce stage. Ces EVU évoluent dans des environnements parfois très différents l'un de l'autre, que ce soit en plein centre de Strasbourg avec des espaces situés dans le campus universitaire ou le parc de l'orangerie ou bien des prairies situées dans la réserve naturelle du massif forestier du Neuhof-Illkirch-Graffenstaden au sud de Strasbourg ou le parc de Pourtalès au Nord. Démontrant ainsi la variété d'environnements que peut intégrer la notion de « espace vert urbain ».

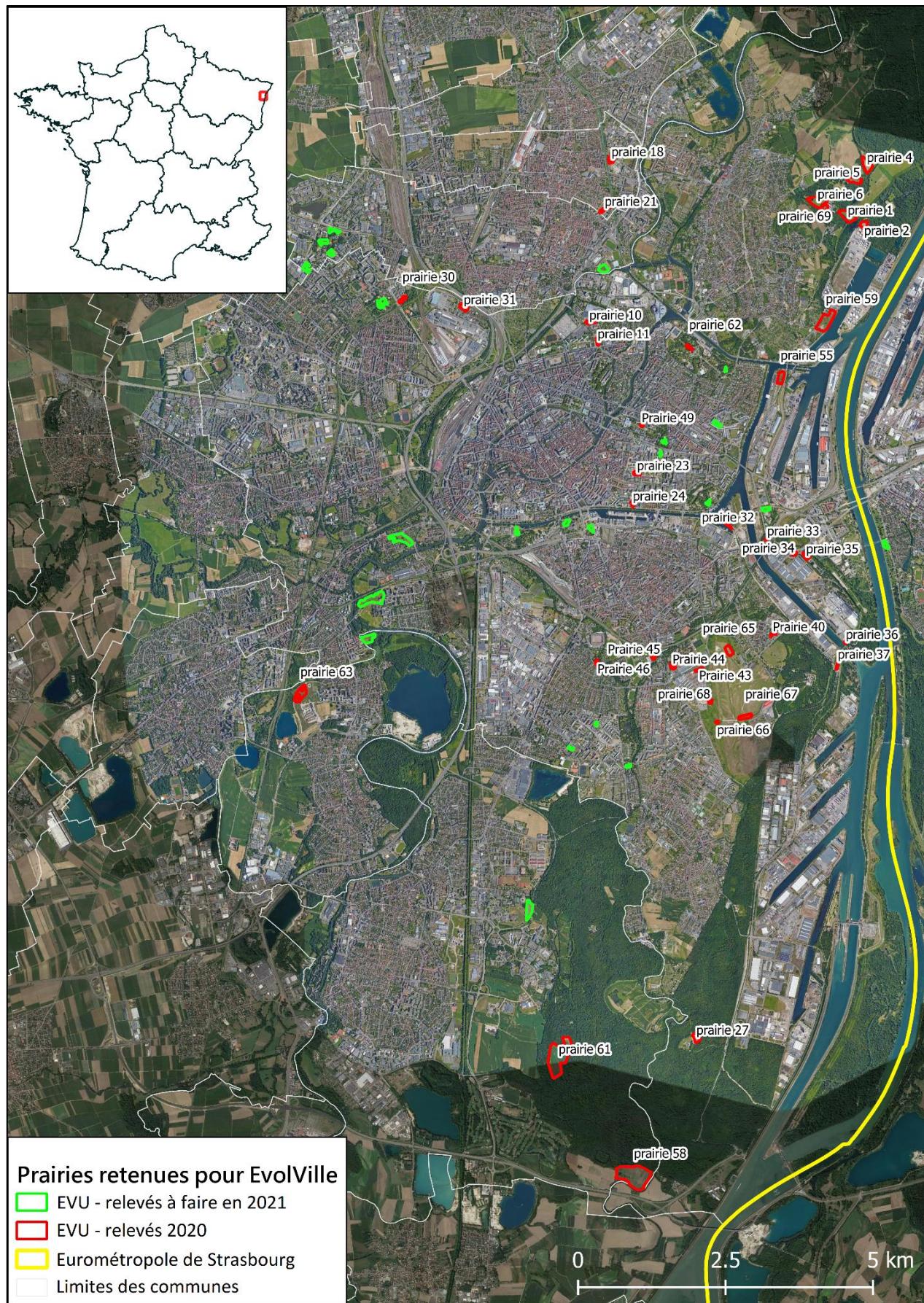


Figure 3 : Présentation des prairies retenues pour le projet EvolVille

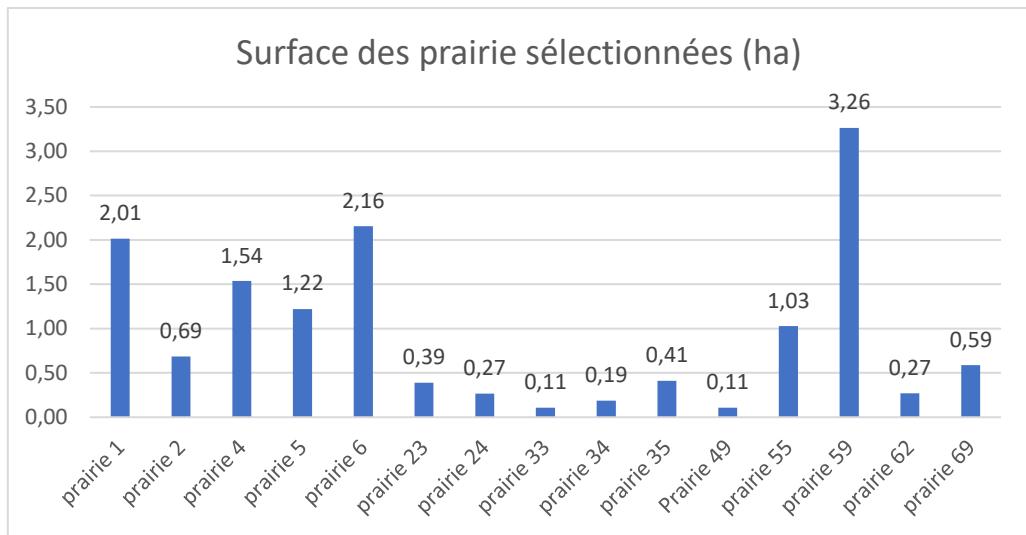


Figure 4 : Surface en hectare des prairies sélectionnées pour cette étude

5. Les données et les capteurs multi-échelles utilisés

5.1 Données de biodiversité et de gestion

Dans le cadre du projet EvolVille, le protocole appliqué est très proche de celui présenté précédemment (section 2). Quinze quadrats sont utilisés au lieu de 10, dans une composition de 3x5 quadrats à chaque fois avec des arrangements différents en fonction de la forme du site. Ce recensement est effectué plusieurs fois durant la période de croissance (entre avril-août / environ tous les 15 jours), pour chaque EVU, afin d'identifier le nombre d'espèces au sein des quadrats de cet, mais également afin d'observer l'évolution des espèces en fleur, en fruit ou sec au sein de ces espaces (Annexe 3).

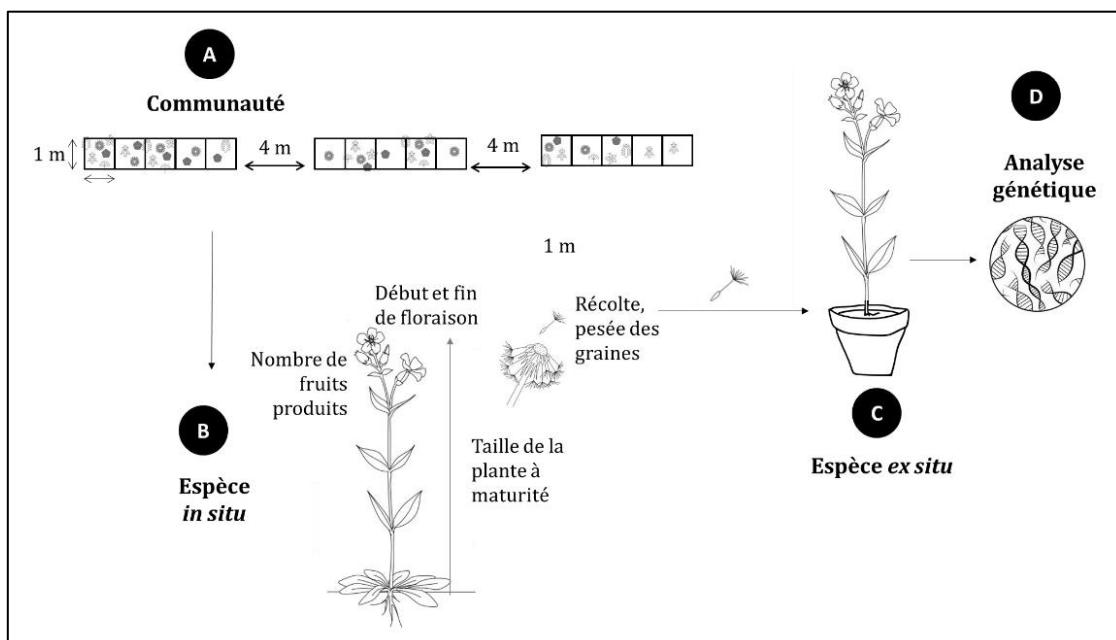


Figure 5 : Méthodologie souhaitée pour l'analyse de chaque prairie retenue dans le projet EvolVille

À partir de cette identification d'espèces par quadrats, il est possible d'estimer la **richesse spécifique**, que l'on définit comme le nombre d'espèces présentes dans un milieu donné, ici le quadrat ainsi que son EVU auquel il appartient (Annexe 3). Au-delà de la richesse spécifique, il est possible de calculer plusieurs indices de biodiversités avec ces données, notamment **l'indice de Shannon**, qui détermine la **diversité d'espèces** au sein de la zone étudiée en donnant une valeur située entre 0 et 1, où plus la valeur est proche de 1, plus la diversité des espèces d'une communauté donnée est grande. Cet indice se calcule de la manière suivante :

$$S = - \sum pi * \log(pi)$$

avec pi la proportion de la communauté composée de l'espèce i . D'autres indices peuvent être calculés, comme l'indice d'Eveness, qui permet d'exprimer l'abondance relative des différentes espèces au sein de la zone étudiée, et que l'on calcule de la manière suivante :

$$E = i / \log(\frac{s-1}{\log(n)})$$

Avec i l'indice de Shannon, s le nombre d'espèces identifiées, n le nombres d'individus repérés. Mais également l'indice de **diversité Simpson** qui calcule la diversité spécifique d'une communauté donnant un résultat situé entre 0 et 1, et qu'on calcule de cette manière :

$$S = 1 - (\sum n(n-1)) / (\frac{N}{N} - 1))$$

Avec n le nombre d'individus de chaque espèce et N nombre total d'individus de toutes les espèces.

En plus des indices de biodiversités et des données sur l'environnement urbain, des observations concernant la fréquentation de la prairie ainsi que sa gestion dans le temps ont été notées. Le suivi de la biodiversité au sein de ces EVU n'est pour le moment disponible de façon complète que pour l'année 2020, c'est-à-dire le suivi de façon détaillé de l'évolution de la biodiversité et de sa composition durant la période de croissance (avril – août) (Annexe 4).

Si le recensement pour l'année 2021 est en cours, et que les données disponibles ne représentent qu'une partie de la période de croissance (figure 6 et tableau 3), les analyses effectuées entre diversité spectrale et biodiversité resteront basées sur ces données de 2021, afin de faire coïncider au mieux avec les données multispectrales acquises durant les mêmes périodes et présentées à la section suivante (figure 18). Ces analyses sur le terrain prennent beaucoup de temps, toutes les prairies n'ont pas pu être observées via ce système, ainsi parmi nos EVU, 9 d'entre eux ont pu être analysées (EVU 1, 4, 6, 23, 33, 49, 55, 62, 69). Ce sont ces EVU qui serviront de set d'apprentissage pour les futurs modèles de prédictions de richesse spécifique créés (Section 6.5).

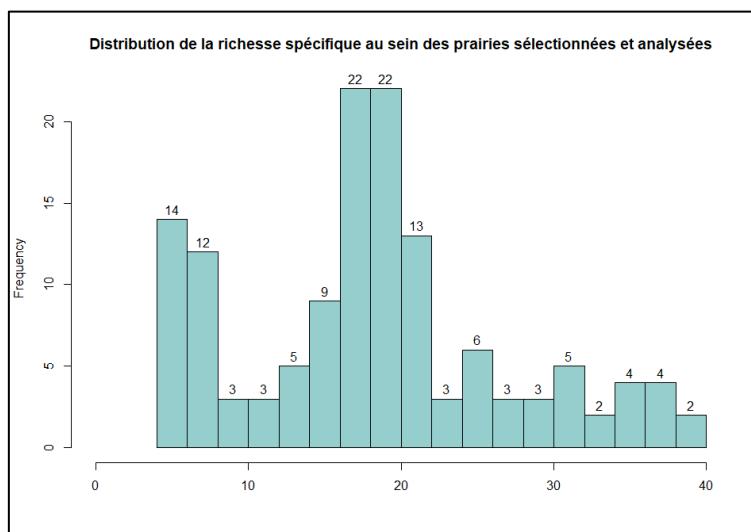


Figure 6 : Histogramme de la richesse spécifique totale à l'échelle des quadrats analysés

EVU	Richesse Spécifique totale	RS mi-avril	RS deb-mai	RS mi-mai	RS deb-juin	RS mi-juin	RS deb-juillet	Shannon	Eveness	Simpson
site 01	914	18	95	177	240	205	179	0,724	0,030	0,806
site 04	680	36	75	141	160	133	135	0,670	0,028	0,775
site 06	790	8	58	123	196	222	183	0,636	0,027	0,787
site 23	248	18	24	32	53	60	61	0,553	0,023	0,654
site 32	295	67	32	67	40	89		0,715	0,030	0,780
site 33	447	72	77	57	54	136	51	0,696	0,029	0,783
site 49	538	78	110	63	101	96	90	0,851	0,035	0,848
site 55	557	32	44	84	124	124	149	0,615	0,026	0,859
site 56	526	78	69	87	100	82	110	0,647	0,027	0,708
site 62	225	21	31	29	42	41	61	0,542	0,023	0,694
site 69	387	21	59	61	128	84	34	0,603	0,025	0,742
site 74	736	44	136	100	139	166	151	0,696	0,029	0,869
site 79	388	44	53	63	98	79	51	0,678	0,028	0,772

Tableau 3 : Présentation des indices de biodiversité disponible par EVU (RS : Richesse Spécifique), les indices de Shannon, Eveness et Simpson ayant été calculés en fonction des valeurs de mi-juin

Dans le tableau 3, la richesse spécifique calculée pour chaque EVU relevé à une période donnée correspond à la somme de la richesse spécifique des quinze quadrats appartenant à cet EVU lors de ce passage. Ainsi, la richesse spécifique totale correspond à la somme des RS des 6 passages de relevés floristiques effectués dans chaque EVU. C'est la richesse spécifique totale à l'échelle de chaque quadrat (figure 6 et annexe 6) qui sera utilisé dans le set d'apprentissage des futurs modèles de prédiction de RS, l'objectif étant d'avoir un échantillon large et localisé pour la construction des modèles. Cependant concernant les indices de Shannon, Eveness et Simpson, ces indices seront simulés à l'échelle de l'EVU plutôt que du quadrat. Cela s'explique par le fait que les données disponibles pour le moment permettent uniquement de connaître les espèces identifiées dans les quadrats (annexe 3), sans connaître le nombre d'individus identifiés dans ces quadrats. Or pour calculer ces indices à l'échelle du quadrat, il est nécessaire de connaître le nombre d'individus observés pour chaque espèce présente. Voilà pourquoi l'échelle d'analyse passe du quadrat à l'EVU, afin de compter le nombre de fois qu'une espèce apparaît dans chaque quadrat, et simuler les informations manquantes en élargissant l'échelle d'analyse.

Voilà pourquoi dans cette étude, notre analyse se concentrera surtout sur la comparaison des richesses spécifiques identifiées par les équipes d'EvolVille avec les données multispectrales acquises par différents capteurs.

5.2 Données d'occupation du sol

Afin d'identifier de possible variation d'évolution de la végétation herbacée entre chaque parcelle étudiée, une information concernant les caractéristiques de l'environnement urbain de chaque EVU sera rapportée (section 6.2), afin de mieux comprendre le type de milieux urbains dans lequel ces espaces s'établissent. Cela permet de comprendre et d'interpréter le type d'infrastructures ou activités que l'on peut retrouver dans l'environnement direct des EVU.

Afin de décrire cet environnement urbain, 4 bases de données topographiques vectorielles et LIDAR seront amenés à être utilisées :

1. La première base de données correspond à l'occupation du sol à grande échelle (OCSGE2 Grand Est) daté de 2019 sur le département du Bas-Rhin créée à partir d'orthophotographies aériennes à 20 cm de résolution. Cette donnée au format vectoriel, décrit de façon très précise

le type de bâti, de végétations et d'activités, pouvant aller jusqu'à un maximum de 50 classes d'occupation du sol disponible.

2. La seconde donnée étant la BD "Végétation à grande échelle 2017" disponible en open-data par l'Eurométropole. Elle est dérivée de la télédétection d'images satellites des mois d'avril, de juin et d'août 2017 et d'une résolution de 70 et 150cm, assistée par l'utilisation de données exogènes sur l'ensemble du territoire de l'Eurométropole de Strasbourg. Cette donnée de référence est composée de 5 couches de données : l'occupation du sol / végétation à grande échelle, les surfaces en eau, les bâtiments, les routes et le linéaire de routes. Son objectif étant d'observer l'évolution de l'aménagement du territoire de l'Eurométropole et de la végétation pour évaluer notamment le Plan Local d'Urbanisme intercommunal récemment adopté. Un premier jeu de données similaire avait été produit en 2012.
3. La troisième donnée étant la donnée "LIDAR_2016 – Nuage de points 3D" sur l'open data de l'Eurométropole de Strasbourg. La BD fournit les hauteurs moyennes de bâti et de végétation qui ont calculées à partir de la donnée LIDAR 2016, et qui fournit sur l'ensemble du territoire, un nuage de points 3D, classifié et colorisé, est composé de 13 milliards de points. Le LIDAR est déjà prétraité, et fournit la donnée sous forme de raster au format TIFF (©Opendata, EMS).
4. Enfin, la BD TOPO 3.0 produite par l'IGN contenant une description des éléments du paysage sous forme de vecteurs de précision métrique, classés selon une thématique adaptée. Elle a été utilisée pour identifier les EVU les plus facilement accessibles pour les UAVs (section 6.1).

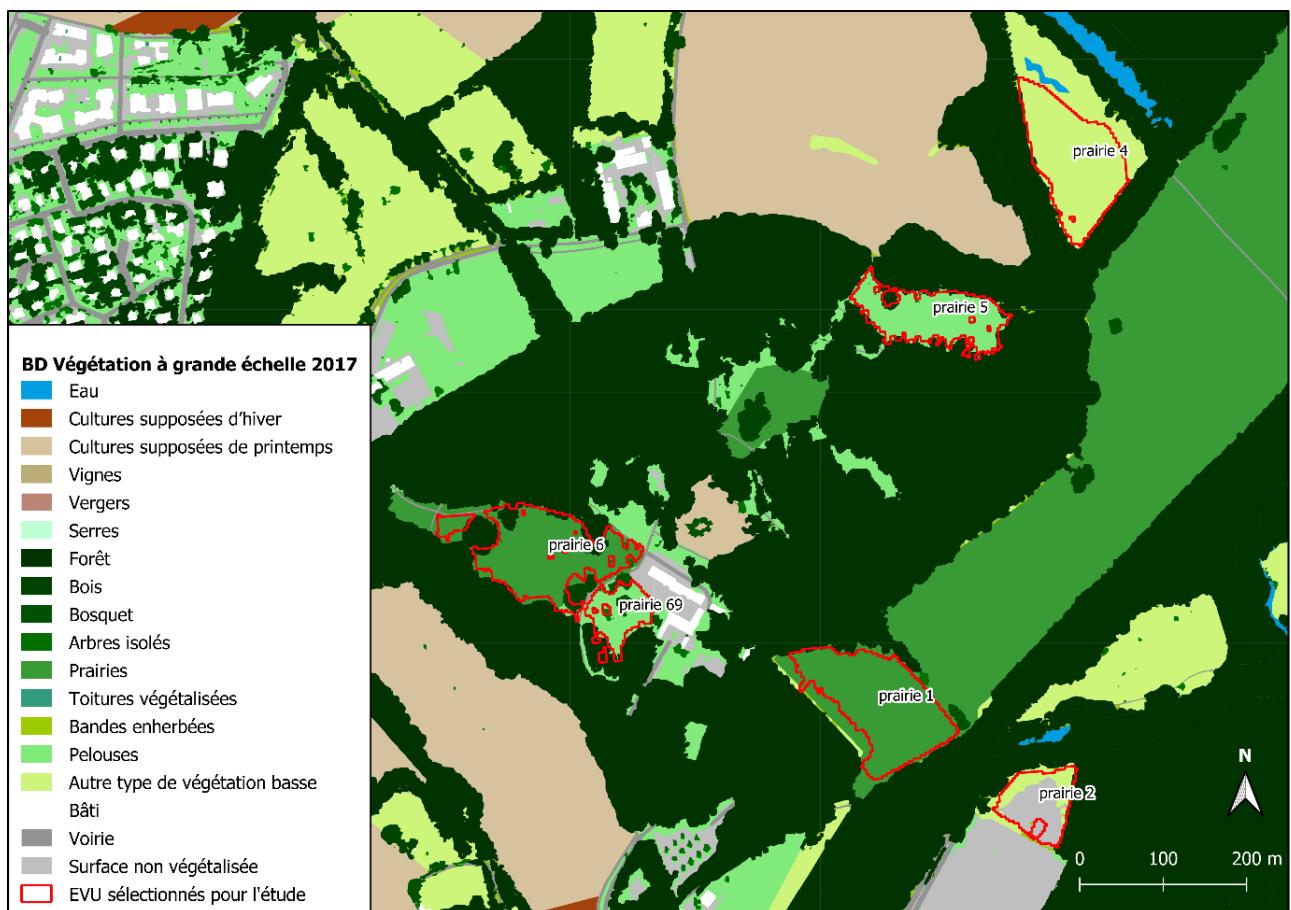


Figure 7 : Présentation de la BD Végétation à grande échelle 2017 en se focalisant sur les EVU du parc de Poutalès

5.2 Données multispectrales disponibles et acquisitions multi-capteurs

L'objectif est de disposer de données multispectrales et multi-échelles, afin d'analyser l'évolution de la végétation avec notamment des informations concernant le rouge et l'infrarouge, longueurs d'onde fortement affectées par le comportement de la végétation (Imran et al., 2020; Myneni and Williams, 1994; Pettorelli et al., 2005). Il s'agit également de disposer de données avec une résolution spatiale suffisamment fine pour espérer identifier les communautés de végétations au sein même de zones étudiées (Maes and Steppe, 2019; Maimaitijiang et al., 2020; Martin et al., 2018). On retrouve donc cet équilibre expliqué en introduction entre résolution spectrale, temporelle et spatiale. C'est pourquoi 4 capteurs ont été utilisés et mobilisés dans cette étude (Figure 14) :

1. les images satellites multispectrales et à très hautes fréquences temporelles et avec une large emprise spatiale issues du satellite Planetscope.
2. Des images aériennes à acquérir avec deux drones différents, dont le DJI Phantom 4 (dans le domaine du visible) et une aile volante de type eBee (avec une caméra multispectrale)
3. Le capteur in situ (spectroradiomètre CIMEL CE 313) dans le domaine du visible et de l'infrarouge.

5.2.1 PlanetScope

Planet est une société entièrement intégrée qui conçoit, construit et exploite activement des satellites tout en fournissant des données aux clients via sa plateforme Web. Planet exploite les constellations d'imageries terrestres PlanetScope et RapidEye dont l'imagerie est collectée et traitée dans une variété de formats pour servir différents cas d'utilisation, qu'il s'agisse de cartographie, d'apprentissage profond, de réponse aux catastrophes, d'agriculture de précision ou de simples analyses d'images temporales (Wang et al., 2020; Wu et al., 2021).

La constellation de satellites PlanetScope consiste en de multiples lancements de groupes de satellites individuels. Par conséquent, la capacité en orbite est constamment améliorée en termes de capacité ou de quantité, avec des améliorations technologiques déployées à un rythme rapide. Chaque satellite PlanetScope est un CubeSat (10 cm par 10 cm par 30 cm). La constellation PlanetScope complète d'environ 120 satellites sera capable d'imager la Terre entière chaque jour (ce qui équivaut à une capacité de collecte quotidienne de 150 millions de km²/jour).

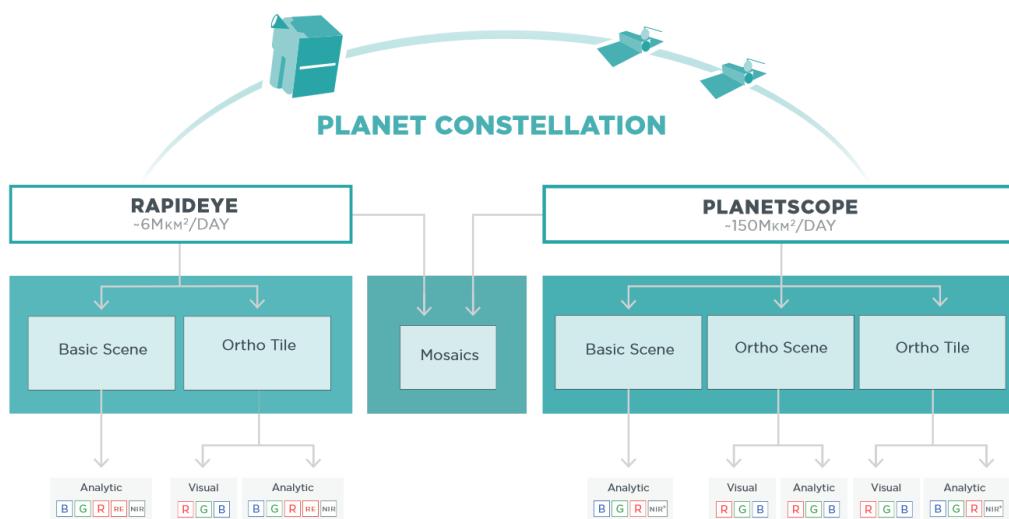


Figure 8 : Données multispectrales disponibles à partir du groupe Planet

Les images fournies par PlanetScope possèdent une résolution spatiale de 3x3m, son fonctionnement en constellation constitue un avantage certain comparé aux autres sources de données satellitaires puisqu'il permet de fournir quotidiennement un état des lieux de la scène étudié, avec parfois plusieurs images disponibles pour le même jour. Ses 4 bandes spectrales, bleu, vert, rouge et infrarouge proche permettent d'étudier correctement les caractéristiques physiologiques des prairies à travers plusieurs indices de végétations calculés à partir de la réflectance estimée des différentes longueurs d'onde (Figure 16).

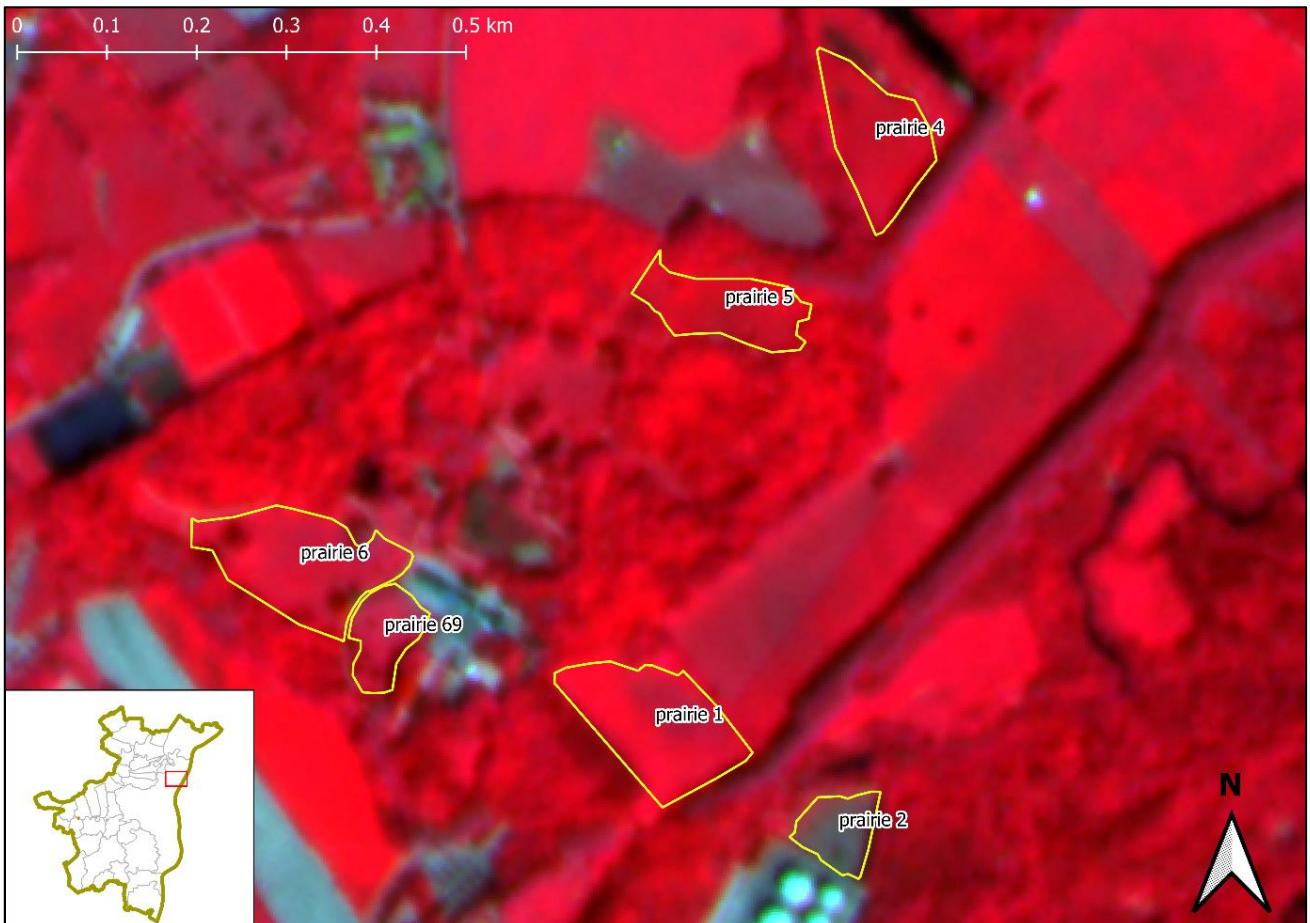


Figure 9 : Extrait d'une image PlanetScope en composition colorée fausse couleur avec les EVU (prairies) imagées par le drone eBee

5.2.2 Acquisition par drone

Les deux principaux types de drones sont les drones à ailes volantes (ex : eBee) et les drones multirotors (ex : DJI Phantom 4), qui selon le fabricant, peuvent transporter une gamme de capteurs de tailles différentes (Floreano and Wood, 2015). En raison d'un aérodynamisme plus efficace et d'une meilleure portance d'une aile, les drones à ailes volantes ont des temps de vol plus long par rapport aux drones multirotors. Cependant, ce type de drones à aile fixe doit disposer d'une piste pour le lancement et pour l'atterrissement, c'est pourquoi les drones multirotors sont généralement préférés lorsque la zone d'application est compacte, comme un milieu urbain.

Pour cette étude, un drone multirotor DJI Phantom 4 a été utilisé ainsi qu'un drone SenseFly eBee (Figure 17).

La durée de vie des batteries qui alimentent les drones est la principale contrainte technologique. L'autonomie de la batterie du drone limite principalement la couverture de surface survolée. Le temps de vol du drone peut être calculé de la manière suivante :

$$\text{Temps de vol} = \left(\frac{\text{Capacité} * \text{décharge}}{\text{amplitude moyenne}} \right) - \text{marge de sécurité}$$

Où la capacité de la batterie utilisée par le drone est en milliampère-heure (mAh), la décharge est le taux auquel la batterie est déchargée (généralement 80% pour la plupart des drones), l'amplitude moyenne est la consommation du drone calculée en ampères (dépendant du poids du drone et de la tension de la batterie), et la marge de sécurité est la marge de 2-3 min pour un atterrissage en toute sécurité. Les drones multirotors moyens tels que la série DJI Inspire, Spark, etc. ont une durée de vol moyenne de 15-20 minutes par batterie (Bhatnagar et al., 2021) alors que le eBee a une durée de vol d'environ 20-30 minutes par batterie.

- *L'aile volante de SenseFly : eBee*

Le drone eBee produit par SenseFly, est un drone à aile volante, d'une dimension de 110cm pour un poids de 1.1kg (batterie et caméra comprises). Le drone était équipé au cours de ce stage d'une caméra Parrot Sequoia+, produisant une résolution spatiale d'environ 12x12cm, soit une résolution 25 fois plus précise que les données satellitaires PlanetScope. Sa caméra Parrot Sequoia+ est avant tout une caméra dédiée à l'agriculture de précision, expliquant le choix des bandes spectrales retenues : vert, rouge, red-edge, et infrarouge proche, qui permettent de calculer un grand ensemble d'indices de végétation (Figure 10 et 11). Comme expliqué auparavant, son aile volante lui permet de couvrir une large zone, une surface d'environ 40 ha pour 15 à 20 minutes de vol à une altitude entre 100 et 150m maximum, laissant ainsi la possibilité dans notre étude de capturer, et donc dans les mêmes conditions. Il nécessite cependant une large surface pour l'atterrissement, limitant ainsi son utilisation à des zones ouvertes sans grands ouvrages dans les alentours, comme c'est le cas par exemple au parc de Pourtalès.

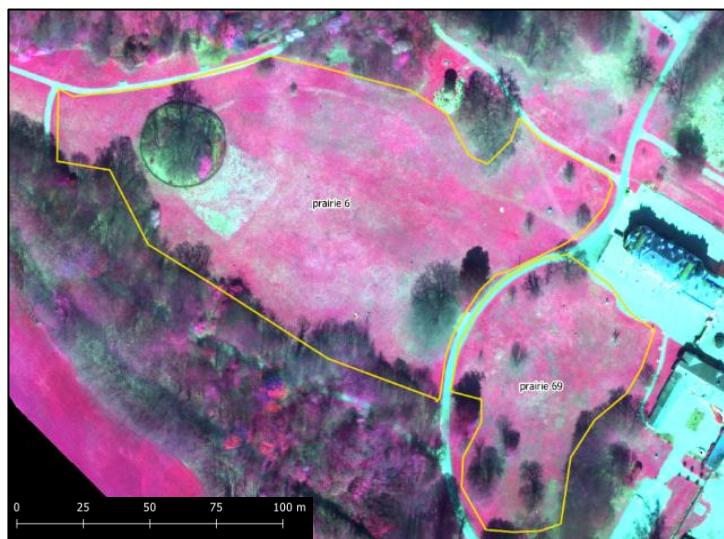


Figure 10 : Prairies 6 et 69 observées via Ebee
(Composition Colorée du 28 mai 2021).



Figure 5 : NDVI du 28 mai 2021 calculé à partir des informations spectrales du drone eBee.

- *Le DJI Phantom 4*

Le drone DJI Phantom 4 est un drone quad-hélices, avec un diamètre de 400mm en diagonale, pour un poids de 1.5kg au moment de l'envol. Étant plus petit que l'eBee, il est plus facilement utilisable dans les milieux contraints, plus fréquents en milieux urbains. Il fournit des images spectrales d'une extrêmement haute résolution spatiale, de l'ordre de quelques centimètres. Il ne dispose cependant que de 3 bandes spectrales : bleu, vert, rouge (Figure 12), limitant ainsi la construction d'indice de végétation. Des alternatives restent toutefois possibles, avec par exemple l'indice du Green Chromatic Cover (GCC), qui est étroitement lié aux valeurs de NDVI, et qui sera utilisé dans cette étude pour comparer les valeurs de réflectances du Phantom et du satellite Planetscope.

Pour les deux types de drones, leurs utilisations durant le stage se sont effectuées selon un plan de vol propre à chaque prairie ou groupement de prairies, élaboré avant de partir sur le terrain, et ce plan de vol a été reproduit lors de chaque acquisitions. Une fois le vol effectué, les photos acquises par les drones sont déchargées, puis importées dans des logiciels de photogrammétrie, Pix4D pour le drone eBee, et Agisoft Metashape pour le DJI Phantom 4, afin de produire par reconstruction photogrammétrique une orthomosaïque et un modèle numérique de surface.

Dans cette étude, seules les images multispectrales, exportées au format .tif et une image par bande spectrale, ont été exploitées.



Figure 62 : EVU n° 6 et n°69 observées via DJI Phantom 4

5.2.3 Acquisition par Spectro-radiomètre CIMEL CE 313

En plus de l'imagerie satellitaire et aérienne, il a été décidé de mettre en œuvre un relevé in-stu à l'aide d'un spectro-radiomètre de type CIMEL CE 313 (Figure 14). Le spectro-radiomètre est un instrument portable et autonome équipé d'une tête optique pour la mesure de la radiance et de l'irradiance d'une surface ou entité que l'on cherche à analyser, dans notre cas des espèces herbacé. Cet instrument a un champ de vision pleine angle d'environ 10°. L'instrument est constitué d'une tête optique avec un ou deux détecteurs pour la mesure dans les plages 350-1100 et 1100-1800 nm. Le CIMEL CE 313 possède 5 capteurs permettant d'estimer la radiance dans 5 longueurs d'onde : le bleu, vert, rouge, infrarouge proche et infrarouge moyen. Il permet d'effectuer des mesures à une échelle locale sur des placettes localisées.

Un protocole de mesures a été mis en place (Figure 13). En moyenne, 4 à 5 placettes ont été localisées lors de la visite de terrain afin d'effectuer des relevés représentatifs de la diversité végétale observée par nos soins (Annexe 1). Une fois localisé, les coordonnées GPS de chacune des placettes sont enregistrées (localisation relative d'un smartphone) ainsi qu'une photo de chaque placette sont effectués afin de reproduire les mesures et les importer ensuite dans un SIG.

Sur chacune des placettes, une première mesure est effectuée sur une surface blanche qui réfléchit au l'ensemble du rayon lumineux, et sert donc à obtenir une luminance supposée "pure", permettant d'établir l'appareil avec un spectralon (Annexe 1). Ensuite, on effectue 5 mesures de luminance de surface, avec le capteur situé à 1m environ du sol pour une surface d'environ 30x30cm (taille du spectralon), en fonction de la hauteur de la végétation.

De retour du terrain, les luminances sont importées dans un tableur et des réflectances sont calculées afin de produire une signature spectrale moyenne par placette et par prairie, selon la formule suivante :

$$\text{Réflectance} = \frac{\text{Luminance moyenne}}{\text{Luminance du spectralon}}$$

Ces mesures sont répétées aux mêmes emplacements lors de chacune des sorties de terrain programmées initialement tous les quinze jours environ entre avril et août (figure 15).

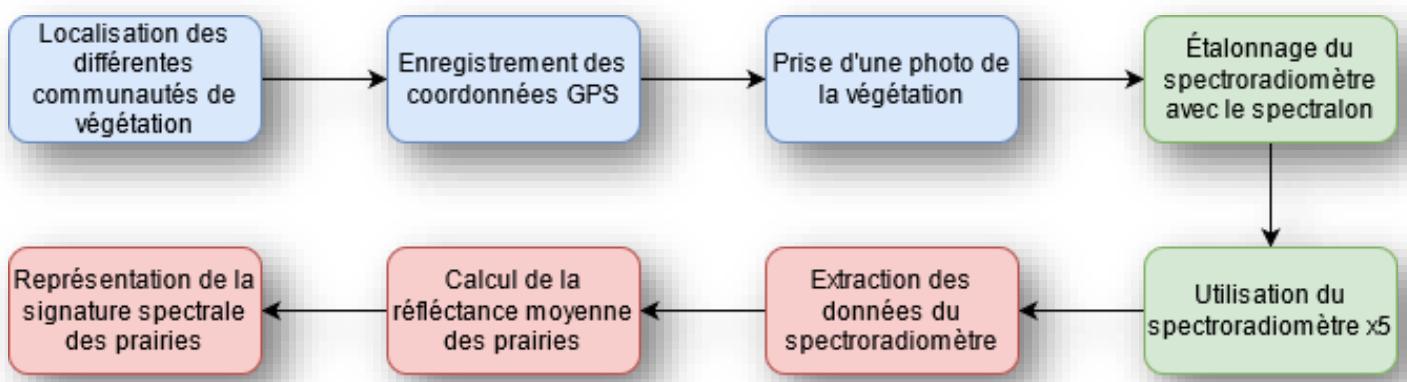


Figure 13 : Protocole de terrain mis en place pour les mesures spectro-radiométriques.

En résumé, 4 différents capteurs ont ainsi utilisé (Figure 14) pour acquérir et collectées des données sur tout ou sélection de sites EvolVille.

Tout d'abord Planetscope pour l'imagerie satellitaire qui permet de fournir à une date donnée de l'information multispectrale du bleu à l'infrarouge proche pour l'ensemble des prairies sélectionnées dans le projet EvolVille, et ce à une résolution de 3m.

On retrouve ensuite 2 images aériennes. La première avec l'aile volante SenseFly Ebee qui permet d'acquérir en un seul survol plusieurs prairies à la fois dans le parc de Pourtalès (toutes sauf la prairie 2), en capturant les longueurs d'onde du vert à l'infrarouge proche, pour une résolution de 10cm. La seconde avec le DJI Phantom 4, qui nécessite de survoler une prairie à la fois, en enregistrant les réflectances en Bleu, Vert, Rouge uniquement, mais avec une résolution spatiale de 3cm.

Et enfin le spectro-radiomètre CEMIL CE 313, permettant de collecter des signatures spectrales de terrain, localisée.

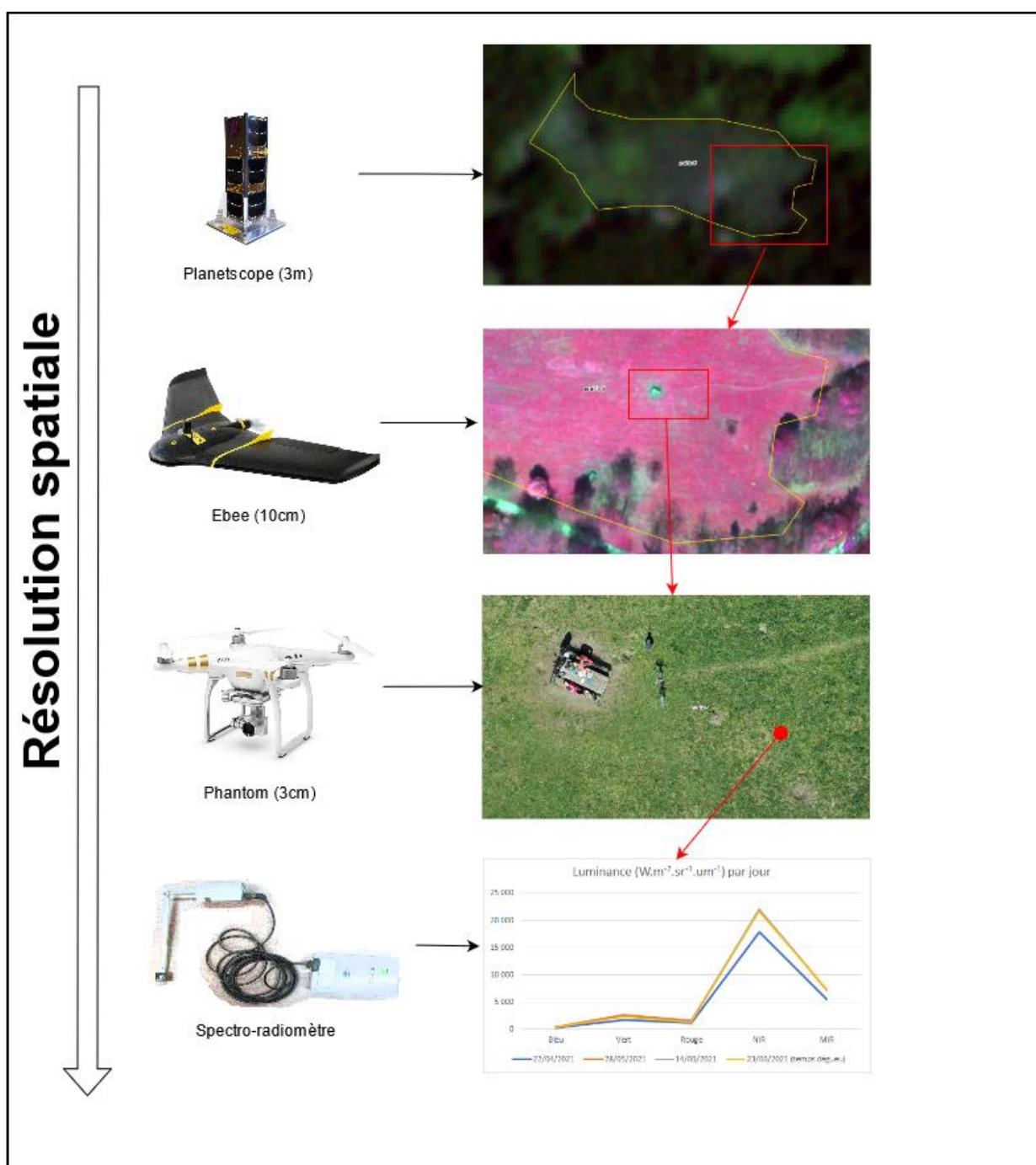


Figure 14 : Le passage d'une résolution spatiale d'un capteur à l'autre permet d'effectuer différentes analyses spectrales

L'intérêt de cette étude repose sur l'utilisation de plusieurs capteurs aux caractéristiques différentes, et d'observer s'il est possible d'estimer la réflectance d'un capteur à un autre, ou la diversité spectrale d'un espace, tout en ayant des résolutions spectrales, spatiales et temporelles très différentes.

Un point important à garder en mémoire est que chaque capteur ne possède pas la même emprise spatiale, c'est-à-dire que la surface observée est différente entre les deux drones, mais d'autant plus du drone au satellite. Effectivement, si le satellite permet d'obtenir une image sur un instant T d'une emprise intégrant entièrement l'Eurométropole de Strasbourg et plus encore, les drones eux ne peuvent couvrir qu'une faible zone à la fois, nécessitant parfois même des contraintes extérieures comme de la place pour atterrir pour l'Ebee. Ainsi l'on comprend qu'il est difficile de ce fait de comparer les images drones à une image satellite, mais également les images drones entre elles, puisque chaque image a nécessité un déplacement jusqu'à la prairie (souvent éloignée l'une de l'autre) et un temps de manœuvre. De ce fait, il existe un risque que au sein de la même journée, les conditions d'acquisition aient pu évoluer, pouvant ainsi influencer la réflectance estimée par les capteurs, à titre d'exemple, bien que le drone ne dépende pas de la couverture nuageuse, il se peut que l'ombre de celle-ci projetée sur les prairies reste visible sur les images résultantes, rendant ces zones d'ombres inutilisables, car ne correspondant pas à la réalité. De plus, l'acquisition par drone prenant du temps et des ressources matérielles et humaines, il n'est pas envisageable d'obtenir un état des lieux pour chaque prairie sélectionnée au sein d'une même journée. Le nombre maximum de vols de drone effectués en une journée pour cette étude a été de 5, à chaque fois correspondant aux 6 prairies situées dans le parc de Pourtalès, la prairie 6 et 69 étant très proche, l'acquisition se faisait en une prise. Ainsi pour une unique image PlanetScope, la comparaison des valeurs de réflectances au sein de plusieurs prairies avec d'autres images drones peut parfois résulter à un écart de plusieurs journées entre l'image PlanetScope et la prise des images drones, avec des conditions d'acquisitions potentiellement différentes. La figure 15 résume les dates d'acquisitions effectuées par capteurs.

Une différence entre les drones et PlanetScope, avec des images satellites acquises régulièrement contre des acquisitions d'images drones, DJI Phantom 4 beaucoup plus rapprochées dans le temps. Cela dépend évidemment de facteurs humains et météorologiques, mais on constate cependant que malgré cela, on possède à chaque fois une image satellite située à un ou deux jours d'une image drone, avec donc des conditions proches, ne posant ainsi supposément pas ou peu de problème d'analyse

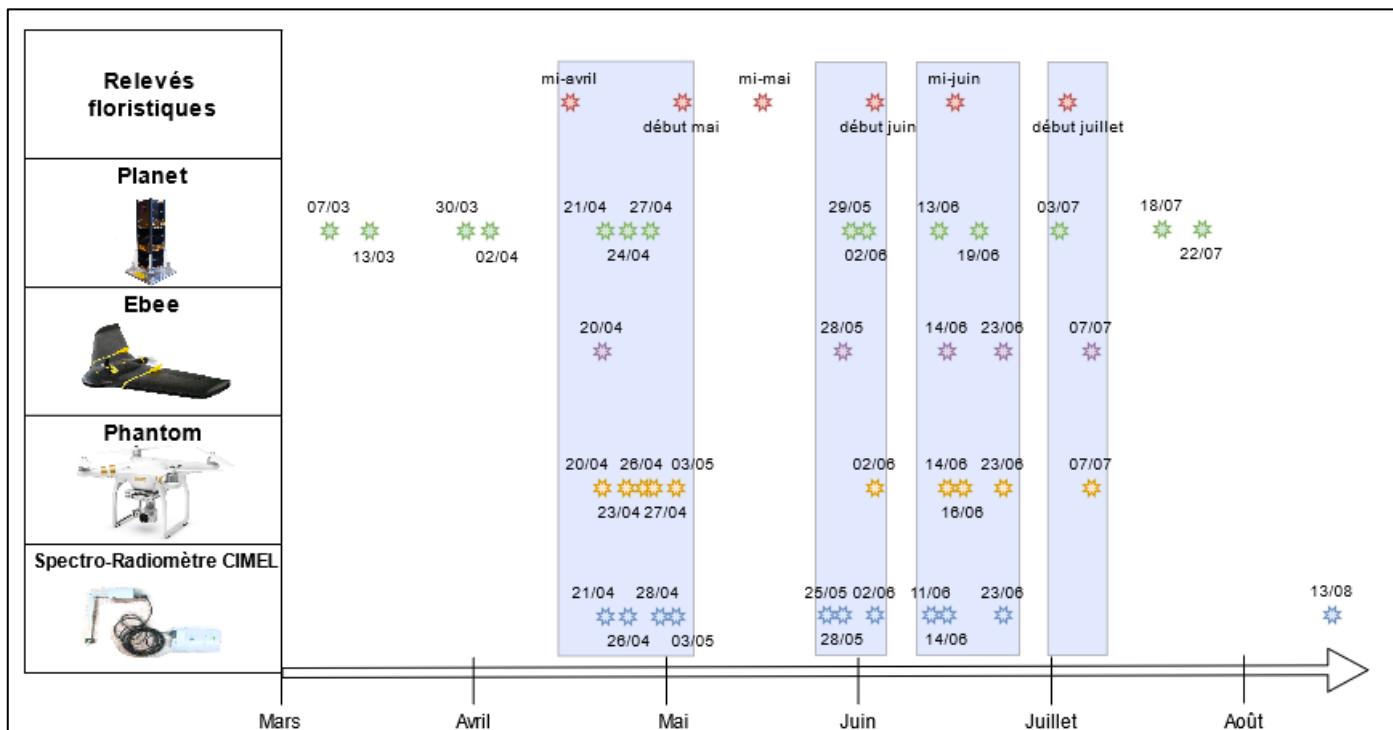


Figure 15 : Date d'acquisition des images aériennes et satellitaires utilisées

Le manque d'acquisition observé entre début mai et début juin s'explique par un mois de mai particulièrement couvert, n'ayant laissé que peu d'occasions pour effectuer des acquisitions correctes. Au total sur la période étudiée (avril à juillet), 14 images PlanetScope sont disponibles pour les analyses venir, contre 10 images Phantom et 5 images Ebee. Ceci correspond à 4 périodes d'observation comparables aux relevés floristiques in-situ (Bande rectangulaire bleu sur la figure 15), 5 même si l'on considère les relevés de mi-avril et début mai comme deux périodes distinctes.

En plus de la différence de résolution spatiale et temporelle, il existe une différence de résolution spectrale entre capteurs (Figure 16). On remarque par exemple que l'acquisition des différentes bandes n'est pas égale d'un capteur à un autre, le DJI Phantom 4 possède une acquisition allant du 644nm à 676nm pour la bande rouge, soit une longueur de 32nm, contre une longueur de 80nm pour le drone SenseFly Ebee ou le satellite PlanetScope. Le spectro-radiomètre possède de loin la fenêtre d'acquisition la plus importante, avec une longueur totale de 170nm pour la bande verte, contre 32nm pour le Phantom, dépassant même largement sur la bande rouge, elle aussi plus élevée que les autres capteurs. Le satellite PlanetScope possède un pic d'acquisition relativement proche à d'autres satellites optiques comme Sentinel 2 ou Pleiade, ou même les deux autres drones, avec un pic d'acquisition à 545nm pour Planet, 550nm pour Ebee et 560nm pour Phantom dans la bande du vert. À l'inverse la bande du rouge est un peu plus décalée entre les capteurs sélectionnés, avec un pic d'acquisition à 660nm pour les deux drones, et un pic à 630nm pour Planet, ce qui reste un très faible écart. On remarque le même phénomène avec l'infrarouge proche, chaque capteur possède une bande d'acquisitions différente d'un capteur à un autre, surtout pour Planet et le drone Ebee si on se réfère à d'autres satellites. Mais avec un pic d'acquisition relativement proche l'un de l'autre pour les satellites : 834nm pour Sentinel 2 ; 820nm pour PlanetScope ; 845nm pour Pleiade 1, contre 790nm pour le drone Ebee.

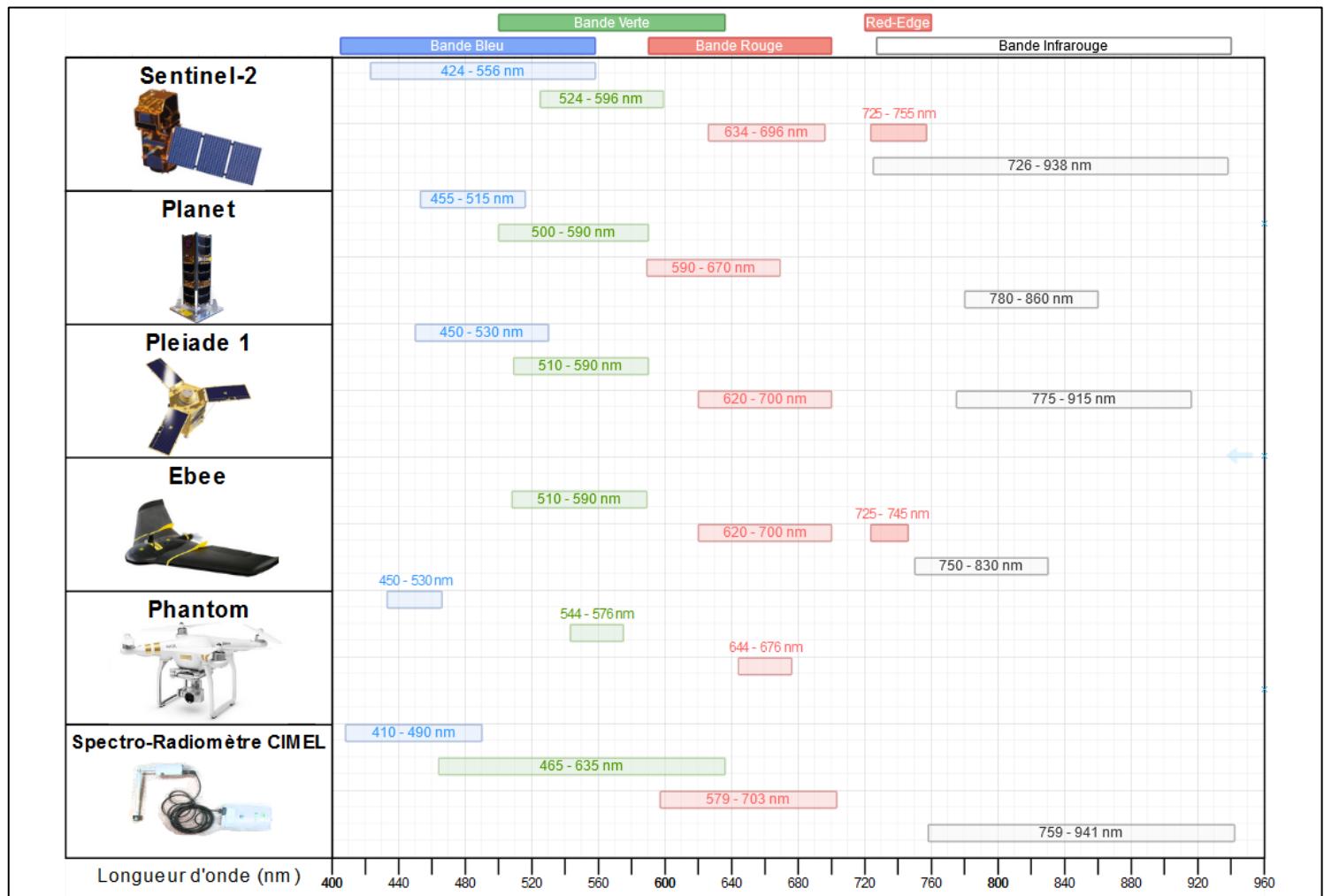


Figure 16 : Fenêtre d'acquisition spectrale des différents capteurs

Finalement, l'ensemble des capteurs sélectionnés possèdent une acquisition spectrale relativement proche d'un capteur à l'autre, à l'exception du spectro-radiomètre qui va chercher dans des longueurs d'onde beaucoup plus larges notamment concernant la bande du vert. Le drone eBee semble posséder une résolution spectrale se situant pile entre celle du Phantom, ayant des pics d'acquisitions proches de celui-ci, et du satellite PlanetScope avec des fenêtres d'acquisition se superposant de façon presque similaire.

Il faudra garder en mémoire ces caractéristiques propres à chaque capteur lors de l'interprétation de nos résultats. Toutefois, ceci montre qu'il sera possible de comparer les signatures spectrales de nos différents capteurs de différentes résolutions spatiales.

Enfin, il est important de prendre en compte le fait que toutes les EVU sélectionnées pour cette étude n'ont pas pu être survolées par les deux drones Phantom et eBee, seuls les EVU n°1, 2, 4, 5, 6 et 69 situés dans le parc de Pountalès, ont pu être survolées par le drone Ebee. Cela s'explique par leurs faibles indices d'accessibilité calculée dans la section suivante (6.1), traduisant une certaine facilité à faire voler un drone, mais également par leurs proximités entre chacune, permettant avec le drone Ebee d'établir un plan de vol regroupant ces 5 prairies lors d'un unique survol. Concernant le drone Phantom, 9 EVU dont les 5 du drone eBee ont pu être survolés au moins une fois, permettant d'établir des comparaisons de capteurs pour ces mêmes espaces. Quatre autres de ces espaces herbacés (n°2, n°23, n°49 et n°59), situés à proximité de la faculté ou sur le trajet vers le parc de Pountalès ont également été survolés. Si toutes ces zones n'ont pas pu être survolées par drones, toutes ont cependant été analysées via spectroradiomètre, et toutes sont visibles via l'imagerie satellitaire (Planetscope). De ce fait, les méthodologies expliquées dans la section suivante et nécessitant de l'imagerie aérienne, seront donc appliquées aux EVU disponibles cités précédemment selon chaque capteur.

6. Méthodologie mise en place

6.1 Sélection des EVU pour les survols drones

Étant donné que la problématique de ce stage repose sur un suivi régulier de ces espaces herbacés, et que l'acquisition d'images par drone nécessite du temps et des ressources humaines. Il était primordial d'identifier dans un premier temps, les prairies actées comme "prioritaire" pour le survol de drone, afin de s'assurer qu'il sera possible de les survoler plusieurs fois sur la saison végétative (entre avril et juillet).

Dans ce contexte, un indice d'accessibilité a été créé en se basant sur un système de notation multicritères). Il est primordial de s'assurer que ces milieux sont adaptés à un survol par un drone, selon les caractéristiques de celui-ci, tout en limitant les risques posés par la présence d'infrastructures ou de personnes. L'objectif étant également afin de limiter les autorisations à déposer, afin de permettre un passage fréquent des drones et donc une collecte optimisée de données multi-capteurs. Ainsi, pour chaque EVU sélectionnée, a été recensé la présence de : lignes de chemin de fer et lignes électriques (BD Topo 3.0) ; de routes et de sites industriels (OCSGE2 Grand Est) ainsi que la hauteur moyenne du bâti et de la végétation arborée dans un périmètre de 200m autour de chaque site (LIDAR_2016 - Nuage de points 3D). Il a également été vérifié à chaque fois s'il était possible de faire décoller et atterrir un drone eBee dans les environs. Chaque contrainte représentant 1 point si celles-ci sont validées, 0.5 si la contrainte est située à proximité de l'EVU, et 0 si la contrainte n'est pas validée. La somme des points est calculée pour être ensuite divisée par le nombre de variables (7), donnant pour

chaque prairie un indice situé entre 0 et 1, avec 0 une prairie accessible et donc considérée comme prioritaire. La méthodologie et les résultats sont disponibles en annexe 2 et 7.

6.2 Caractérisation de l'environnement urbains des EVU

Comme expliqué dans la section 5.2, une information concernant les caractéristiques de l'environnement urbain de chaque EVU sera rapportée afin de mieux comprendre le type de milieux urbains dans lequel ces espaces s'établissent ainsi.

L'environnement urbain est ici défini comme étant une zone tampon de 200m autour des EVU, dans lequel différentes informations ou entités provenant des données présentées dans la section 5.2 sont calculées ou identifiées.

La première base de données utilisées est l'occupation du sol à grande échelle (OCSGE2 Grand Est), qui décrit de façon très précise le type de bâti, de végétations et d'activités.

Les étapes de pré-traitement mises en place sont détaillées en Figure 6. Elles consistent à regrouper plusieurs catégories d'occupation du sol présentent dans la donnée, que l'on fusionne en 4 classes urbaines distinctes :

- *Bâti dense* : fusion des classes bâti continue dense et aéré dense
- *Bâti mixte ou collectif* : fusion des classes bâti mixte et bâti collectif
- *Bâti peu dense* : fusion des classes bâti individuel dense, bâti lâche et bâti isolé
- *Espace vert urbain*

Les autres catégories de la donnée OCSGE2, tel que les sites industriels, commerciaux ou les équipements collectifs, n'étant pas pris en compte car pouvant appartenir à plusieurs de ces nouvelles classent urbaines.

Afin de synthétiser cette nouvelle information, un quadrillage de 200x200m est alors créé sur l'ensemble de l'Eurométropole. Où pour chaque cellule de la grille, plusieurs indicateurs sont calculés : (1) la proportion en surface des 4 classes et (2) la classe majoritaire qui en ressort (Figure 7).

Ensuite, on attribue à chaque EVU une des 4 classes urbaines calculé en fonction des cellules de quadrillage qui la compose. Si cet EVU se situe dans une seule cellule, alors sa classe est égale à celle de la cellule. Et si à l'inverse l'EVU se superpose sur plusieurs cellules, la classe urbaine attribuée correspond à la cellule ayant la surface de superposition la plus élevée parmi toutes les cellules qui touche cet EVU. La méthodologie est présentée dans la figure 17.

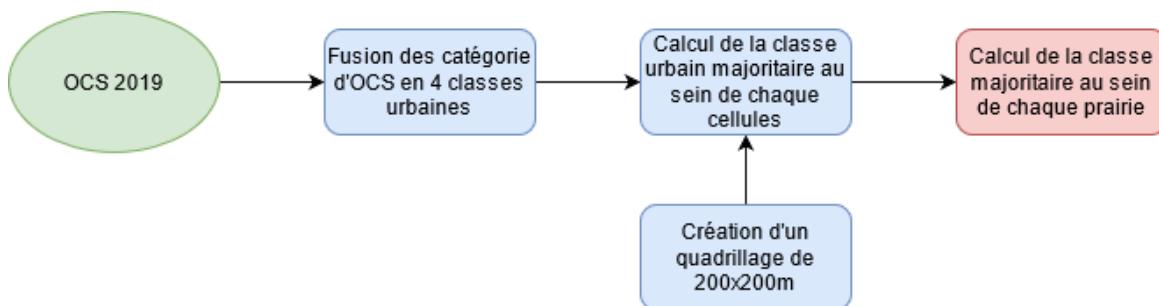


Figure 17 : Méthodologie pour l'attribution d'une classe urbaine

Cette approche basée sur une description de l'environnement urbain en termes de types de bâtis permet davantage de distinguer l'environnements urbains proches des EVU, c'est-à-dire dans un rayon de plusieurs centaines de mètres, avec des classes simples permettant d'observer potentiellement des différences entre chaque type d'EVU évoluant dans un contexte différent (Annexe 8).

En plus de la classe urbaine majoritaire, d'autres indices sont dérivés pour affiner notre compréhension de l'environnement urbain des EVU, comme :

1. Les hauteurs moyennes, médianes et leurs écart-types, du bâti et de la végétation, en utilisant la donnée LIDAR 2016
2. La proportion de routes dans un rayon de 200m autour de chaque site avec la donnée OCSGE2 Grand Est.
3. Et la proportion d'espace arboré et herbacé est calculée à partir de la BD "Végétation à grande échelle 2017".

Pour cela, on commence par isoler les couches vectorielles qui nous intéresse (la surface routière, arborée et herbacée), puis on créer une zone tampon de 200m autours des EVU. Ensuite on intersecte ces deux entités, on calcul la surface d'une de ces couches situées à l'intérieur du tampon, puis on calcul son pourcentage d'occupation en divisant cette surface de couche calculée précédemment à la surface totale du tampon. La méthodologie est présentée dans la figure 18.

Concernant les hauteurs de bâti et de la végétation, la moyenne, la médiane et l'écart-type sont simplement calculé à partir des valeurs de LIDAR présentent à l'intérieur du tampon de 200m.

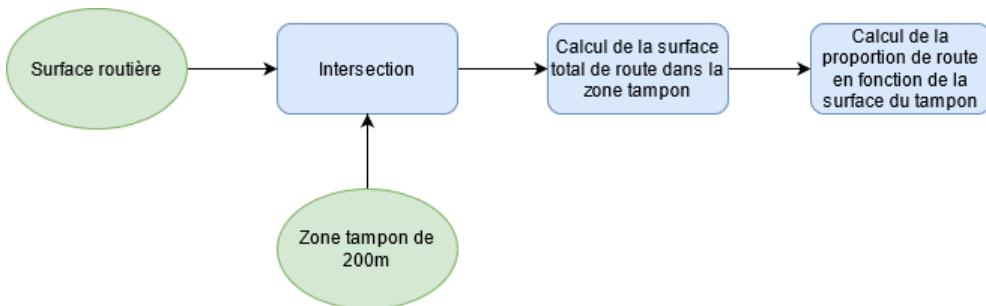


Figure 18 : Méthodologie pour le calcul du pourcentage d'occupation d'une entité urbaine à proximité des prairies

Une fois toutes ces caractéristiques urbaines calculées, il sera possible d'obtenir un aperçu complet de l'environnement proche de chaque EVU dans lequel ils évoluent, et ainsi, vérifier si cet environnement est similaire pour chaque EVU ou si des distinctions apparaissent.

6.3 La mise en place du suivi de la végétation herbacée

L'un des objectifs principaux de cette étude consiste à vérifier s'il est possible, après avoir récupéré l'ensemble des images drones et satellite, d'effectuer un suivi de la végétation à partir des différents capteurs, durant la période Mars – Juillet 2021, et de comparer les résultats obtenus entre différents capteurs.

Un suivi consiste à obtenir un état des lieux des EVU sur plusieurs périodes, à partir notamment des moyennes de NDVI ou de GCC à l'échelle des EVU, et de placer ces valeurs bout à bout ces valeurs moyennes sur un axe temporel pour en observer l'évolution (figure 19).

Ainsi l'objectif ici sera d'effectuer un suivi de la végétation pour les 4 capteurs sur l'ensemble des EVU qui leurs sont disponibles. En observant à chaque fois l'évolution des indices de végétation que le capteur peut calculer, c'est-à-dire le NDVI pour le eBee, le GCC pour le Phantom et les deux indices pour PlanetScope. Les valeurs de réflectances moyenne des différentes bandes spectrales du spectro-radiomètre seront également enregistré afin de retracer leurs évolutions. Enfin, le suivi sera d'abord analysé pour observer comment la végétation herbacée a évolué en 2021 dans un milieu urbain. Puis les suivis seront comparés entre capteurs, afin d'y dégager des similarités ou des différences, pour essayer de dégager les avantages et désavantages à utiliser un de ces capteurs pour le suivi de la végétation.

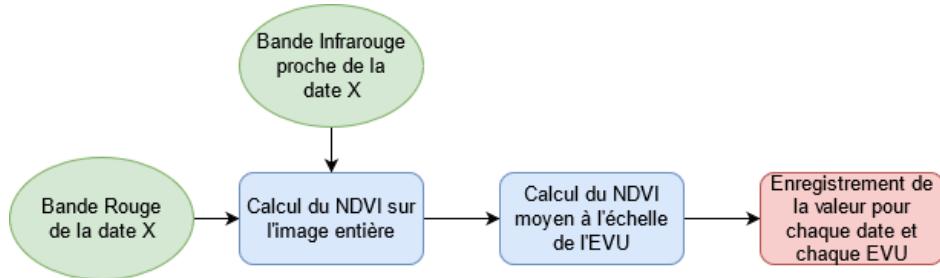


Figure 19 : Mise en place du suivi de la végétation en enregistrant les valeurs de NDVI moyenne à l'échelle des EVU pour chaque date du capteur disponibles

Cette analyse portant sur la moyenne des valeurs de réflectance ou d'indice de végétation répartie sur l'ensemble de l'EVU (dépendant ainsi grandement de la résolution spatiale du capteur). Il est primordial de s'assurer que l'emprise de chaque EVU est la même d'un capteur à un autre et qu'il intègre le moins de résidus possible. Ainsi, chaque arbre, ombre, chemin ou d'autres infrastructures présentes sur les EVU ont été retiré manuellement de ce qu'on considère comme l'emprise des EVU, afin de disposer d'une signature spectrale 'pures', propre à la végétation herbacée. L'emprise des EVU étant basé sur la surface des pixels PlanetScope (3x3m), car correspondant à la résolution spatiale la plus haute analysée. Ainsi chaque pixel PlanetScope touchant une entité non herbacée, a été

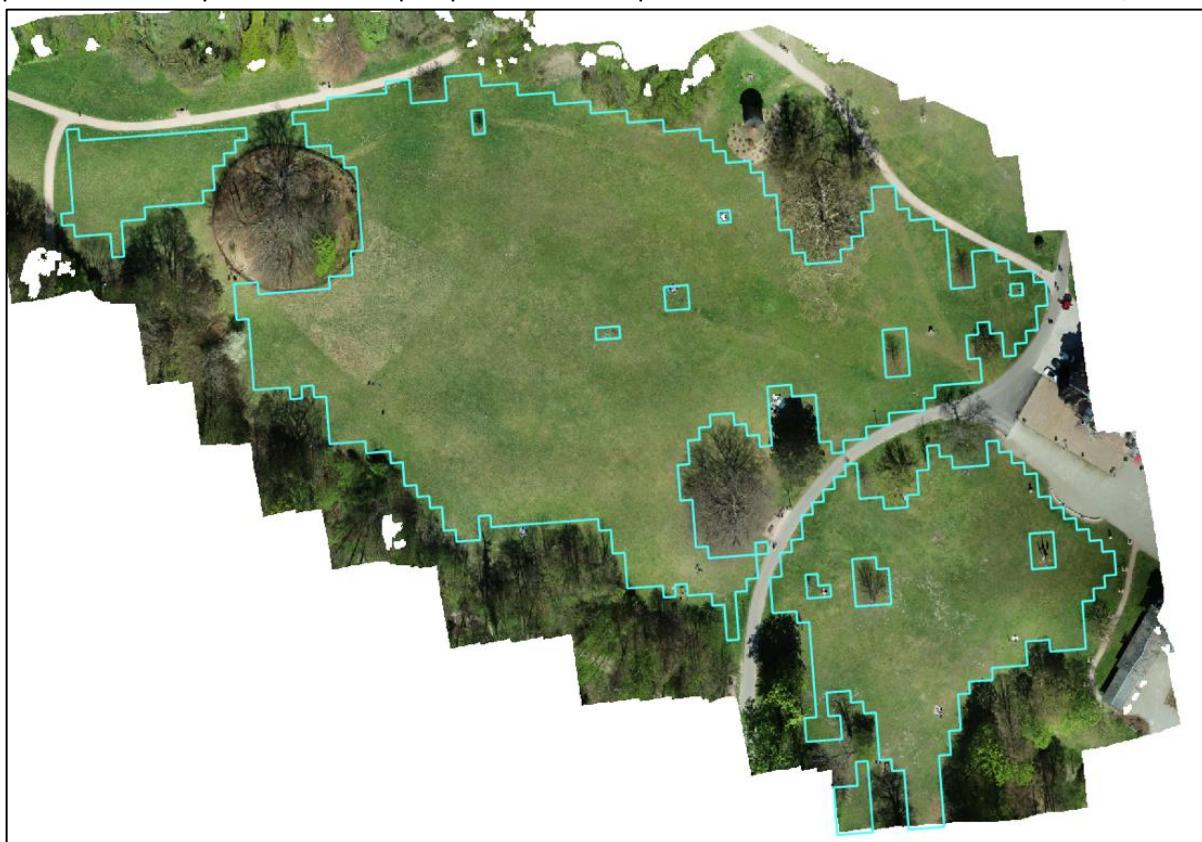


Figure 20 : Présentation de l'emprise des EVU 6 et 69 pour une image Phantom. Le zonage en bleu correspond à la surface sélectionnée pour l'enregistrement des informations spectrales. La végétation arborée, les ombres et le bâti ayant été retirés

systématiquement retiré de l'emprise finale (Figure 20). Cette emprise sera ensuite utilisée pour chaque analyse impliquant des réflectances spectrales, et tout redécoupage de l'échelle d'analyse sera effectué à l'intérieur de celle-ci.

6.4 Comparaison des signatures spectrales entre capteurs

Un des objectifs principaux de cette étude correspond également à l'analyse de la complémentarité entre l'imagerie satellitaire et aérienne. Cela se traduira par l'estimation de la similarité des valeurs spectrales des images drone et PlanetScope à partir de régressions linéaires.

Le principe est simple : pour un point donné, vérifier via une régression linéaire si la réflectance d'une bande spectrale ou la valeur de NDVI/GCC des capteurs est similaire à une même date ou proche l'une de l'autre (figure 21). L'objectif étant de vérifier si ce que l'on observe ou calcul peut être interpréter de la même façon lorsque l'on compare deux résultats issus de deux capteurs différents.

Pour rappel, la qualité d'une régression linéaire est estimée à partir de sa p-value et de son coefficient de détermination (R^2). On calcule en fonction d'un modèle statistique approprié une p-value qui correspond à la probabilité d'obtenir avec ce modèle une différence au moins égale à celle observée. Si cette p-value est inférieure à une limite de référence choisie, ici 0.05, on considère que la différence observée est significative. Le coefficient de détermination de son côté correspond à la proportion de la variation de la variable dépendante qui est prévisible à partir de la ou les variables indépendantes. La p-value et le R^2 de chaque régression linéaire a été noté en fonction du couple de capteurs et de la bande de réflectance à simuler et sera regroupé dans un unique tableau (Tableau 4). La p-value est noté en fonction de tranche de significativité, avec '***' une régression très significative (<0.001) ; '**' une régression significative (<0.01) ; '*' une régression un peu significative (<0.05).

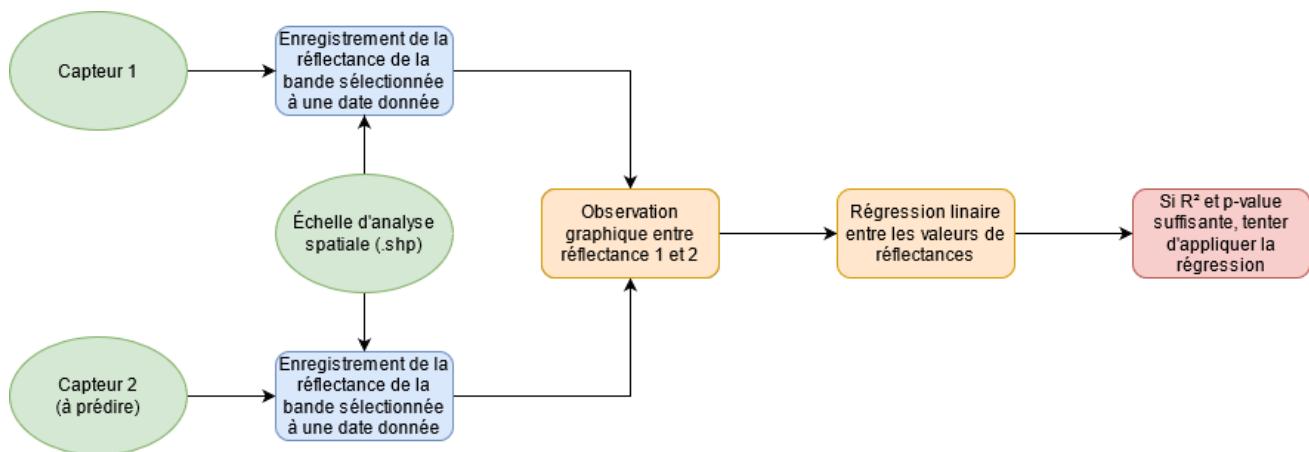


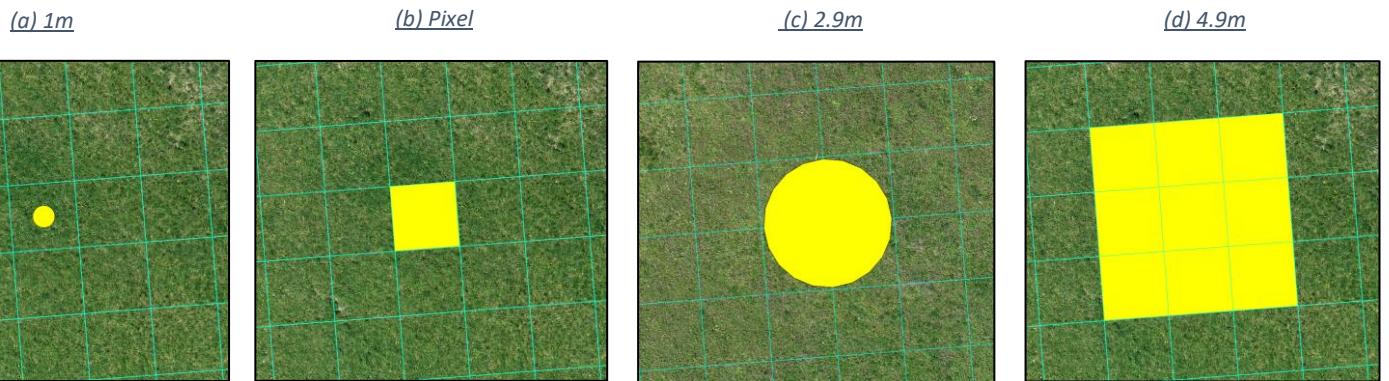
Figure 21 : Méthodologie pour vérifier la corrélation entre deux bandes spectrales de deux capteurs

Il est primordial avant tout calcul de définir à quelle « échelle » les données vont être analysées et comparées. Chaque capteur ayant des résolutions spatiales différentes, en passant du mètre au décimètre, et du décimètre au centimètre. Il est essentiel d'arriver à une unité d'observation permettant de recueillir suffisamment d'informations spectrales et de les comparer à celles d'un autre capteur. Tout en s'assurant que cette échelle d'analyse garde un sens d'un point de vue écologique et spectral, c'est-à-dire non pas une échelle d'analyse trop petite, comme à l'ordre du centimètre, car cela ne représentera pas correctement un groupement de végétation d'un point de vue spectral ou écologique. À l'inverse, on ne recherche pas une échelle trop grande pour ne pas fausser la diversité

spectrale au sein d'une unité, et ne pas surcharger les calculs. A titre d'exemple, un pixel d'une image PlanetScope correspondant au total à une surface de 9m², équivaut à un total d'environ 90 000 pixels du drone DJI Phantom 4 et 800 pixels du drone SenseFly Ebee.

Quatre échelles d'analyse sont testées dans l'objectif de vérifier laquelle arrive au mieux à estimer les valeurs de réflectances d'un capteur en partant des valeurs d'un autre capteur. On les retrouve en Figure 20 en jaune, avec comme référence le quadrillage bleu qui correspond aux pixels d'une image PlanetScope :

- 1) La première consiste à un tampon de 1 mètre dessiné à partir du centroïde du pixel PlanetScope, englobant au total à environ à 6500 pixels Phantom et 60 pixels Ebee, pour une valeur de réflectance planetscope.
- 2) La seconde correspond à reprendre la forme d'un pixel planetscope, qui comme expliqué plus haut représente environ 90 000 pixels du drone Phantom et 800 pixels du drone Ebee, pour 1 pixel planet.
- 3) La troisième est basée sur un tampon de 2.9m dont le centre représente l'intersection de 4 pixels planetscope, représente ainsi environ 210000 pixels Phantom, pour 1900 pixels Ebee, pour valeur moyenne de 4 pixels planet
- 4) Enfin, la quatrième correspond à un regroupement de 9 pixels planetscope, pour 810 000 pixels Phantom et 7200 pixels eBee pour 9 pixels planet.



Cette analyse portera sur les bandes spectrales comparables entre chaque capteur (Figure 16) c'est-à-dire :

- Vert, rouge, infrarouge proche et NDVI pour le couple Ebee/Planet
- Les bandes bleu, vert, rouge, GCC pour le couple Phantom/Planet
- Vert, rouge et NDVI pour Phantom/Ebee, en utilisant les valeurs de GCC pour prédire le NDVI.
- Et bleu, vert, rouge, infrarouge proche et NDVI/GCC pour les couples spectra-radiomètres et drones

Étant donné que chaque capteur n'a pas survolé toutes les prairies de manière égale, les analyses portent donc à chaque fois sur les prairies communes (voir section 5.2). Afin d'assurer un échantillon d'analyse suffisamment diversifié et important, les prairies observées via le drone Phantom ont été rassemblées en période temporelle. Les acquisitions se faisant EVU par EVU, toutes les images pour une période donnée n'ont pas toutes été faites le même jour, et porte jusqu'à 2 semaines de décalage au maximum. Ainsi pour permettre une comparaison avec les autres capteurs (qui eux survole le même jour plusieurs EVU), les EVU ayant été survolé dans une même période ont été fusionnées pour permettre d'obtenir un échantillon de données plus large. Le principe étant de simuler une image regroupant plusieurs EVU et prise à une même date. La principale période utilisée pour ces analyses correspond du 21 avril au 03 mai, soit un décalage de 13 jours au total, qui sera comparé avec les images datant du 27/04 pour PlanetScope et 20/04 pour Ebee.

6.5 Création de modèles de prédictions de la richesse spécifique au sein d'un EVU

le quatrième et dernier objectif spécifique est de prédire la richesse spécifique au sein d'une prairie, à partir d'informations spectrales et d'observer à partir de quels capteurs cette donnée est la mieux prédite.

Pour cela, il faut se référer aux données de biodiversités disponibles obtenues sur le terrain par les membres du projet EvolVille (section 5.1), avec un système d'observation par quadrats comme expliqué précédemment. Ces données, recueillies durant la même période que les survols de drones (figure 15) permettent de venir comparer les diversités spectrales d'un espace avec sa composition biologique, et d'ainsi rechercher de possibles corrélations.

Ce suivi de la végétation (section 6.3) effectué sur le terrain se base sur un comptage des différentes espèces présentes au sein du quadrat analysé (un carré de 1m²), et permet ainsi d'obtenir à chaque observation la richesse spécifique existante dans ce quadrat.

La première étape consiste donc à recréer spatialement l'emprise de chaque quadrat utilisé au sein des prairies sélectionnées. Pour cela on s'appuie sur les notes des équipes en charge de ces observations (Annexe 10), permettant de connaître les coordonnées GPS du premier quadrat et la disposition des cadres. Une fois les quadrats recréés sur QGIS (Annexe 9), on calcule pour chaque donnée issue de chaque capteur les réflectances moyennes de NDVI pour les images PlanetScope et Ebee, et les moyennes de GCC pour les images Phantom. On calcule également l'écart-type du NDVI pour les images drones, afin d'obtenir un indice de "diversité spectrale" et ainsi vérifier si leurs très hautes résolutions spatiales permettent de mieux prédire la végétation ou non.

Une fois les calculs effectués, on observe si la donnée à expliquer (la richesse spécifique de chaque quadrat) suit une loi normale ou non. Pour cela, un test de normalité, appelé aussi test de Shapiro-Wilk est effectué sur Rstudio, estimant à travers une p-value significative que l'échantillon ne suit pas une loi normale. Une fois que le test a prouvé que l'échantillon ne suit pas une loi normale, on construit un modèle capable de prédire la richesse spécifique des quadrats à partir des informations spectrales recueillies.

Nous avons utilisé un algorithme de machine learning couramment utilisé pour la classification et la régression, Random Forest (RF). Il fonctionne en construisant un ensemble d'arbres de décision, et chaque arbre de l'ensemble est composé d'un échantillon de données tiré d'un ensemble d'apprentissages (training set) ; chaque arbre va alors tenter d'expliquer les valeurs ou classes d'une variable à expliquer à partir d'autres variables explicatives. Pour les tâches de classification, la sortie du RF est la classe sélectionnée par la plupart des arbres, tandis que pour les tâches de régression, la moyenne ou la prédiction moyenne des arbres individuels est retournée. Les algorithmes de Random Forest ont trois paramètres principaux, qui doivent être définis : (1) la taille des nœuds, (2) le nombre d'arbres et (3) le nombre de caractéristiques échantillonnées.

À partir de là, la méthode de la forêt aléatoire peut être utilisée pour résoudre des problèmes de régression ou de classification. Dans notre cas, l'algorithme a été utilisé sous R avec la fonction randomForest() ; où le nombre d'arbres a été fixé à 600, la taille des nœuds a été laissée par défaut et les variables explicatives sont les moyenne et les écart-type de NDVI calculés pour chaque date disponible (Annexe 21).

Un set d'apprentissage et de prédiction est créé à partir des données de quadrats disponibles pour chaque capteur. Le premier sert à entraîner le modèle, et le second à vérifier le modèle en l'appliquant sur le set de prédiction, pour ensuite comparer les valeurs prédites par le RF et les valeurs observées.

En sortie de modèle, l'algorithme de RF donnera le Mean Squared Error (MSE), qui se définit comme étant la distance moyenne entre les valeurs prédites par le modèle et les valeurs réelles de l'ensemble

de données. Plus la valeur est basse, et plus le modèle est proche de la réalité. On retrouve également la variance expliquée par le modèle en pourcentage, qui correspond à la partie de la variance totale du modèle qui est expliquée par les facteurs qui sont présents dans ce modèle.

Le Root Mean Square Error (RMSE) des entités prédites, est ensuite calculé de la manière suivante :

$$RMSE = \sqrt{(P_i - O_i)^2}$$

Avec P_i est la valeur prédite, O_i la valeur observée, normalement le résultat de la soustraction est divisé par n, soit la taille de l'échantillon, mais ici n=1, car le RMSE est calculé pour chaque entité prédite, car l'on connaît pour chaque entité prédite sa réelle valeur observée. Le RMSE correspond à la racine carrée du MSE, il correspond toujours à une métrique qui nous indique la distance moyenne entre les valeurs prédites et observées. La différence avec le MSE est que l'unité du RMSE peut être directement interprétée en termes d'unités de mesure et constitue donc une meilleure mesure de prédiction que le MSE, qui rapporte la valeur au carré.

Une fois le modèle créé et validé, il est ensuite appliqué à une prairie test, la prairie 5, qui a été au préalable découpé avec un quadrillage de 1x1m pour simuler la surface d'un quadrat. Où la diversité spectrale et les valeurs de NDVI/GCC des différents capteurs à chaque date disponible ont été enregistrées.

On compare ensuite les résultats obtenus et pour vérifier quelle information spectrale et quel capteur permet de prédire le plus précisément possible la richesse spécifique des espaces herbacés urbains.

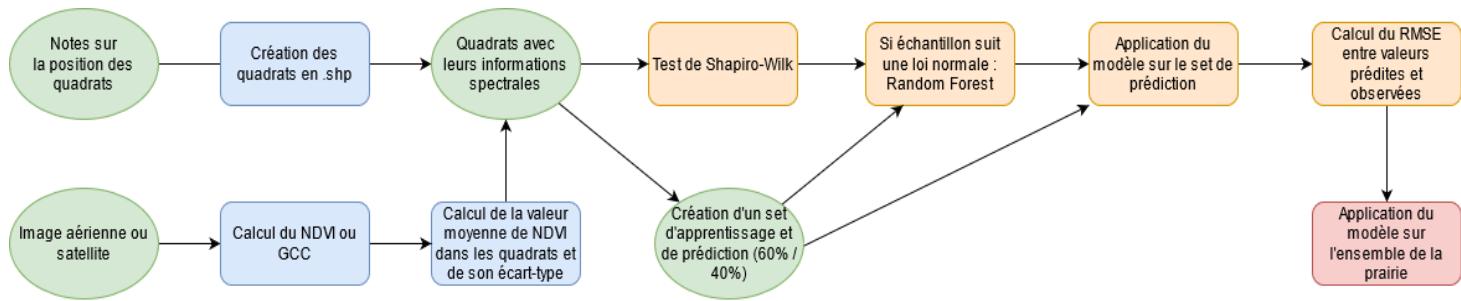


Figure 8 : Méthodologie pour prédire la richesse spécifique à partir d'un modèle Random Forest

Il serait intéressant d'appliquer la même méthodologie pour les autres indices de biodiversités cependant les données biologiques recensées en 2021 ne rapportent que la richesse spécifique par quadrat ainsi que les différentes espèces végétales qui y ont été observées. Il manque une information concernant le nombre d'individus observé pour chaque espèce au sein du quadrat. Sans cette information, pour le moment non disponible, car nécessitant du temps et des ressources humaines, il n'est pas possible de calculer les indices de Shannon, Evenness ou de Simpson à l'échelle du quadrat. Une alternative peut être trouvée en remontant l'échelle d'analyse, passant du quadrat à la prairie entière, en calculant le nombre de fois qu'une espèce a été observée dans les 15 quadrats de cette prairie et ainsi de simuler ces indices de biodiversité de la même manière que la richesse spécifique.

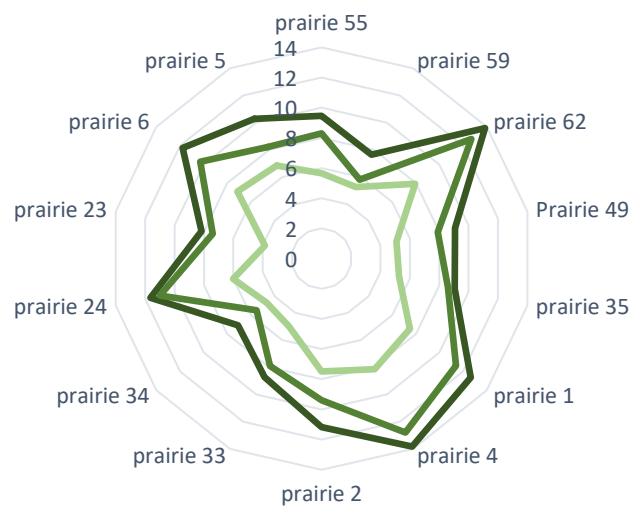
7. Résultats

7.1 L'environnement urbain des EVU de l'Eurométropole de Strasbourg

La première étape de cette étude portait sur la création d'un profil type des EVU dressant un constat de leurs environnements directs à partir d'un tampon de 200m. Les EVU 6 et 69 étant en contacte, et évoluant dans le même milieu, elles ont été regroupées sous le nom "prairie 6". On constate rapidement que le profil des EVU sélectionnées diffère fortement entre chaque espace et que plusieurs classes semblent apparaître. La première classe se dégage avec un des facteurs les plus discriminants du groupe : le pourcentage d'espace arboré autour des zones d'études (Figure 24 C). On remarque par exemple que seules les prairies situées dans le parc de Poutalès (prairie 1, 2, 4, 5, 6) possèdent un pourcentage proche de 60% là où les autres se situent davantage à 10-20%. Même chose avec la hauteur moyenne des bâtiments (Figure 24 B), ces prairies ne possédant que très peu de bâtiment autour, la hauteur est très faible comparé aux restes, sauf pour la prairie 1 et 2 qui se situent à côté d'un site industriel. Cette classe s'oppose à un autre groupe de prairies (33, 34, 35 et 59) : celles où le pourcentage d'espace herbacé est plus important que la végétation arborée, qui correspond également les espaces avec le plus grand pourcentage de surface routière. On peut ainsi supposer que ces prairies possèdent un taux relativement élevé d'espace herbacé car situé à proximité directe de voirie largement emprunté par la population, et donc situé dans un milieu géré et aménagé pour la sécurité routière. Cela se ressent également sur la hauteur de la végétation alentour (Figure 24 A), puisque la hauteur moyenne étant de 10-12m pour l'ensemble des prairies contre 6-8m pour ces prairies. Une autre classe se dégage finalement à travers leurs faibles surfaces arborées et herbacées, et une hauteur de bâti moyenne proche de 15m : celles se situant très clairement autour d'un milieu bâti dense, c'est le cas des prairies 23, 24, 49 et 62. Ces prairies se retrouvent effectivement dans un milieu fortement urbanisé en plein centre de Strasbourg, et possède tous la classe "Bâti dense" fixé selon l'indice d'urbanisation, à l'exception de la prairie 62, qui correspond à la classe "Espace vert urbain", car situé dans le parc de l'Orangerie. On remarque juste avec ces différents graphiques que les prairies sélectionnées pour cette étude sont toutes très différentes l'une de l'autre avec un environnement direct très diversifié. Cela remet l'accent sur la définition même d'un espace vert urbain, puisqu'on constate qu'un tel espace peut correspondre à la fois à une prairie située dans le centre-ville ou à une prairie éloignée de la ville dans un parc, mais toujours fréquentée et utilisée pour des activités anthropiques.

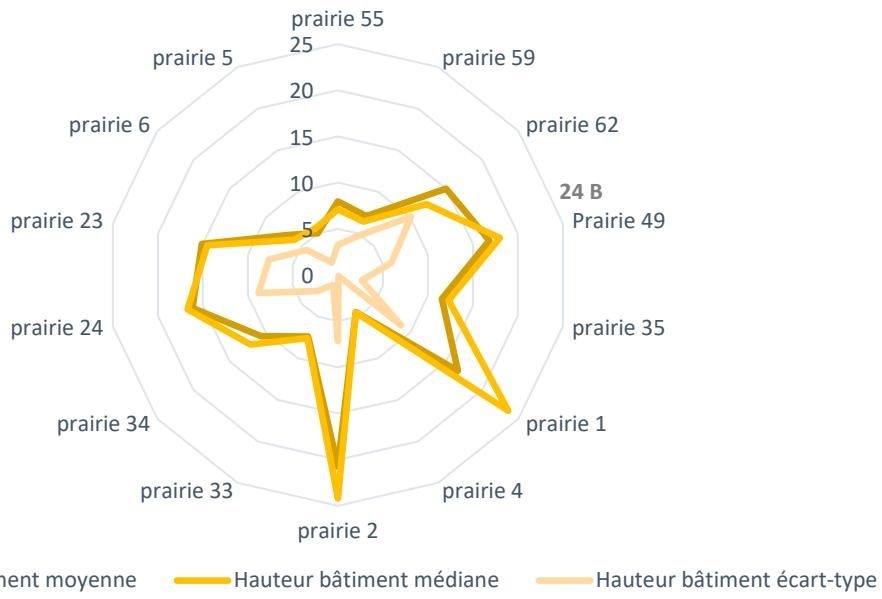
24 A

Hauteur de la végétation dans un périmètre de 200m



— Hauteur végétation moyenne — Hauteur végétation médiane — Hauteur végétation écart-type

Hauteur du bâti dans un périmètre de 200m



Occupation du sol dans un périmètre de 200m

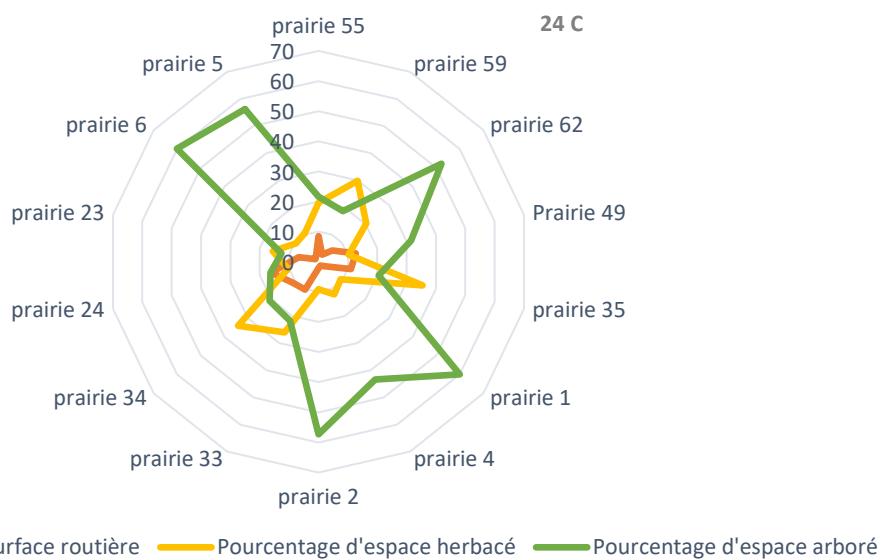


Figure 24 : Description de la hauteur de la végétation et du bâti, ainsi que l'occupation du sol, dans un périmètre de 200m autour des prairies sélectionnées

7.2 Analyse du lien entre signature spectrale et type de prairies

Si l'environnement proche d'un espace herbacé semble constituer un potentiel facteur de différenciation, il se peut que cette variable n'ait pas ou peu d'influence sur l'évolution des indices de végétation d'une EVU. Pour vérifier cela, on peut observer le suivi du NDVI des EVU à partir des images PlanetScope (section 6.3), et comparer dans un premier temps l'évolutions de chaque EVU sélectionnées dans son ensemble. Puis dans un second temps, de rapporter ces évolutions aux différentes caractéristiques urbaines établit précédemment (section 6.2). Les comparaisons s'effectueront sur les données PlanetScope car il s'agit du seul capteur regroupant à chaque date l'ensemble des prairies sélectionnées. Mais également car sa résolution temporelle permet un suivi plus complet, avec un total de 14 données entre le 6 mars et le 22 juillet.

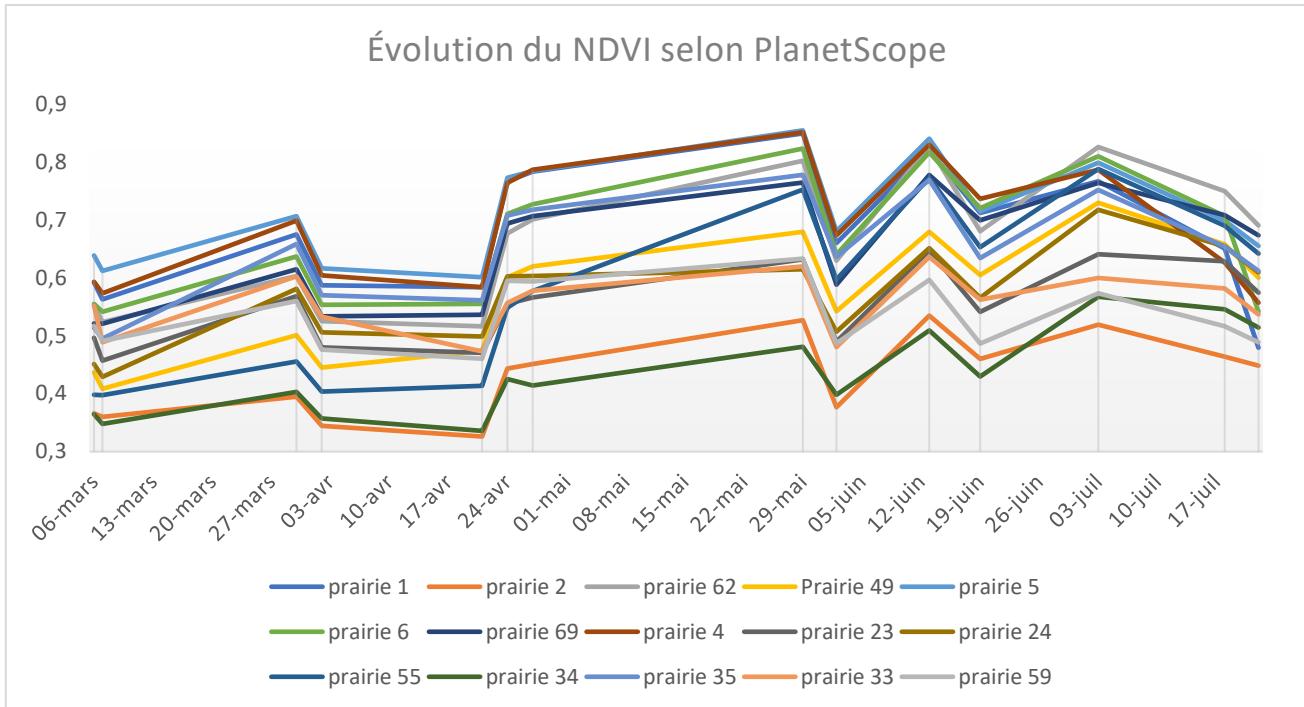


Figure 25 : Évolution du NDVI de l'ensemble des prairies sélectionnées selon les données PlanetScope

La figure 25 montre que le NDVI croît de manière générale pour toutes les prairies comme l'on pourrait s'y attendre pour des espaces herbacés lors de leurs périodes de croissance. Cependant on constate rapidement qu'il existe une forte pluralité de NDVI moyen entre chaque espace sélectionné. Effectivement, toutes les courbes semblent suivre les mêmes évolutions avec des tendances quasi similaires, explicable potentiellement par le fait qu'elles proviennent toutes du même capteur et donc de condition égale lors de l'acquisition des images. Même si quelques exceptions apparaissent, comme le 29 mai pour la prairie 55 où son NDVI passe de 0.57 à 0.75, et la période du 3 au 22 juillet où le NDVI décroît de manière hétérogène.

On remarque tout de même que les valeurs de NDVI à chaque date sont très disparates l'une de l'autre, avec un écart maximum de 0.37 le 29 mai, pour une différence de 0.85 pour la prairie 5, contre 0.41 pour la prairie 34, soit plus du double.

On remarque par ailleurs l'existence potentielle de deux groupes au sein de ces EVU, le premier étant les prairies suivant une évolution très proche l'une de l'autre avec les valeurs de NDVI les plus fortes du groupe, comme les espaces 1, 4, 5, 6, 35, 62 et 62, presque tous situé à Pourtalès. Le deuxième étant les prairies restantes, avec des valeurs de NDVI plus basses que les autres, et suivant une évolution similaire, mais avec davantage de différence que l'autre groupe. La prairie 55 se différencie tout de même des autres avec un NDVI relativement faible du 6 mars jusqu'au 27 avril, avant de remonter fortement le 29 mai et ainsi intégrer ce pseudo groupe d'EVU avec des valeurs fortes et une évolution très proche l'une de l'autre. À l'inverse les prairies 2 et 34 restent à des valeurs très faibles, et ce durant toute la période d'analyse, cela peut s'expliquer par leurs natures uniques comparées aux autres EVU, avec une présence de gravât très importante, dû à une activité anthropologique, réduisant ainsi la croissance des espèces et donc du NDVI.

On observe plus facilement cette notion de "groupe" lorsqu'on reproduit le même graphique, mais en le comparant par les classes urbaines définies pour chaque EVU (figure 26). On voit bien que les prairies considérées comme appartenant majoritairement à une zone d'espace vert urbain possèdent des NDVI élevés et suivants une direction similaire. Seule la période 6 mars – 29 mai permet de visualiser quelques différences entre ces prairies, car cela correspond au début de la croissance, toutes ne

réagissant pas de la même manière en fonction des espèces qui la compose. Les espaces herbacés appartenant à des classes de bâtis se retrouvent avec des valeurs légèrement moins hautes que les espaces verts urbains, avec des NDVI plus proches du 0.6 contre 0.75. On observe également très peu de différence entre les classes bâties, mais cela peut s'expliquer par le faible échantillon de chaque classe, ne permettant pas de créer un profil type. Même étant très différentes d'autres prairies de la même classe, les prairies 2 et 34 ont été comptées parmi les espaces verts urbains. Principalement, car les sites industriels, largement présents autour de ces deux espaces, n'ont pas été une variable intégrée lors de la classification, car pouvant se situer à la fois dans toutes les classes.

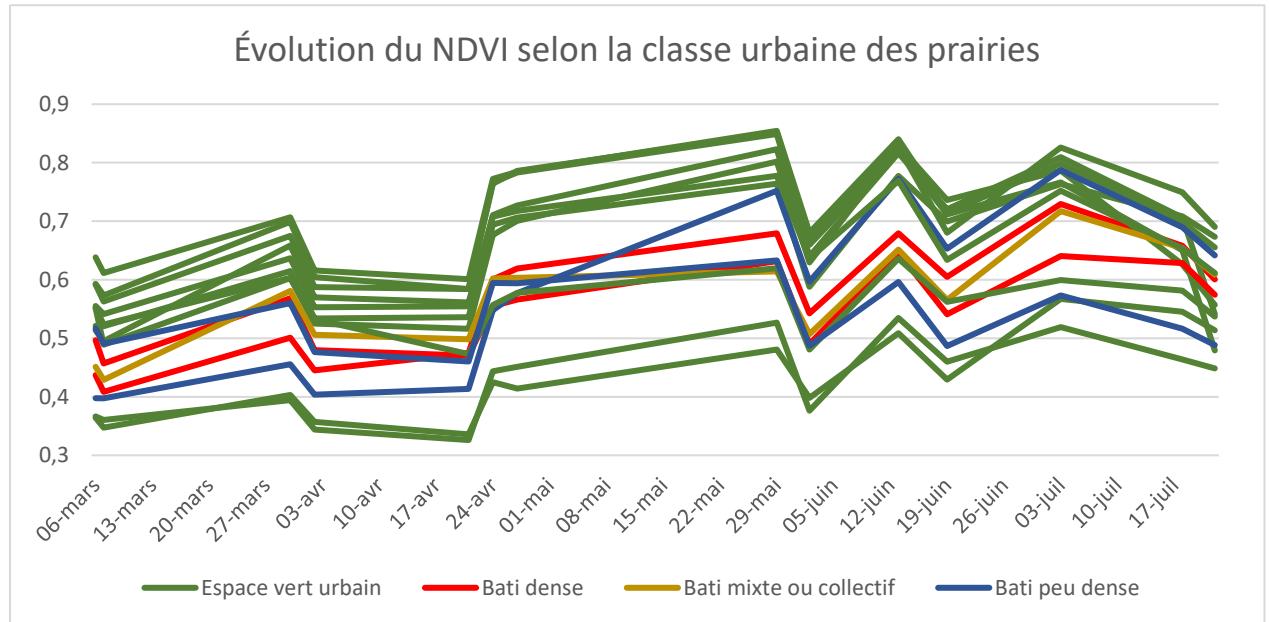


Figure 26 : Évolution du NDVI à partir des données PlanetScope selon les classes urbaines

La même opération peut être effectuée en prenant en compte la gestion et la fréquentation des sites (figure 27), ces informations proviennent toutes du recensement des prairies en 2020 (section 2.1), en supposant que ces variables aient peu évolué.

La plupart des sites se situant sur des terrains publics, on peut estimer que la gestion et la réglementation de ces espaces se suivent d'une année à une autre. Peu de différence est observée sur l'influence de la gestion ou la fréquentation, puisqu'on remarque que même des terrains avec une

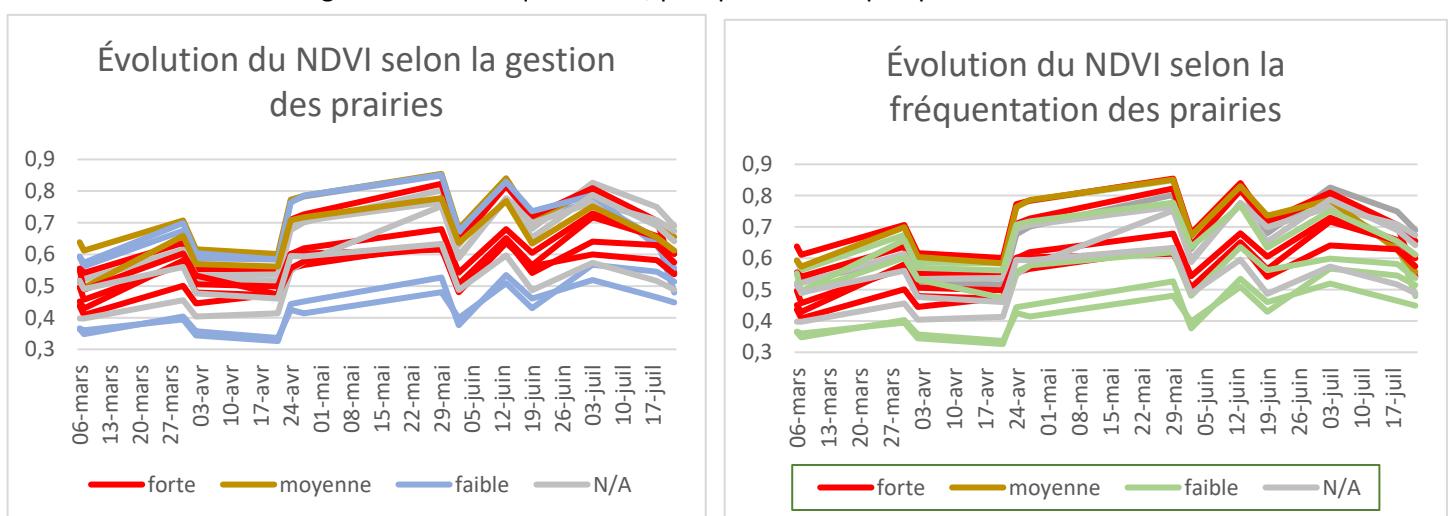


Figure 279 : Évolution du NDVI selon la gestion et la fréquentation des prairies

forte gestion et une forte fréquentation continuent de suivre une évolution forte du NDVI alors qu'on pourrait s'attendre à davantage de perturbation, l'inverse étant vrai également. Cela peut s'expliquer par le fait que l'on traite ces espaces à l'échelle de la prairie, ce type de perturbation dû à la fréquentation ou la gestion de ces EVU serait sans doute plus facilement visible à partir d'une échelle d'analyse plus fine permettant d'observer des différences *in situ*. Le reste des évolutions de la réflectance de chaque bande spectrale et des valeurs de GCC des EVU via PlanetScope se trouve ne annexe 11 et 12.

Concernant la forte décroissance observée le 2 juin, elle pourrait s'expliquer potentiellement par un mois de mai très couvert et pluvieux, expliquant sans doute ce repli de NDVI avant de repartir à la hausse le 30 mai. Le fait que la valeur de NDVI du 29 mai, soit 3 jours avant le 2 juin, correspond à la troisième ou deuxième valeur la plus haute pour la plupart des prairies vient remettre en doute cette hypothèse.

Puisque l'on observe sur la figure 28 que les températures moyennes journalières étant justement largement en hausse à partir du 26 mai comparé au reste du mois, bien supérieur aux températures moyennes de cette période, jusqu'à arriver à un pic, avec un écart positif de 7.3°C à la moyenne le 19 juin. Cette hausse de température du 26 mai provient justement après un écart négatif à la moyenne du 10 mai au 26 mai, et continue de croître jusqu'au 19 juin. Or si le 29 mai profite de cette hausse des températures avec des valeurs de NDVI plus élevées, il est difficile d'expliquer cette baisse de NDVI pour le 2 juin, pourtant en plein durant cette période de hausse de température. Même chose pour cette baisse générale de NDVI le 19 juin où l'on atteint la température moyenne de la plus haute enregistrée à Strasbourg pour l'année 2021.

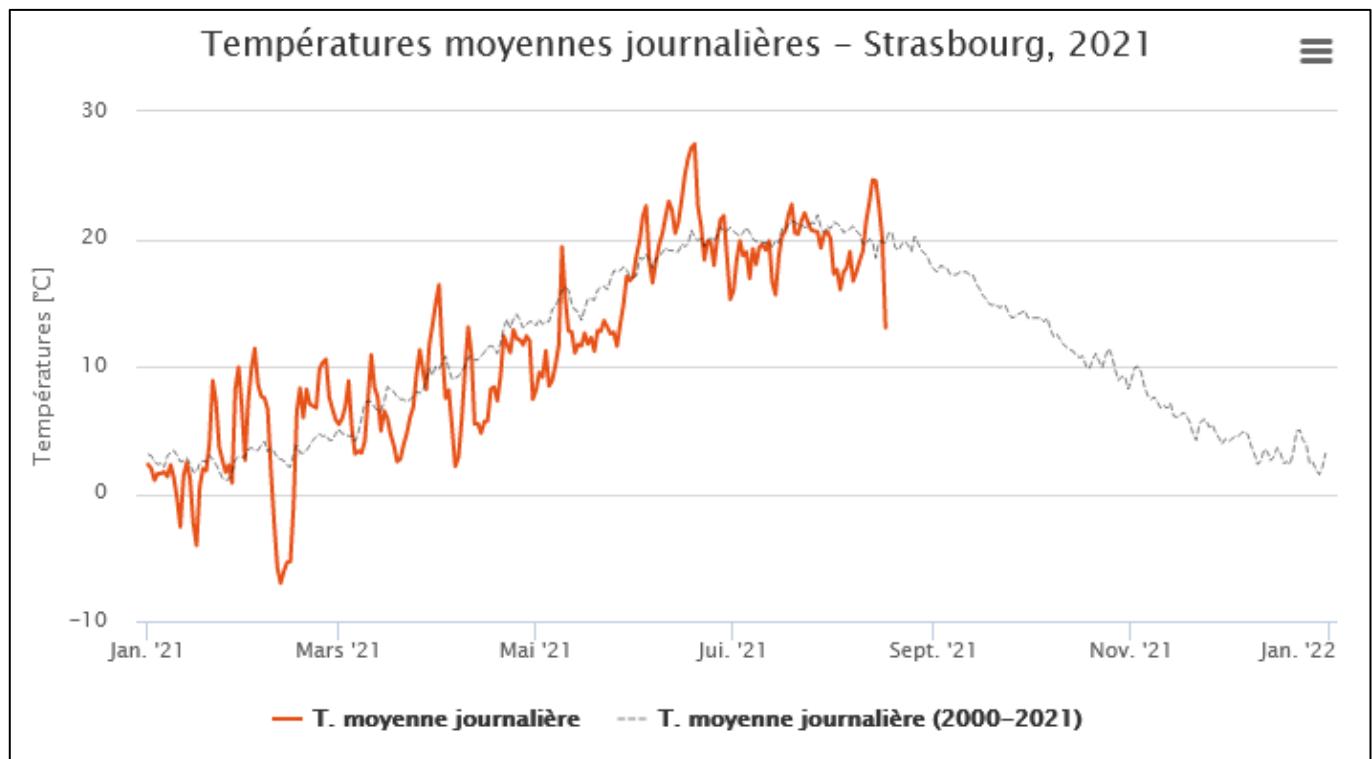


Figure 28 : Température moyenne journalière à Strasbourg pour l'année 2021, et la période 2000-2021

Lorsque l'on regarde spécifiquement les bandes rouges et d'infrarouge proche de PlanetScope à la date du 2 juin, on remarque une réflectance d'infrarouge particulièrement faible, tandis que la réflectance de rouge se retrouve à l'inverse plus élevée que d'habitude. Or un NDVI important repose sur une absorption de longueur d'onde rouge élevée et une réflexion/émission de l'infrarouge proche élevé.

7.3 Différences de réflectance entre chaque capteur

7.3.1 Suivi via NDVI

Le suivi du NDVI a été jusqu'à présent effectué en utilisant les données PlanetScope, grâce à sa meilleure résolution temporelle sa plus large emprise spatiale englobe l'ensemble des prairies sélectionnées, ce qui n'est pas le cas des images aériennes. Effectivement, le suivi de la végétation via l'utilisation de drone reste pour le moment limité à de nombreuses contraintes comme il a été expliqué auparavant (section 3), une des plus discriminantes reste le besoin d'aller sur le terrain pour chaque EVU afin de faire voler le drone, nécessitant temps et matériel. Cette obligation d'aller sur le terrain réduit automatiquement le nombre de prairies qu'il est possible de survoler dans un temps donné, limitant ainsi d'autant plus le repassage du drone sur une même prairie et donc réduisant les données utiles au suivi d'un espace herbacé urbain. Avec toutes les contraintes de l'imagerie aérienne, on observe un important écart de donnée disponible entre le drone et le satellite, avec 14 images pour PlanetScope, contre au mieux 5 images pour le Phantom ou Ebee (figure 15). Sachant que toutes les prairies n'ont pas pu être survolées, seules les prairies de Pourtalès (sauf la prairie 2) possèdent 5 images disponibles, du 20 avril au 07 juillet, couvrant ainsi tout de même une partie de la période de croissance. Ainsi la comparaison entre donnée satellitaire et drone ne pourra que porter sur les prairies du parc de Pourtalès, afin de rester le plus pertinent possible.

Lorsque l'on place sur un même graphique le suivi du NDVI enregistré selon PlanetScope et le SenseFly Ebee (figure 29), on remarque premièrement que les valeurs de NDVI sont dans l'ensemble plus élevé dans avec le capteur du Ebee que celles du satellite. Effectivement, même si les données ne possèdent pas les exactes dates d'acquisitions, on constate des différences d'au sein d'une même période, révélant une potentielle différence d'interprétation de l'information spectrale selon le capteur. Il est difficile cependant d'affirmer cela puisqu'aucune des données entre capteurs ne correspond à la même date, laissant ainsi planer le doute de potentiellement différente condition météorologique. On observe bien pourtant une forte différence de NDVI entre le 20 avril enregistré par le Ebee et le 21 avril enregistré par PlanetScope, soit un jour de différence, portant sur un écart de NDVI entre 0.15 et 0.2. Il y a peu de chance que le NDVI d'un espace herbacé puisse autant chuter en une journée, questionnant ainsi la pertinence spectrale des données Planet.

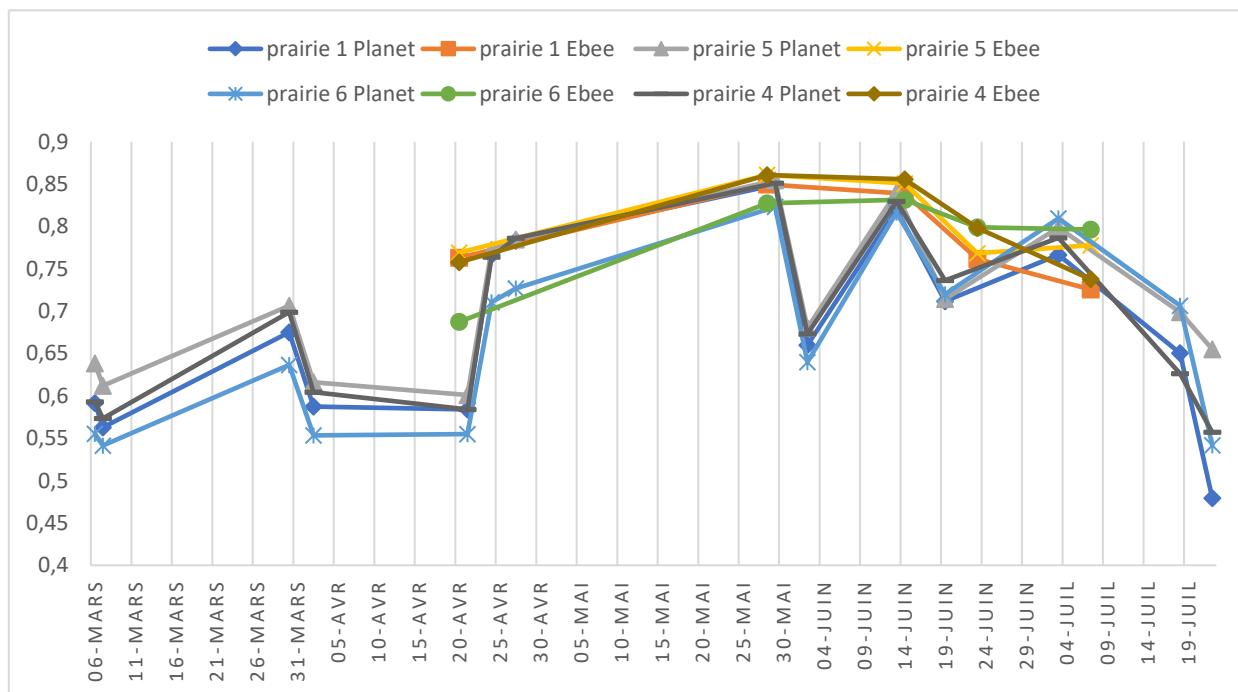


Figure 29 : Comparaison de l'évolution du NDVI entre PlanetScope et Ebee pour les EVU 1, 4, 5 et 6

Un élément de réponse peut être que les données PlanetScope proviennent d'un ensemble de microsatellites dont les images possèdent toutes une emprise différente. Il se peut ainsi parfois qu'une image d'un satellite de la constellation PlanetScope ne regroupe pas l'ensemble des zones d'études en une image, nécessitant ainsi l'utilisation d'une deuxième image ou davantage pour recouvrir l'emprise étudiée, ce qui a justement été le cas pour les dates du 21 avril, 2 et 13 juin. Ainsi une fusion de ces deux images est nécessaire pour poursuivre l'analyse, et c'est peut-être cette fusion sur QGIS qui poserait un problème sur l'interprétation spectrale des données. Or on ne remarque pas ce problème pour les deux autres dates qui ont nécessité une fusion d'images, le 2 et 13 juin, qui apportent des valeurs similaires et cohérentes avec celles obtenues par le drone Ebee.

Les images prises par drone semblent ainsi apporter un NDVI plus proche de la réalité que celui calculé par image satellite, cela pourrait s'expliquer par sa très haute résolution spatiale, de l'ordre du décimètre, permettant ainsi d'obtenir une moyenne nettement plus précise que celle du satellite. Cela se ressent particulièrement avec les écarts de NDVI observés entre prairies pour un même capteur, on remarque que le Ebee a tendance à plus facilement ressortir des écarts de NDVI moyen entre prairies notamment la prairie 6, là où PlanetScope a tendance à davantage les regrouper. L'utilisation du drone semble donc être un outil mieux adapté au suivi de la végétation herbacée, cependant ces contraintes le rendent moins pratique que les données satellitaires. Ainsi l'idée d'utiliser de manière complémentaire les données obtenues via ces deux capteurs semble être un moyen efficace de retracer correctement l'évolution du NDVI des EVU, tout en profitant de la résolution temporelle qu'apporte le satellite. Si l'on applique cela à nos données (figure 30), en regroupant Ebee et PlanetScope, tout en retirant les baisses de NDVI du 02 et 21 avril, ainsi que celles du 02 juin et 19 juin, on obtient une courbe de NDVI qui ressemble nettement plus à ce qu'on attendrait d'un espace herbacé en cours de croissance selon Estel (2015), du moins pour la période mars-juin.

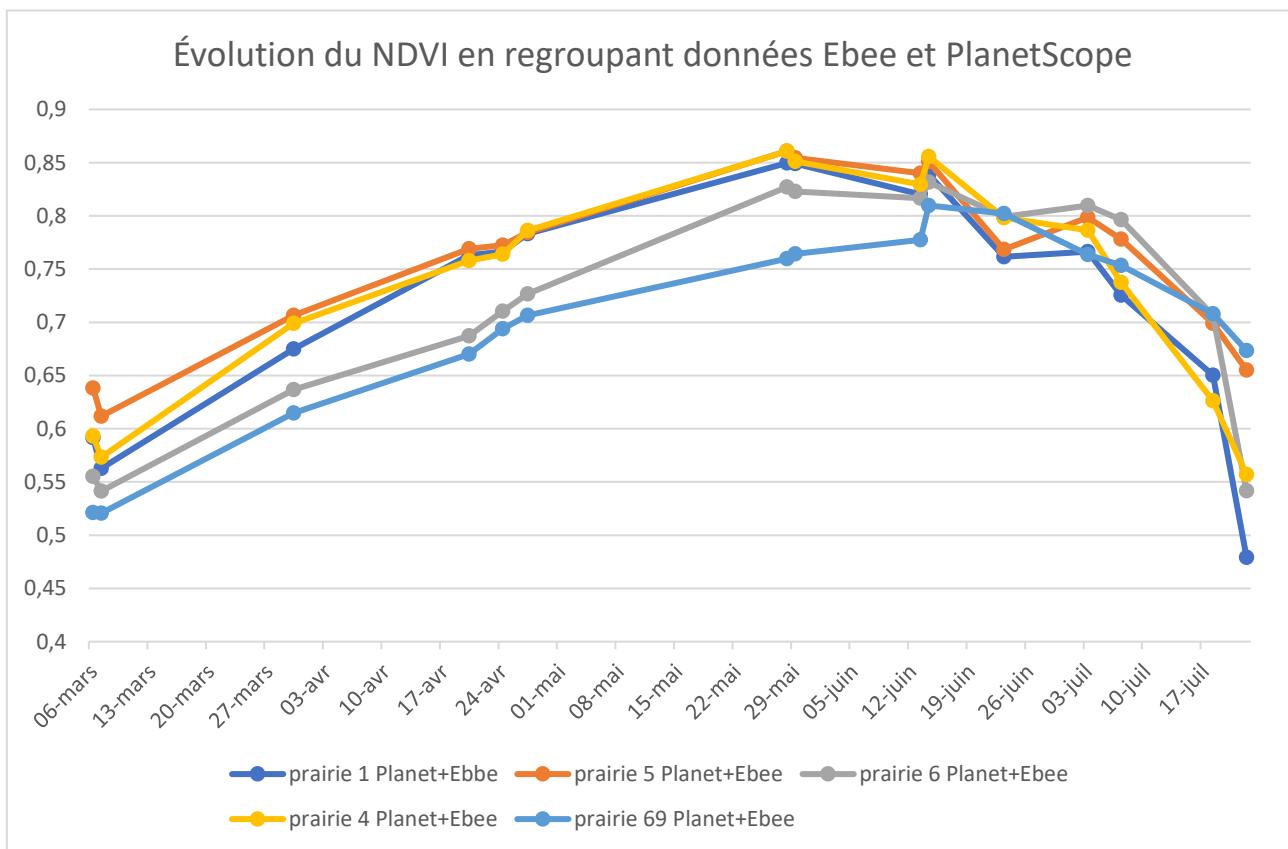


Figure 30 : Évolution du NDVI regroupé entre données Ebee et PlanetScope

Il n'empêche qu'on retrouve une baisse significative de NDVI sur l'ensemble des capteurs au cours du mois de juillet, baisse qui semble un peu plus marquée sur les données PlanetScope. Effectivement, on remarque une diminution du NDVI d'environ 0.2 à 0.25 entre le 13/14 juin et le 18 juillet, baisse qui est le plus marqué sur la prairie 4. On observe normalement ce genre de diminution durant la période de sénescence qui débute en général fin août / mi-septembre (Estel et al., 2015). Cette baisse en pleins mois de juillet, qui est censé correspondre au pic de NDVI durant la période de croissance, pourrait ainsi s'expliquer par de possibles activités anthropiques. En effet, des fauches ont été observées dans les prairies du parc de Pountalès durant le mois de juillet, ces fauches ne portaient pas sur l'ensemble des zones d'études, sauf pour la prairie 69 qui est entretenue de façon régulière en vue de sa forte fréquentation. Il se peut que ces coupes, même localisées sur des parties précises de la prairie, viennent influencer le NDVI moyen à l'échelle de la prairie, et que la repousse de ces zones ne permette pas de compenser les nouvelles coupes à d'autres endroits de la surface étudiée au cours du mois de juillet. Il n'empêche que toutes les prairies n'ont pas été fauchées au même moment, et que les zones coupées reste inégale d'une prairie à une autre, n'expliquant pas ainsi cette diminution générale observée. D'autant plus que cette diminution durant le mois de juillet est également observée sur les EVU en dehors du Parc de Pountalès avec les données PlanetScope.

Les changements de températures peuvent encore une fois être responsable de cette baisse de NDVI (figure 28), puisqu'on constate que du 28 juin au 16 juillet, la température journalière était plus basse d'en moyenne 2°C environ que les années précédentes, expliquant potentiellement cette baisse de valeurs. Cependant, les températures du 18 et 22 juillet sont extrêmement proches de celles des années précédentes, et pourtant les baisses de NDVI sont nettement plus importantes que celles du 2 et 19 juin, allant jusqu'à des NDVI encore plus faibles que celle du 6 mars pour les prairies 1, 4, 5, 6. Un point commun entre ces 4 fortes diminutions étant l'absence de précipitation dans la période auxquelles elles appartiennent (Annexe 13), même si les plus grandes absences de précipitation sont uniquement de 12 jours du 21 février au 5 mars, et de 9 jours du 11 juin au 20 juin.

Il n'empêche qu'on constate que toutes les EVU ne réagissent pas de la même manière, à titre d'exemple avec les prairies 6 et 69, situées l'une à côté de l'autre et étant les deux espaces les plus fréquentés du parc, correspondent aux deux prairies ayant le plus faible niveau de NDVI dans l'échantillon.

7.3.1 Suivi via GCC

Lorsqu'on compare les suivis de la végétation entre les valeurs GCC du DJI Phantom et PlanetScope (figure 31), on retrouve un profil similaire à ce que l'on obtient avec le drone Ebee, c'est-à-dire des perturbations visibles sur la courbe planet pas nécessaire captée sur celle du drone. Le 02 juin reste un exemple de différence spectrale entre les deux données. Seulement contrairement au NDVI, le GCC qui se veut un indice de végétation alternatif lors de l'absence de bande infrarouge proche fournit des résultats nettement plus faibles que les indices traditionnels. Si l'évolution de l'indice reprend la même forme que celle vue sur Planet ou le Ebee, les valeurs obtenues restent largement plus faibles que celles du NDVI. Effectivement la valeur maximale du GCC enregistré pour la prairie 1 diffère de beaucoup avec un GCC à 0.51 contre 0.86 pour le NDVI avec le Ebee pour le 28/29 mai. Cela peut potentiellement s'expliquer par le fait que le GCC soit d'abord utilisé pour analyser la phénologie dans les espaces arborées et non herbacées, mais aussi, car reconnu comme étant sensible à la réflectance du sol (Mehrotra and Srinivasan, 2019).

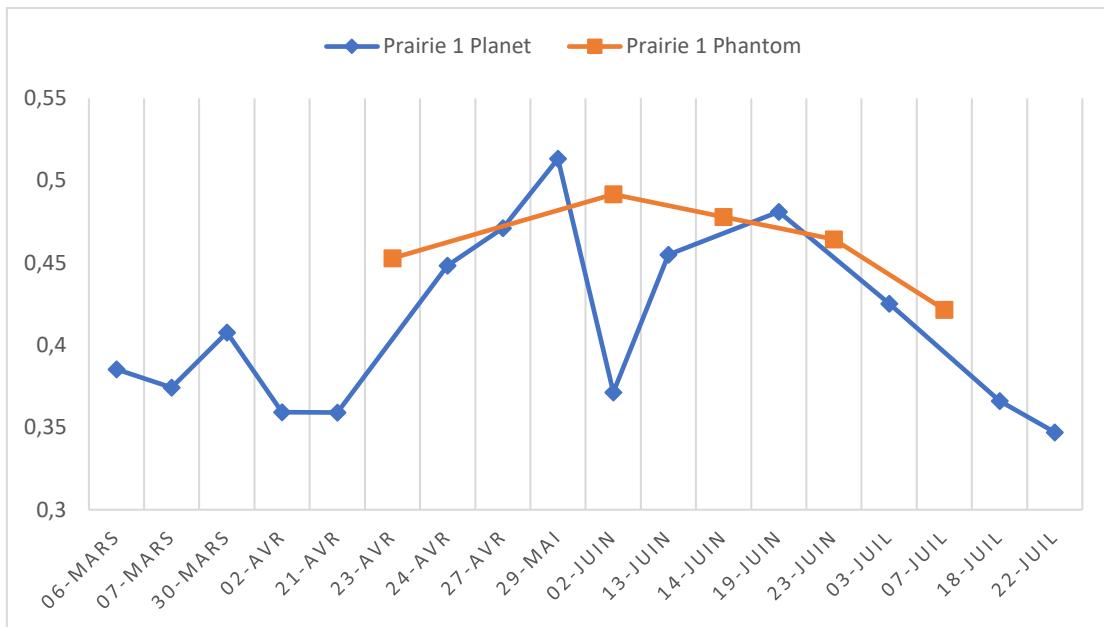


Figure 31 : Comparaison de l'évolution du GCC de la prairie entre PlanetScope et Phantom

7.3.1 Suivi via Spectro-radiomètre

En plus des images satellites et des images drones, l'utilisation du spectroradiomètre c'est avéré elle aussi complexe à mettre en pratique. L'objectif au départ étant d'apporter via cet outil un profil spectral extrêmement précis et localisé sur des groupements de végétations homogènes de la prairie, en enregistrant la réflectance des longueurs d'onde du visible, de l'infrarouge proche et l'infrarouge moyen. Les difficultés rencontrées sont les mêmes que celles pour l'utilisation du drone, c'est-à-dire la ressource en temps et matériel. Effectivement, les mesures nécessitent d'être effectuée sur le terrain, avec à chaque fois plusieurs mesures à reproduire dans un EVU, et ce, plusieurs fois durant la période de croissance, ainsi qu'à l'exakte même localisation des premières mesures effectuées afin de garantir l'objectivité des résultats. De ce fait, bien que toutes les prairies sélectionnées aient été mesurées au moins une fois avec le spectroradiomètre, toutes n'ont pas pu recevoir deuxième repassage, de ce fait les prairies du parc de Pourtalès ont été privilégiées lors des repassages, principalement car les mesures dans la même journée que les survols de drones. Le fait que les résultats obtenus avec le spectroradiomètre dépendent fortement de la météo lors de la mesure amène à prendre de la distance vis-à-vis des valeurs obtenues. Il suffit effectivement qu'un nuage se déplace entre le soleil et la zone d'étude au milieu d'une mesure pour que les valeurs soient complètement modifiées.

Le spectroradiomètre permet tout de même de fournir un profil spectral complet des prairies sélectionnées, permettant ainsi de les comparer entre elles et d'y identifier des caractéristiques uniques. L'ensemble des prairies possède un profil spectral typique d'une espèce végétale schématisé sur la figure 32, c'est-à-dire : 1) une faible réflexion et émission de bleu et rouge car absorbée par la chlorophylle 2) un pic de réflectance dans les longueurs d'onde du vert dans la bande du visible, 3) une très forte réflexion de l'infrarouge proche 4) et une baisse de réflectance dans l'infrarouge moyen à cause de son absorption par l'eau présente dans la végétation. La prairie 2 se distingue des autres prairies avec un profil spectral différent, on retrouve tout d'abord une absorption du rouge moins élevé que la normale, ainsi une réflexion et émission de l'infrarouge proche moins élevé d'un tiers que la moyenne. Cela peut venir de l'importante présence de gravats qui réfléchit davantage les bandes dans le domaine du visible.

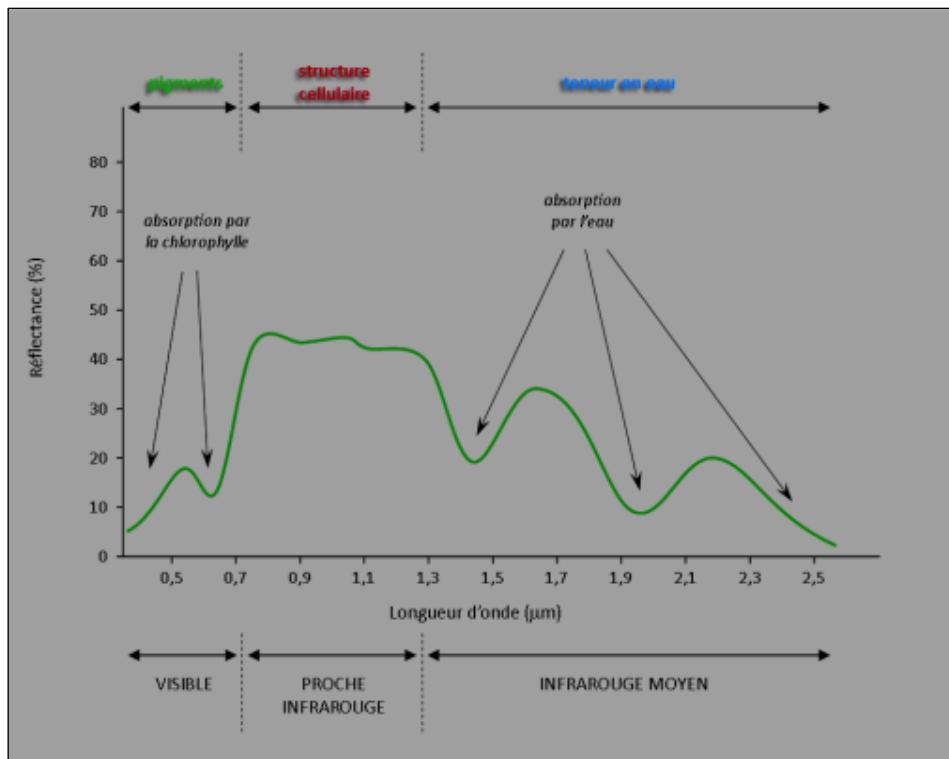


Figure 32 : Principaux facteurs influençant la signature spectrale de la végétation (crédits : Anselme Brice ; Gadal Sébastien)

Le spectroradiomètre permet tout de même de fournir un profil spectral complet des prairies sélectionnées (figure 33), permettant ainsi de les comparer entre elles et d'y identifier des caractéristiques uniques. L'ensemble des prairies possède un profil spectral typique d'une espèce végétale, c'est-à-dire : 1) une faible réflexion et émission de bleu et rouge car absorbée par la chlorophylle 2) un pic de réflectance dans les longueurs d'onde du vert dans la bande du visible, 3) une très forte réflexion de l'infrarouge proche 4) et une baisse de réflectance dans l'infrarouge moyen à cause de son absorption par l'eau présente dans la végétation. La prairie 2 se distingue des autres prairies avec un profil spectral différent, on retrouve tout d'abord une absorption du rouge moins élevé que la normale, ainsi une réflexion et émission de l'infrarouge proche moins élevé d'un tiers que la moyenne. Cela peut venir de l'importante présence de gravats qui réfléchit davantage les bandes dans le domaine du visible.

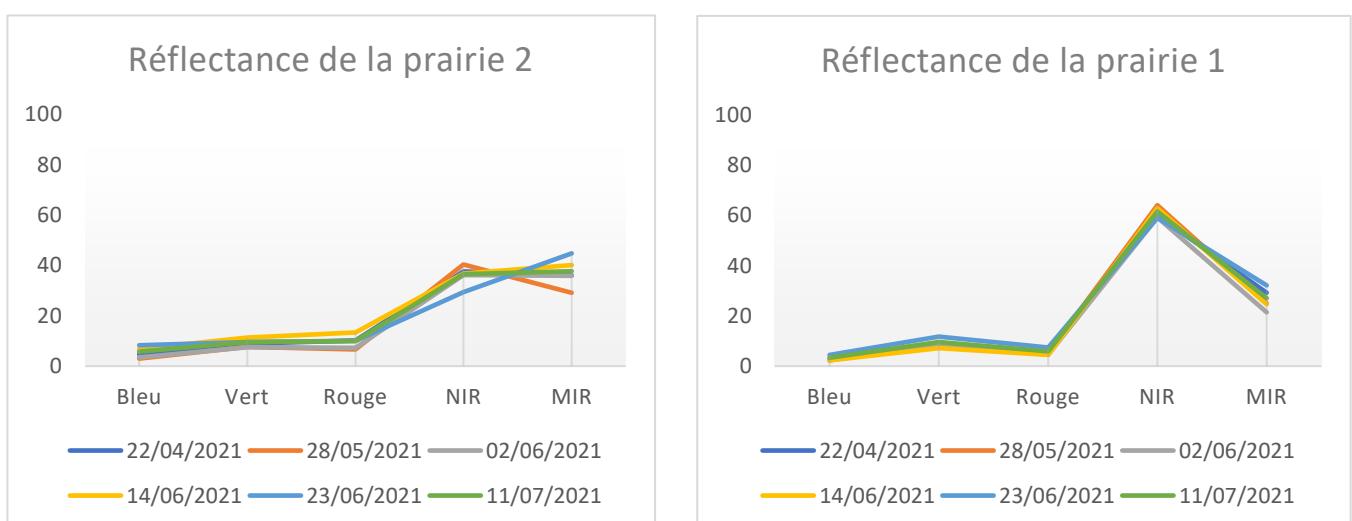


Figure 33 : Profil spectral de la prairie 1 et 2, à partir des mesures issues du spectroradiomètre



Figure 34 : Évolution du NDVI de la prairie 1 et 2, à partir des mesures issues du spectroradiomètre

On constate cependant que le spectroradiomètre n'apporte pas la même précision que les autres capteurs sur la question du suivi, puisque les bandes spectrales de chaque prairie ne semblent pas ou peu évolué d'une date à l'autre. Cela se ressent également à travers les NDVI calculés via ces résultats (Figure 34), avec pour la prairie 1 (semblable aux autres prairies) un écart de 0.4 sur l'ensemble de la période, la valeur 0.77 visible pour le 23/06 étant influencé par une forte couverture nuageuse le jour de la mesure. Encore une fois le NDVI de la prairie 2 diffère de celle des autres, avec un écart maximal de 0.25 entre le 28/05 et 14/06. On remarque cependant que l'évolution du NDVI ne colle pas avec les observations faites avec les drones et le satellite

7.4 Similarité spectrale en capteur

Comme expliqué en section 6.4, afin de vérifier si l'imagerie satellitaire peut être complémentaire avec l'imagerie aérienne, la comparaison des bandes de réflectance d'un capteur avec celles d'un autre afin de vérifier si les valeurs sont semblables peut être une solution. Cette similarité passe par une régression linéaire entre les deux valeurs de réflectances. Afin de vérifier quel modèle correspond le mieux, on applique la même méthodologie aux 5 échelles d'analyses décrites dans la même section. Lorsque l'on met en graphique les différents couples de capteurs (figure 35 et annexe 15 & 16), on remarque que le couple Ebee/PlanetScope semble être celui le plus proche de suivre une corrélation linéaire sur l'ensemble de ses bandes spectrales. Le couple Ebee/Phantom semble également suivre une logique similaire avec leurs bandes rouge, et les comparaisons d'indices de NDVI et GCC. À l'inverse le couple Phantom/PlanetScope ne semble pas suivre de corrélation linéaire sur leurs bandes spectrales, seule la comparaison entre les deux valeurs de GCC semble suivre un modèle linéaire. On constate également que si les valeurs spectrales semblent être corrélées entre elles, cette corrélation évolue en fonction de la prairie, laissant penser qu'il serait peut-être plus pertinent de reproduire ces régressions pour chaque prairie à chaque fois afin de rendre le modèle plus précis.

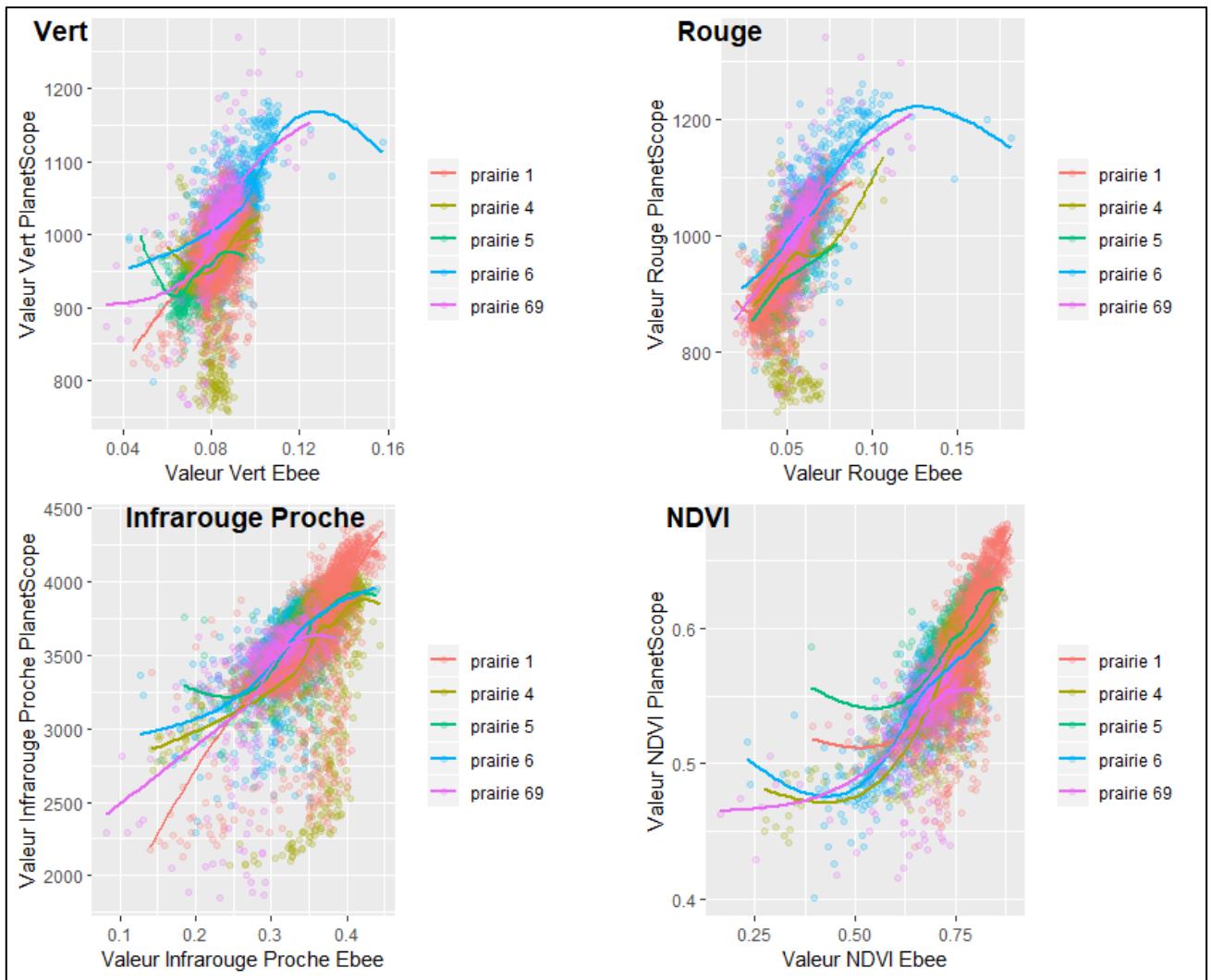


Figure 10 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Ebée et PlanetScope à l'échelle d'un PixelScope

Les régressions linéaire ont tout de même été appliquée à chaque échelle d'analyse (tableau 4), sur l'ensemble de l'échantillon sans les différencier par prairies. Pour rappel, la qualité d'une régression linéaire est estimée à partir de sa p-value et de son coefficient de détermination (R^2). On calcule en fonction d'un modèle statistique approprié une p-value qui correspond à la probabilité d'obtenir avec ce modèle une différence au moins égale à celle observée. Si cette p-value est inférieure à une limite de référence choisie, ici 0,05, on considère que la différence observée est significative. Le coefficient de détermination de son côté correspond à la proportion de la variation de la variable dépendante qui est prévisible à partir de la ou des variables indépendantes. Dans le tableau ci-dessous la p-value et le R^2 de chaque régression linéaire a été noté en fonction du couple de capteurs et de la bande de réflectance à simuler.

	Vert	Rouge	Infrarouge proche	NDVI/GCC
Ebee 20/04 - Planet 21/04	Pr : PV = . (0,09) / $R^2 = 0,658$ Pi : PV = *** / $R^2 = 0,342$ 1m : PV = *** / $R^2 = 0,299$ 2,9m : PV = *** / $R^2 = 0,393$ 4,9m : PV = *** / $R^2 = 0,405$	Pr : PV = *** / $R^2 = 0,986$ Pi : PV = *** / $R^2 = 0,503$ 1m : PV = *** / $R^2 = 0,428$ 2,9m : PV = *** / $R^2 = 0,592$ 4,9m : PV = *** / $R^2 = 0,603$	Pr : PV = * (0,012) / $R^2 = 0,784$ Pi : PV = *** / $R^2 = 0,376$ 1m : PV = *** / $R^2 = 0,339$ 2,9m : PV = *** / $R^2 = 0,386$ 4,9m : PV = *** / $R^2 = 0,441$	Pr : PV = ** (0,005) / $R^2 = 0,94$ Pi : PV = *** / $R^2 = 0,609$ 1m : PV = *** / $R^2 = 0,528$ 2,9m : PV = *** / $R^2 = 0,673$ 4,9m : PV = *** / $R^2 = 0,705$

	Bleu	Vert	Rouge	NDVI/GCC
Ebee 20/04 - Phantom 20/04 - 23/04		Pr : PV = * (0,05) / R ² = 0,790 Pi : PV = *** / R ² = 0,131 1m : PV = *** / R ² = 0,094 2,9m : PV = *** / R ² = 0,199 4,9m : PV = *** / R ² = 0,167	Pr : PV = 0 (0,11) / R ² = 0,624 Pi : PV = *** / R ² = 0,138 1m : PV = *** / R ² = 0,094 2,9m : PV = *** / R ² = 0,204 4,9m : PV = *** / R ² = 0,184	Pr : PV = NA Pi : PV = *** / R ² = 0,498 1m : PV = *** / R ² = 0,392 2,9m : PV = *** / R ² = 0,576 4,9m : PV = *** / R ² = 0,593
Planet 24/04 - Phantom 20/04 - 03/05	Pr : PV = (0,2) / R ² = 0,217 Pi : PV = *** / R ² = 0,025 1m : PV = *** / R ² = 0,022 2,9m : PV = *** / R ² = 0,023 4,9m : PV = *** / R ² = 0,030	Pr : PV = . (0,07) / R ² = 0,375 Pi : PV = *** / R ² = 0,028 1m : PV = *** / R ² = 0,028 2,9m : PV = *** / R ² = 0,026 4,9m : PV = *** / R ² = 0,025	Pr : PV = (0,4) / R ² = 0,07 Pi : PV = *** / R ² = 0,001 1m : PV = *** / R ² = 0,001 2,9m : PV = *** / R ² = 0,004 4,9m : PV = * / R ² = 0,0006	Pr : PV = ** (0,006) / R ² = 0,673 Pi : PV = *** / R ² = 0,494 1m : PV = *** / R ² = 0,435 2,9m : PV = *** / R ² = 0,564 4,9m : PV = *** / R ² = 0,556

Tableau 4 : Caractéristiques des régressions linéaires pour chaque couple de capteurs et leurs bandes spectrales

La p-value est noté en fonction de tranche de significativité, avec ‘***’ une régression très significative (<0.001) ; ‘**’ une régression significative (<0.01) ; ‘*’ une régression un peu significative (<0.05).

On constate dans un premier temps que les régressions à l'échelle de la prairie (noté Pr) ne donnent que très peu de modèles statistiques significatifs, et ce quel que soit le couple de capteurs étudié. Seules les régressions du Ebee/Planet sur leurs bandes rouges et de leurs NDVI, ainsi que les valeurs GCC du couple Phantom/Planet, ne donnent une régression significative, avec un R² important. À l'exception de l'infrarouge proche à 4.9m pour le couple Planet/Phantom, toutes les autres régressions linéaires, peu importe l'échelle d'analyse, rapporte des modèles très significatifs, mais toutes ne permettent pas de simuler correctement la valeur spectrale de l'autre capteur. En effet, si l'on observe le R² de ces modèles, on remarque qu'il est inégal d'une échelle d'analyse à une autre et qu'il suivrait la logique suivante : plus l'échelle d'analyse est grande, plus le R² de la régression le sera aussi, et ce pour, quel que soit la longueur d'onde analyser. Le fait que l'échelle d'analyse la plus haute soit la celle avec le plus grand R² peut s'expliquer par la le fait que la moyenne de réflectance appliquée dans une unité d'analyse se base sur un échantillon plus large que les autres échelles d'analyse. Les valeurs de réflectances pouvant être considérées comme des résidus ou des extrêmes sont alors ignorés par le reste de l'échantillon, augmentant ainsi la probabilité d'obtenir une moyenne de réflectance proche de celle de l'autre capteur. On peut cependant remarquer que même avec des R² un peu moins élevés, les autres échelles d'analyse comme celle du pixel PlanetScope (noté Pi) continuent d'avoir un coefficient de détermination suffisamment élevé pour être appliqué dans plusieurs régressions. On retrouve une différence d'environ 0.05 ou 0.1 entre l'échelle de 4.9m et celle du pixel, tout en conservant une meilleure résolution spectrale, car préservant la diversité spectrale de l'entité. Ainsi l'échelle d'analyse pixel PlanetScope semble être l'échelle la plus adaptée pour simuler des valeurs de réflectances d'un autre capteur. Car l'échelle pixel donne des régressions linéaires significatives avec un R² élevé, tout en restant plus pratique pour la mise en place de l'analyse, car reprenant la même emprise que les pixels PlanetScope.

Concernant les couples de capteurs, on remarque que les régressions fonctionnent le mieux lorsque l'on essaye de prédire les valeurs de NDVI pour le couple Ebee/Planet, de GCC pour Phantom/Planet, ainsi que les valeurs de NDVI en partant des valeurs de GCC pour le couple Ebee/Phantom. Toutes ces régressions possèdent un R² situé entre 0.5 et 0.6, ce qui reste important dans le cadre d'une prédiction spectrale. La régression sur le GCC pour le couple Phantom/Planet est justement la seule régression réellement utilisable, car les autres sur les bandes bleu, vert et rouge sont certes significatives, mais possèdent un R² très faible. Cela prouve que la valeur de réflectance de l'un des capteurs ne permet pas de simuler de façon correcte la valeur de réflectance de l'autre capteur, or cela est justement l'intérêt afin de vérifier s'il possible à partir d'une donnée de simuler la résolution spectrale d'un autre capteur. Les régressions entre Phantom et Ebee possèdent elles aussi un R² trop faible pour être utilisées, démontrant qu'il ne s'agit pas d'un écart de résolution spatial entre le Phantom et la donnée

Planet. Seul le couple Ebee/Planet affiche des régressions convaincantes permettant potentiellement de simuler les valeurs de réflectances, avec de meilleurs résultats sur les bandes rouges.

La même méthodologie est appliquée avec les valeurs enregistrées via le spectroradiomètre et les images Ebee et Phantom (Figure 36 et Annexe 17). Car à l'inverse des images PlanetScope et sa résolution spatiale à 3x3m, les drones et leurs précisions décimétriques permettent d'enregistrer une réflectance avec une emprise similaire que le spectroradiomètre. Ainsi il a été vérifié s'il était possible de simuler cette fois-ci la précision spectrale du spectroradiomètre via des images aériennes, avec une échelle d'analyse fixé à 50cm aux coordonnées de chaque mesure, car mieux adapté à pour simuler l'emprise spatiale de l'appareil.

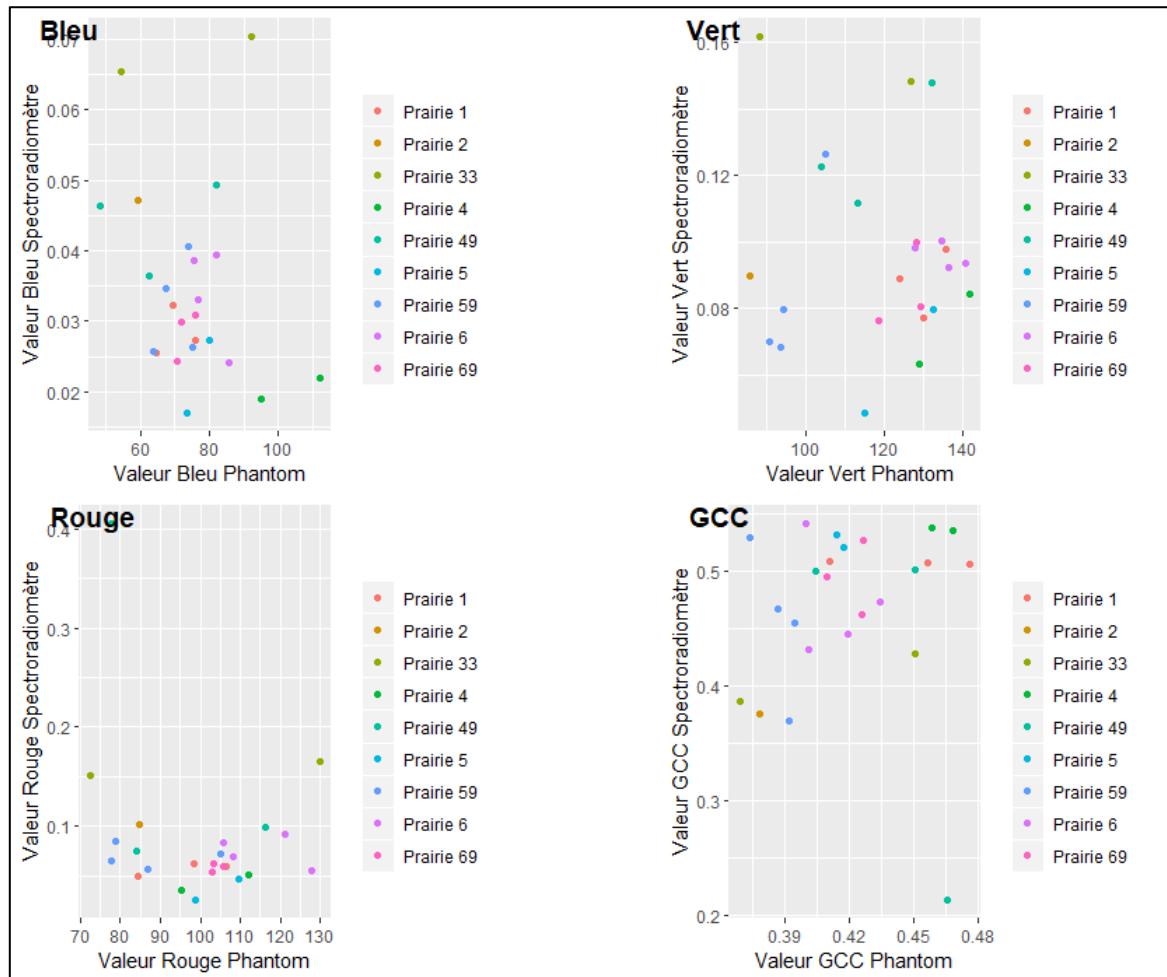


Figure 11 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Phantom et Spectroradiomètre

Lorsque l'on met en graphiques les résultats (tableau 5), on se rend très vite compte que les valeurs des deux capteurs diffèrent très fortement l'une de l'autre, un des exemples les plus frappants étant la bande rouge entre le spectro et le Phantom, où le drone enregistre dans l'ensemble une réflectance bien plus élevée. Cette différence s'observe pour les deux drones, et lorsque l'on applique les régressions linaires, on obtient que des modèles n'étant pas significatif, avec une p-value oscillant entre 0.3 et 0.7, et avec un coefficient de détermination à chaque fois très faible. Seule la régression permettant de simuler la bande verte du spectroradiomètre à partir des valeurs du Ebee obtient une p-value à 0.03, permettant d'être légèrement significatif. La tentative de simuler les valeurs GCC du spectro à partir du NDVI du Ebee obtient également une régression significative avec une p-value à 0.0012 et un R^2 à 0.83, laissant supposer qu'il s'agit une des seules régressions potentiellement applicables.

	Bleu	Vert	Rouge	PIR	NDVI/GCC
Spectro/Ebee		PV : * / R ² : 0.32	PV : / R ² : 0.09	PV : . / R ² : 0.21	PV : / R ² : 0.15
Spectro/Phantom	PV : / R ² : 0.06	PV : / 0.09	PV : / R ² : 0.06		PV : / 0.005

Tableau 5 : Caractéristiques des régressions linéaires entre le Spectroradiomètre et les deux drones Ebee et Phantom

Cet échec à reproduire les valeurs du spectroradiomètre avec des valeurs d'images drones peut s'expliquer par de nombreux facteurs : tout d'abord l'échantillon disponible pour ces régressions, effectivement à l'inverse des régressions effectuées entre drone et satellite, l'échantillon disponible ici ne se base que sur le nombre de mesures effectuées avec l'appareil, situé dans des prairies survolé par les drones. Ainsi dans le cas des régressions Spectro/Ebee l'échantillon en entré n'est que de 14 mesures, contre 23 pour le Phantom, ce qui reste très faible pour établir une corrélation statistique. Ensuite les différences de résolution spectrale entre le spectroradiomètre et les drones, comme observés dans la méthodologie, les capteurs du spectro et du drone sont très différent l'un de l'autre. À titre d'exemple, le spectroradiomètre va enregistrer sur de plus larges longueurs d'onde les bandes bleu, rouge, infrarouge, et tout particulièrement la bande verte, à l'inverse du DJI Phantom 4 qui possède une emprise spectrale beaucoup plus petite que les autres capteurs. Cela peut ainsi expliquer pourquoi le Phantom a du mal à se caler sur les valeurs spectrales des autres capteurs, avec des régressions linéaires moins efficaces. Car sa fenêtre d'acquisition spectrale est beaucoup moins large que les autres capteurs, là où celle du Ebee colle relativement bien avec celle des satellites PlanetScope, résultant sur des régressions plus précises. Enfin concernant le spectroradiomètre, l'application sur le terrain rend les résultats objectifs que celle des drones ou satellite, car l'appareil reste très sensible aux conditions d'acquisitions, et qu'il suffit qu'un nuage passe légèrement au-dessus du soleil pour que les valeurs soient largement modifiées.

7.5 Estimation de la richesse spécifique à partir d'une information spectrale

Le dernier objectif de cette étude étant de vérifier s'il est possible via l'imagerie satellitaire ou aérienne d'estimer la richesse spécifique d'un espace herbacé urbain et si possible de la spatialiser au sein de ces EVU. C'est donc ce qui a été tenté ici, en utilisant des algorithmes de random forest sous Rstudio, après avoir vérifié que les échantillons ne suivaient pas une loi normale avec le test de Shapiro-Wilk. La valeur à expliqué étant alors la richesse spécifique d'un quadrat, et les valeurs explicatives les valeurs de NDVI ou GCC à chaque date disponible selon les capteurs.

7.5.1 Modèle Random Forest : PlanetScope

Le premier modèle expérimenté a été celui avec les données PlanetScope, avec 14 dates représentant les valeurs moyennes de NDVI en entrées entre le 6 mars et le 22 juillet, pour un total de 9 prairies analysées composées à chaque fois de 15 quadrats avec leurs richesses spécifique et informations spectrales enregistrées.

Les sets servant à entraîner le modèle correspondent à un échantillon aléatoire de 70% des données disponibles (soit un échantillon de 95 entrées), des sets de 60% des données ont également été créés (81 entrées) pour la prédiction à effectuer, afin de tester la qualité du modèle. Les valeurs de NDVI pour chaque entité de 1m² correspondent à la moyenne de NDVI PlanetScope présent dans leurs surfaces, en réalité cette moyenne est égale à la valeur de NDVI du pixel planet sur laquelle l'entité se situe, car les pixels planet étant de 9m².

En sortie de modèle, l'algorithme donne un MSE égal à 6.15, soit un RMSE de 2,47, ainsi qu'une variance expliquée à 93.28%, ce qui correspond à un modèle bien calibré pour prédire les richesses spécifiques. Ce modèle utilisant les images PlanetScope arrive ainsi à largement expliqué la richesse spécifique présents dans les quadrats, avec une différence moyenne de plus ou moins 2.47 avec la valeur réelle, ce qui reste très faible puisque la richesse spécifique médiane de l'échantillon est égale à 18.

Lorsque l'on met en graphique la richesse spécifique prédictive et observée (figure 37), on constate effectivement que le modèle parvient correctement à estimer la RS de chaque quadrat, comme le démontre les RMSE relativement bas de chaque entité, signe d'une faible distance entre prédit et observé. Les plus grands écarts semblent être une différence d'environ 6 entre prédictions et observé, la plupart du temps correspondant à une surévaluation de la richesse spécifique.

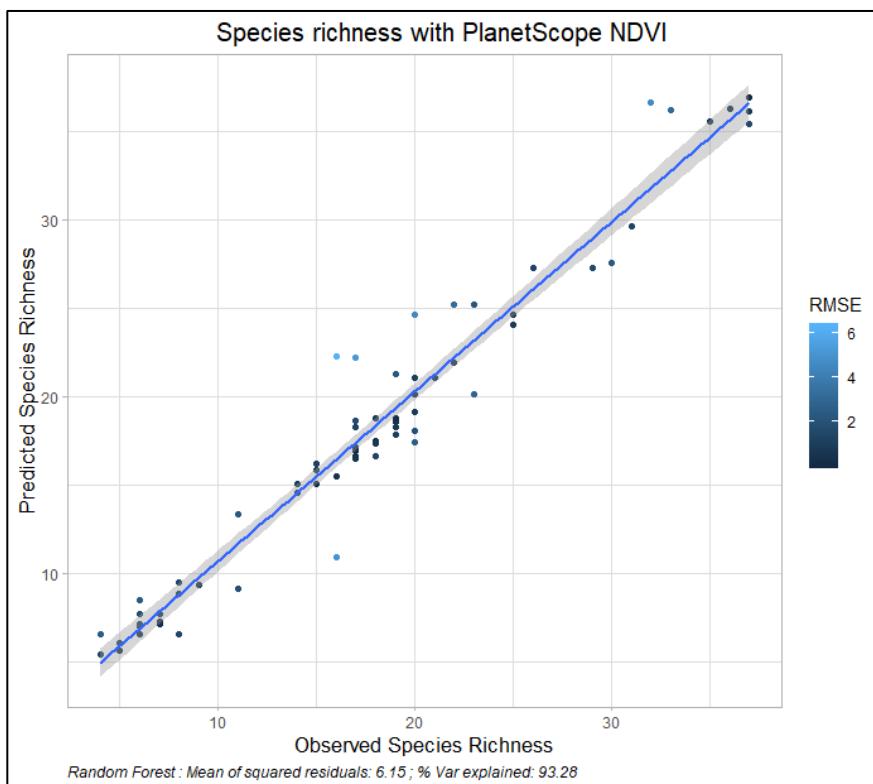


Figure 12 : Comparaison entre la richesse spécifique observée et prédictive via le modèle random forest avec les données PlanetScop et leurs RMSE

Lorsque l'on observe l'influence des différentes variables sur le modèle (figure 38), on observe que même si toutes les variables explicatives représentent des valeurs de NDVI à une date donnée, toutes les dates ne possèdent la même influence sur la richesse spécifique simulée. Par exemple, le NDVI du 19 juin correspond à la variable ayant le plus d'influence sur le résultat, suivi du 22 juillet, 2 juin et 21 avril, alors que la richesse spécifique observée provient de la dernière mesure disponible datant du 11 juillet. On comprend ainsi que toutes les variables bien que proche d'un point de vue temporel comme le 18 ou 3 juillet ne permettent pas d'expliquer nécessairement de façon précise la richesse spécifique. À l'inverse on constate tout de même que les dates les plus éloignées de la mesure de RS représentent les images ayant le moins d'influence sur le modèle. Avec par exemple le 6, 7 et 30 mars et le 2 avril, qui sont les quatre premières dates du suivi de végétation, qui correspondent aux quatre dates ayant le moins d'importance. Il se peut cependant que ces dates aient moins d'influence non pas, car éloigné temporellement, mais davantage parce qu'ils correspondent au début de la période de croissance de

la végétation herbacée, rapportant ainsi des valeurs de NDVI faible, et ce, quel que soit sa composition et sa RS.

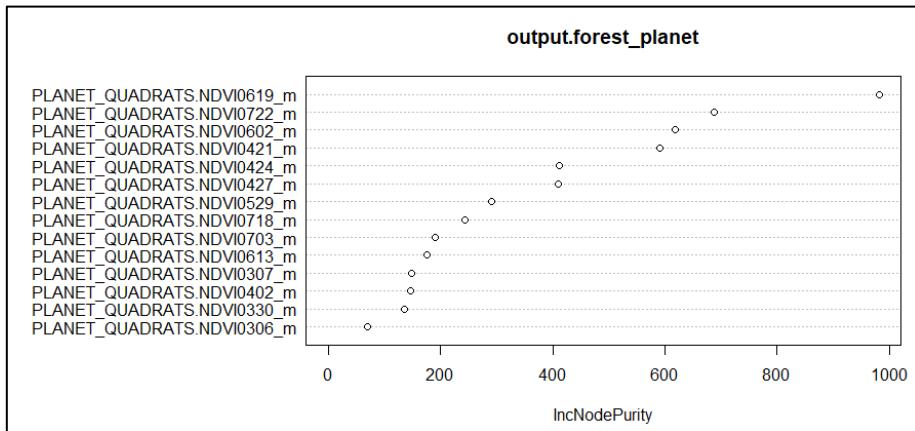


Figure 13 : Influence de différentes dates de NDVI PlanetScope sur le modèle

On applique ensuite le modèle sur plusieurs EVU (figure 39) qui ont été redécoupées en un quadrillage de carré de 1m² qui contient à chaque fois les informations spectrales nécessaires à la prédiction de la richesse spécifique du carré via le modèle créé. On remarque avant toute chose que le résultat semble "cohérent", c'est-à-dire qu'on retrouve des zones au sein de la prairie avec la même RS. Et que cette richesse spécifique semble croître ou décroître de façon linéaire, en passant d'une classe de RS supérieure ou inférieure à la précédente, et non pas en sautant plusieurs classes à chaque fois. Il faut également comprendre que cet aspect "simplifié" résultant en de grandes fractions de EVU avec la même classe provient de la résolution spatiale des données PlanetScope de 9m². Effectivement avec une telle résolution, le modèle attribut pour chaque pixel planet 9 fois la même richesse spécifique, créant ainsi de grandes surfaces de la même classe, réduisant également la chance d'observer des variations de RS au sein de ces groupements. Cependant le modèle retrouve pour la très grande majorité la même richesse spécifique observée dans les quadrats lors des analyses sur le terrain.

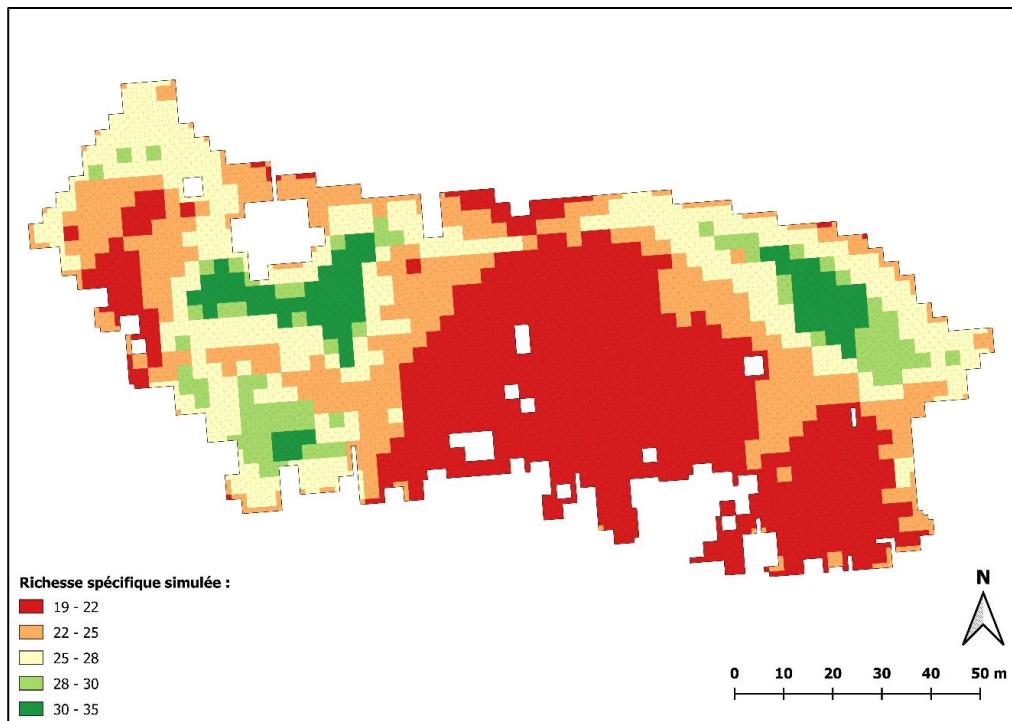


Figure 14 : Application du modèle de prédiction avec les données PlanetScope sur la prairie 5

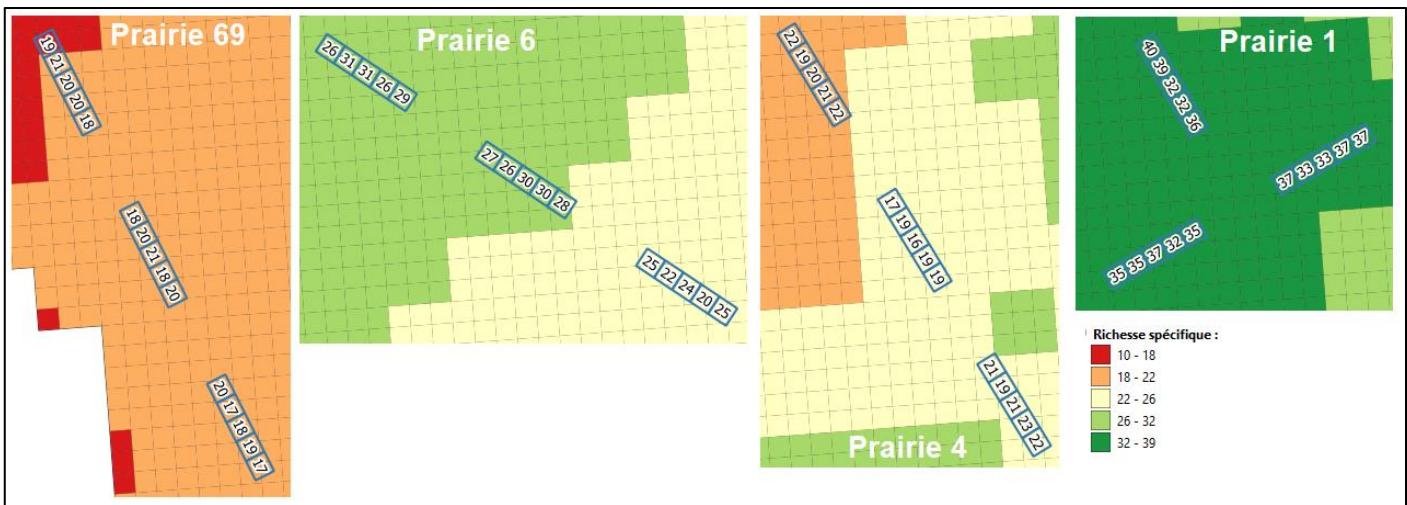


Figure 40 : Comparaison de la richesse spécifique observée dans les quadrats (valeurs situées dans les carrés bleus) et les valeurs prédictes par le modèle

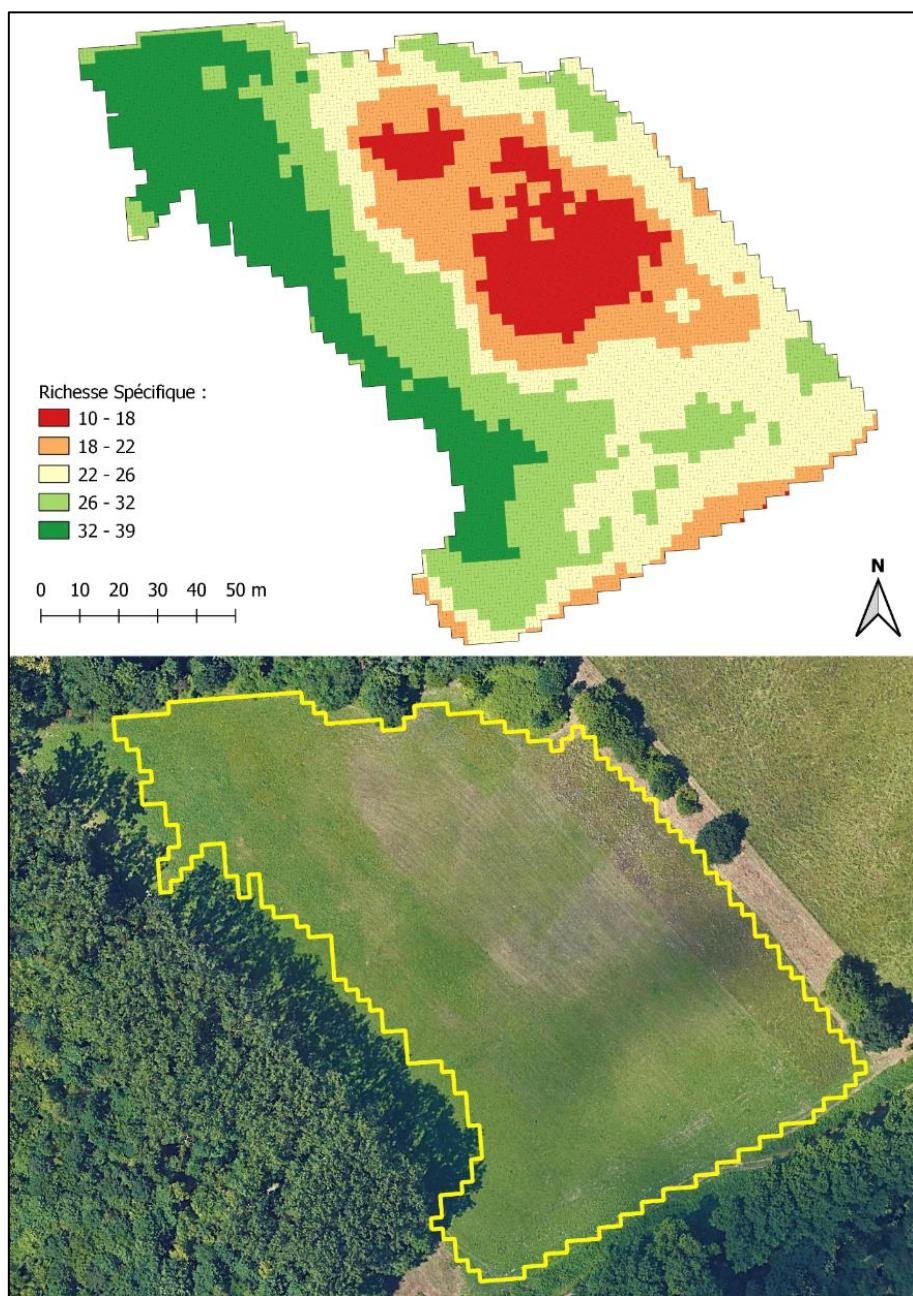


Figure 41 : Comparaison des RS prédictes avec une otrhophoto de la prairie 1, on remarque que la RS semble suivre correctement le changement de végétation dans la prairie

Le Random Forest rapporte des valeurs de RS proche de celles qui ont été observées dans les quadrats (figure 40), ce qui semble normal, car elles ont servi comme données utilisées pour construire le modèle, mais même appliquées à des EVU entières, les valeurs ne sont pas extrêmes et reste toujours réalistes. S'il est difficile d'affirmer que la RS simulée est bien celle qu'on pourrait observer sur le terrain autour du 10 juillet, les résultats obtenus restent cohérents avec les différentes communautés de végétations de la prairie. L'EVU 1 constitue un bon exemple (figure 41), car le changement de végétation au sein de la prairie est tout particulièrement visible sur une orthophoto, on remarque un changement de RS sur la partie nord-est de la EVU, qui correspond effectivement sur le terrain à un changement d'espèces herbacées. S'il est difficile sans analyse terrain de confirmer ces estimations, il n'empêche que les RS estimé s'alignent particulièrement bien avec les communautés végétales visibles depuis le ciel. On remarque également avec la prairie 6 et 69 (figure 42) que le modèle RF applique effectivement une richesse spécifique plus faible dans les zones proches du château de Pourtalès, section du parc qui est particulièrement fréquenté par les promeneurs et géré par les acteurs et gestionnaires du parc. Cette faible estimée RS dans les endroits fréquentés semble cohérente avec que Selmi a déjà été démontré en 2016, où la richesse et diversité spécifique serait moins importante à proximité des bords de chemins.

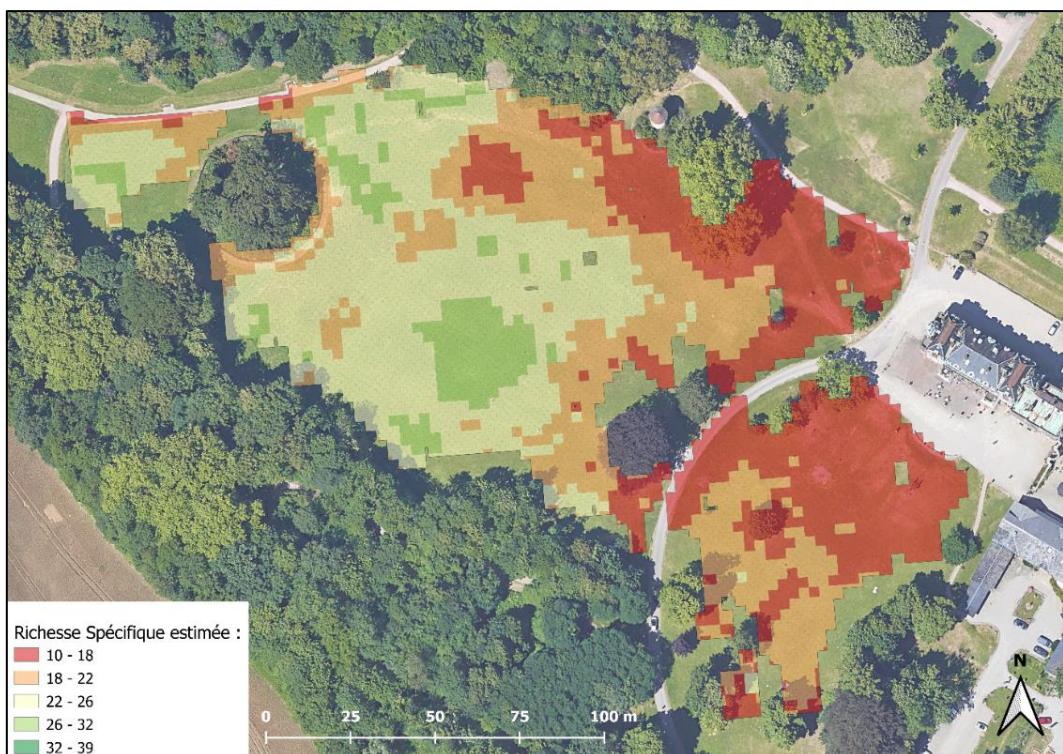


Figure 15 : Applications du modèle sur les prairies 6 et 69

7.5.2 Modèle Random Forest : eBee

La même méthodologie est ensuite appliquée avec les images Ebee, comportant au total 5 images de NDVI, du 20 avril au 7 juillet, pour 4 EVU analysés pour leurs RS : EVU 1, 4, 6 et 69. Pour chaque quadrat appartenant à ces prairies, a été calculé en plus du NDVI moyen, la valeur de NDVI maximale située dans le quadrat, ainsi que l'écart-type du NDVI donnant une indication sur la diversité spectrale du quadrat. L'objectif étant de vérifier si une plus haute résolution spatiale permet d'obtenir de meilleures prédictions. Une fois les modèles entraînés (tableau 6), on remarque que le MSE et le pourcentage de variance expliqués apportent de moins bons résultats que le modèle PlanetScope, et

ce quel que soit, le la donnée statistique utilisée. On retrouve un RMSE situé entre 4.62 pour la moyenne de NDVI et 6.06 pour l'écart-type, soit le double voir presque le triple du décalage de richesse spécifique simulé par le modèle de PlanetScope. Même chose pour le pourcentage de variance, qui est considérablement moins bien expliqué à partir des variables de diversité de NDVI, comparé à la moyenne de NDVI qui explique la variance 3 fois plus que l'écart-type. Cela réfute une des hypothèses établit que la RS peut s'expliquer plus facile à travers sa diversité spectrale, il semblerait que la valeur moyenne de l'indice produit de meilleurs résultats que sa valeur maximale ou sa diversité de valeur au sein du quadrat.

	Mean of Square Residuals	RMSE	Pourcentage de variance
Ebee - Max NDVI	25.43	5.04	43.63
Ebee – Moyenne NDVI	21.35	4.62	57.81
Ebee – Écart-type NDVI	36.76	6.06	19.02

Tableau 6 : Caractéristiques des trois modèles de prédictions à partir des données SenseFly Ebee

De plus lorsque l'on observe l'influence des différentes variables sur les 3 modèles (figure 43), on remarque les dates les plus proches de l'analyse de richesses spécifiques (11 juillet) ne sont pas les plus influentes du modèle. Il s'agirait plutôt des dates situées en début de période de croissance, à l'inverse de ce que l'on observait avec PlanetScope. Cela peut potentiellement être expliqué par une résolution spatiale plus fine capable de discerner davantage la RS en début de croissance, comme c'était le cas pour Rapinel en 2019. Effectivement Rapinel explique dans son article qu'une acquisition d'images au début du printemps (avril), à proximité du pic de biomasse et de la floraison des plantes, semble aider à discriminer les communautés végétales. L'influence réelle de ces variables reste cependant incertaine étant donnée du faible échantillon de dates disponibles.

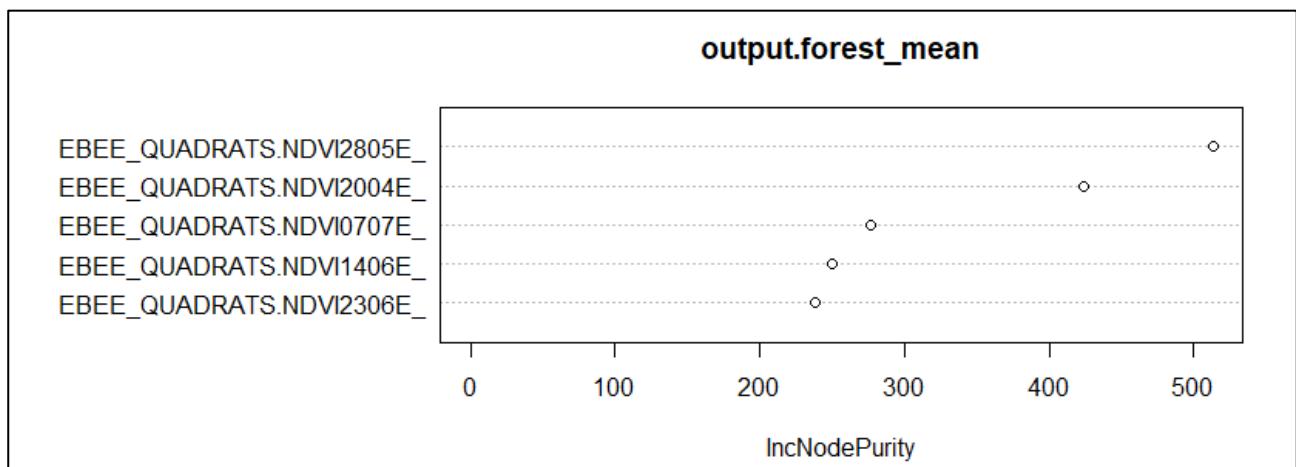


Figure 16 : Influence des dates de NDVI sur le modèle construit autour des moyennes de NDVI

Lorsque l'on applique ces modèles sur une prairie (Figure 44) , ici la prairie 5 située dans le parc de Pountalès, et déjà utilisée pour le modèle PlanetScope, on remarque à première vue des résultats très différents de ce que l'on a obtenu précédemment. Si le résultat semble plus désordonné, c'est parce que cette fois-ci chaque carré de 1m² possède entre 8 et 9 pixels de SenseFly Ebee, apportant des valeurs de NDVI très diversifiées, et donc une richesse spécifique pouvant varier d'un carré à un autre. Pourtant de nombreuses similarités peuvent être observées avec le modèle PlanetScope, les trois modèles détectent sur la partie nord-est une richesse spécifique plus importante, ainsi que sur Centre-Sud et Sud-est de la prairie, où les modèles détectent une RS moins élevée. Cependant on constate que les modèles, bien que partant des mêmes données, n'attribuent pas les mêmes RS pour un même carré d'un modèle à l'autre.

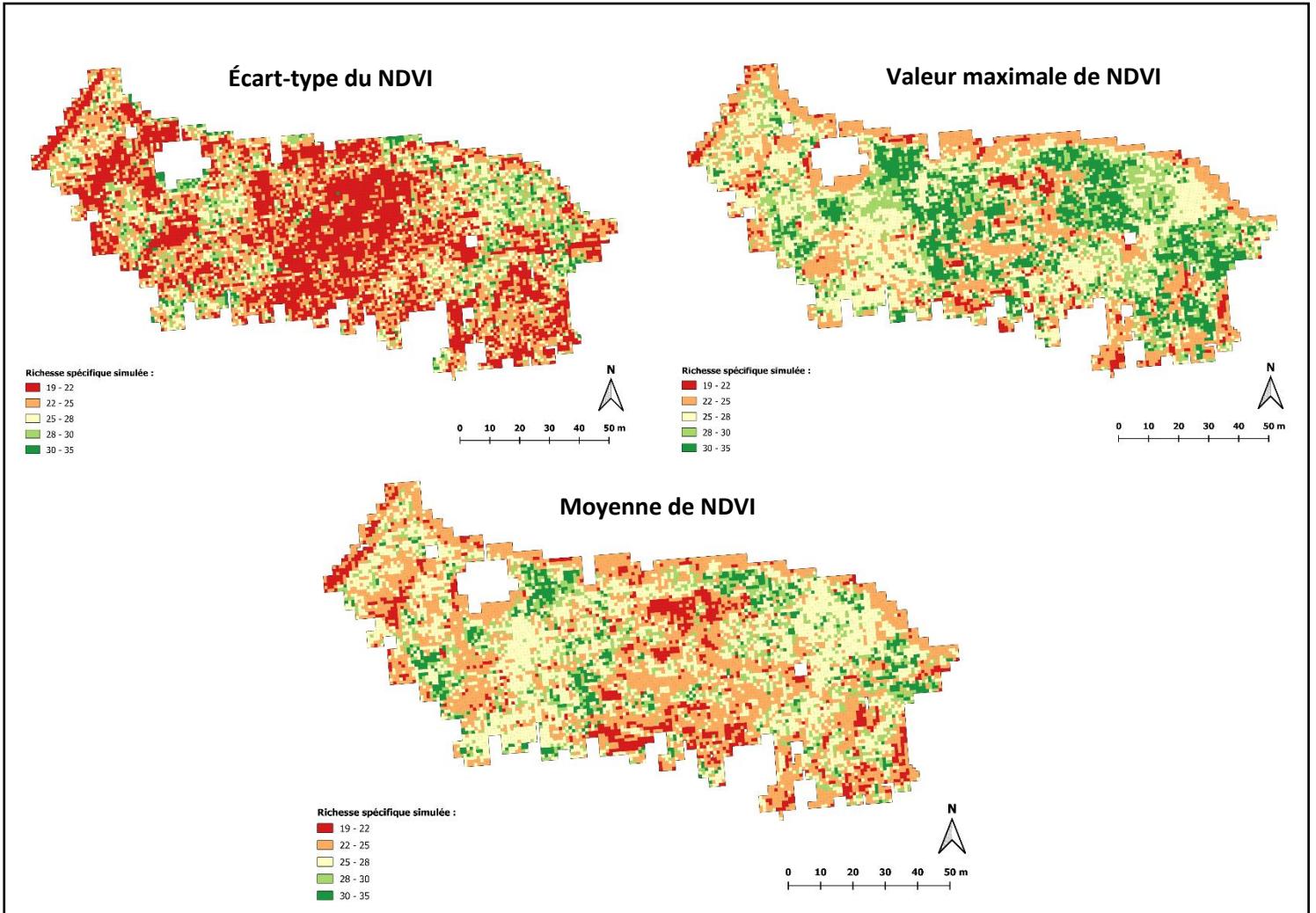


Figure 17 : Application des modèles de prédictions de RS à partir des données Ebee sur la prairie 5

Lorsque l'on observe l'histogramme de la richesse spécifique prédictive pour chaque modèle (figure 45), on remarque que tous favorisent et défavorisent l'attribution d'une classe de RS. Le modèle basé sur le NDVI maximal attribue sans réelle surprise un plus grand nombre de carrés avec une RS supérieure à 30, tout en limitant ceux avec un RS inférieur à 20. Cela peut se comprendre, car il suffit qu'un carré possède un pixel de NDVI relativement élevé pour qu'il y ait de fortes chances qu'une RS importante lui soit attribuée. À l'inverse le modèle basé sur l'écart-type de NDVI au sein du carré semble suivre une courbe décroissante en fournissant davantage de faible richesse spécifique située entre 19 et 22 que de RS importante entre 30 et 35. Le modèle se basant sur la moyenne de NDVI semble former un entre-deux, en suivant une courbe proche d'une fonction gaussienne, en attribuant en majorité une

RS située entre 24 et 28. Cela s'explique par la nature statistique de la moyenne qui va venir limiter les valeurs extrêmes pour venir les recentrer, là où l'écart-type du NDVI sera beaucoup plus sensible à ces différences de valeurs. On remarque justement en comparant ces histogrammes à celui du modèle PlanetScope, que le modèle se basant sur l'écart-type, bien qu'avec un MSE et variance de moins bonne qualité, semble retracer le plus juste possible la courbe du planetscope. Même si la courbe de la moyenne du NDVI est le seul modèle à détecter un pic de RS avec une valeur de 20, comme le Planetscope, signe que le modèle du NDVI moyen retrace potentiellement de manière plus exacte la RS de la prairie à une résolution plus basse avec des variations plus locales.

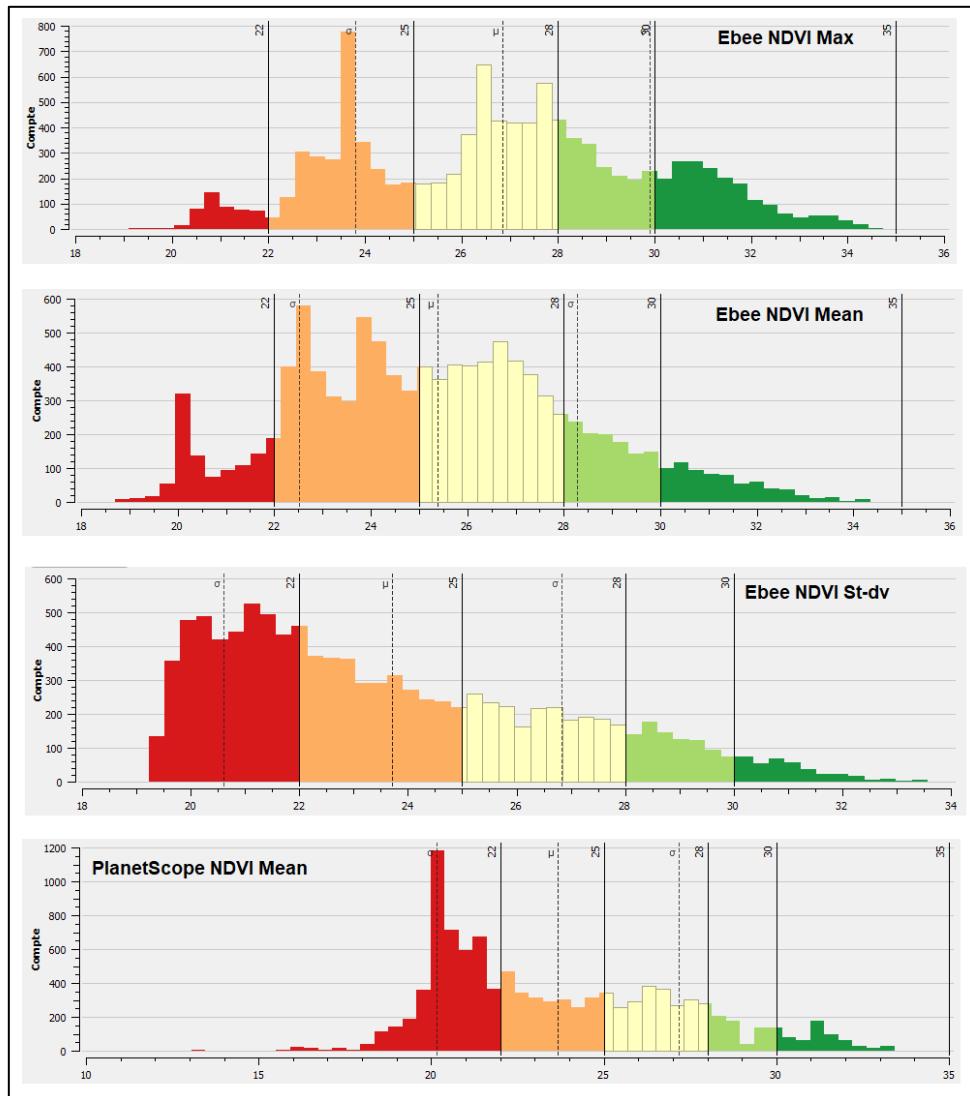


Figure 18 : Histogramme des estimations de RS de la prairie 5 à partir des modèles Ebee et PlanetScope

7.5.3 Modèle Random Forest : Phantom

Les mêmes modèles ont été ensuite construits à partir des données DJI Phantom 4, avec un total de 5 dates, du 21 avril au 7 juillet, pour un total de 4 prairies, les mêmes que celles utilisées pour le drone Ebee. Le Phantom ne possédant pas de bande infrarouge proche, la prédiction de la richesse spécifique a été tentée à partir de l'indice de GCC.

	Mean of Square Residuals	RMSE	Pourcentage de variance
Phantom – Écart-type GCC	23.32	4.82	45.95
Phantom – moyenne GCC	10.42	3.22	76.26

Tableau 7 : Caractéristiques des modèles de prédictions de RS à partir de l'indice GCC du drone DJI Phantom 4

Lorsque l'on observe les caractéristiques des modèles du Phantom (tableau 7), on remarque que le MSE et la variance expliquée sont tous deux de meilleure qualité que leur équivalent avec les capteurs Ebee, et ce que ce soit pour la moyenne de GCC ou son écart-type. Effectivement, l'écart-type de GCC fournit un RMSE inférieur de 1.24 comparé à celui du Ebee, et la moyenne de GCC un RMSE inférieur de 1.4 au modèle du Ebee, avec le deuxième plus faible RMSE après celui du modèle PlanetScope. À première vue, les deux modèles du drone Phantom semblent être plus efficaces que celui du Ebee, et ce avec le même nombre d'images et de prairies utilisées pour créer le modèle, il se peut ainsi que soit la plus fine résolution spatiale ou l'indice de GCC procurent un avantage sur la régression de RS.

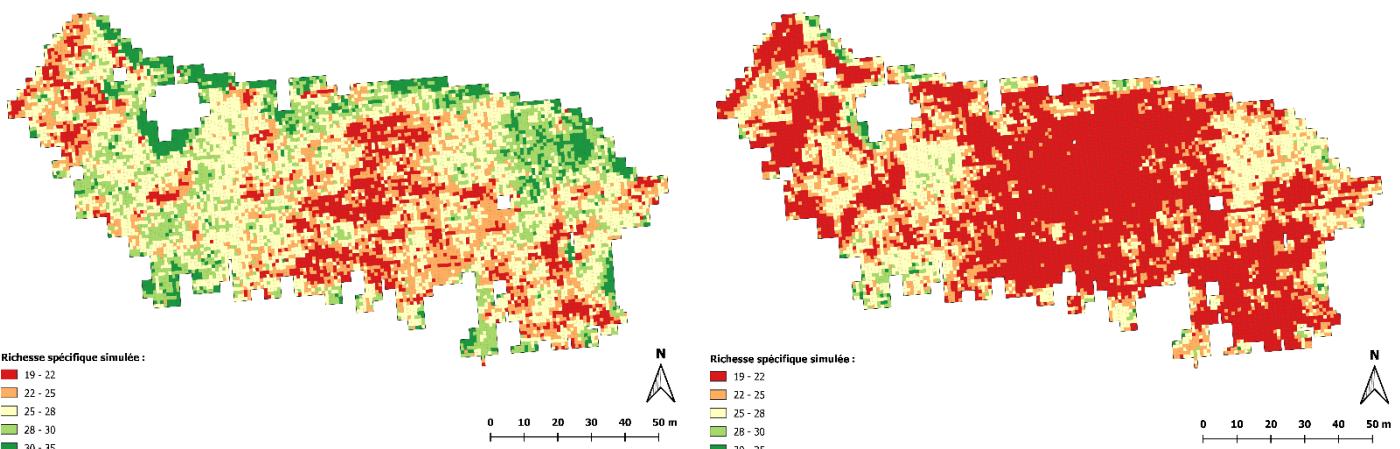


Figure 19 : Applications des modèles avec les données Phantom sur la prairie 5

Seulement, une fois que l'on applique ces modèles à la prairie 5 (figure 46) comme pour les autres modèles, on se rend compte que le modèle du GCC moyen, qui semblait pourtant relativement efficace, apporte une distribution de la richesse spécifique très différente de ce que l'on a observé jusqu'à présent. Le modèle GCC moyen apporte une distribution beaucoup plus pessimiste sur la distribution de RS, avec près de 52.1% de la prairie 5 ayant une richesse spécifique inférieure ou égale à 22. Ce pourcentage est beaucoup plus faible dans les autres modèles : 14.4% pour le modèle écart-type du GCC avec le Phantom ; 9.9% pour le NDVI moyen du Ebee ; 38% pour l'écart-type du NDVI du Ebee ; et 42.2% pour le NDVI moyen du Planet. Le GCC moyen possède presque 13% de plus que le NDVI moyen du planetscope, ayant pourtant une résolution spatiale beaucoup plus haute, dégradant potentiellement l'information spectrale et donc sa richesse spécifique estimée. Ce même modèle a également beaucoup de mal à donner une richesse spécifique supérieur à 28, là où les autres modèles continuaient à attribuer ces valeurs dans certaines zones de la prairie. Même les modèles de l'écart-type du NDVI du Ebee et du NDVI moyen du PlanetScope, pourtant également pessimiste, distribuent plus facilement des RS supérieur ou égale à 30, respectivement 3.7% et 6%, contre 0.6% pour le GCC moyen.

Le modèle portant sur l'écart-type du GCC semble donné à l'inverse un résultat beaucoup plus positif, premièrement car on retrouve certaines zones avec des richesses spécifiques similaires à ce qui a été observé sur les autres modèles, et deuxièmement, car la répartitions des classes de RS reste diversifiée. Ce modèle apporte des RS importantes sur les limites nord de la prairie, dont il faut

potentiellement prendre avec des pincettes, car contrairement aux autres capteurs, les orthophotos du drone Phantom suivent un plan de vol précis de la prairie, n'englobant pas l'environnement autour de la prairie. De ce fait, il se peut qu'un effet de bord puisse affecter les résultats, il se peut également que ce soit normal, puisque l'écart-type du NDVI Ebee redessine en partie cette ligne, bien que de manières moins généreuses, alors que les autres résultats tendent vers une RS plus faible. Enfin, on remarque que bien que venant du même capteur, les résultats obtenus dans le cas du drone Phantom sont très différents l'un de l'autre, montrant potentiellement les limites de l'utilisation de la moyenne dans le cadre d'une résolution spatiale extrêmement haute. Effectivement, on retrouve dans chaque carré de 1m² plusieurs centaines de pixels Phantom en, contre environ 90/70 pixels pour le drone Ebee, de ce fait la moyenne effectuée par le GCC intègre beaucoup plus d'entités, écrasant fortement les valeurs anormales, pourtant plus susceptibles d'apparaître à cette résolution. C'est pourquoi d'ailleurs l'écart-type semble marcher beaucoup mieux, car il est justement plus sensible à la composition de l'échantillon et à ses variations de GCC, permettant d'identifier un potentiel profil d'écart-type pour une certaine RS.

7.5.4 Amélioration des modèles

Après visualisation des résultats via le capteur Ebee, une hypothèse a été émise concernant la trop grande résolution spatiale du capteur et donc d'une potentielle perte de qualité une fois les valeurs spectrales utilisées pour construire un modèle via Random Forest. Afin d'améliorer les modèles du NDVI moyen et de son écart-type, le NDVI max ayant été mis de côté, car trop biaisé, il a été tenté de reproduire la même méthodologie en remontant la résolution des images NDVI du Ebee à 1m et 50cm de résolutions. L'objectif est de vérifier si une résolution spatiale moins précise, comme celle des données PlanetScope, permet de recentrer les valeurs de NDVI et de filtrer de potentiels résidus pour une régression plus précise sur le random forest.

Une fois les résolutions des données Ebee réaugmentées, on recalcule les informations spectrales au sein des quadrats disponibles, puis reconstruit les modèles à partir d'un random forest, en gardant les mêmes paramètres qu'auparavant. On observe alors à travers ces nouveaux modèles que la qualité de la régression n'a pas augmenté (tableau 8). À l'inverse, celle-ci aurait légèrement perdu en qualité, avec une légère augmentation de 0.3 du RMSE, sauf pour l'écart-type du NDVI avec un Ebee à 1m de résolution avec une légère augmentation de la variance expliquée (~5%).

	Mean of Square Residuals	RMSE	Pourcentage de variance
Ebee 1m – Moyenne NDVI	24.18	4.91	49.24
Ebee 50cm – Moyenne NDVI	24.99	4.99	53.8
Ebee 1m – Écart-type NDVI	36.21	6.01	24.43
Ebee 50cm – Écart-type NDVI	40.05	6.32	15.92

Tableau 8 : Caractéristiques des modèles de prédictions avec des données Ebee rééchelonnées à 50cm et

Si la résolution spatiale ne permet pas nécessairement d'expliquer tout de suite la qualité du modèle PlanetScope, il se peut que ce soit la résolution temporelle et son emprise spatiale qui lui confèrent un avantage sur les autres capteurs. Effectivement, comme expliqué auparavant, les données PlanetScope comportent au total 135 quadrats permettant de construire du modèle, avec au total 14 dates de NDVI, contre 60 quadrats et 5 dates pour le drone Ebee. Il se peut que ce soit cette résolution temporelle plus élevée permettant d'avoir un état des lieux de la végétation plus régulièrement, ainsi que l'emprise des images satellites permettant d'analyser davantage d'EVU, qui permettent simplement de perfectionner de manière significative le modèle PlanetScope.

Une manière de le vérifier est donc de reconstruire le modèle PlanetScope, toujours en s'appuyant sur le NDVI moyen présent dans le carré de $1m^2$, en impliquant uniquement cette fois-ci, les mêmes quadrats et les mêmes images aux dates les plus proches possibles de celles utilisées pour le modèle Ebee. Lorsque l'on fait cela, on se rend compte que le modèle continue à être plus performant que celui du Ebee, avec un MSE à 7.89, soit un RMSE moyen à 2.8, et une variance expliquée à 84.9. On remarque que le modèle perd cependant en qualité comparée à sa version originale comprenant l'ensemble des données disponibles, avec un RMSE plus important de 0.4. Cette légère différence de RMSE peut paraître faible à première vue, cependant il s'agit ici d'un RMSE moyen pour l'ensemble du modèle, il se peut qu'à l'échelle des entités cette erreur soit plus grande (ou plus faible). Sachant que la richesse spécifique des EVU semble comprise principalement autour de 19 et 35, une différence de 2.8 peut commencer à influencer l'interprétation et la visualisation de ces prairies.

Lorsque l'on applique ce nouveau modèle PlanetScope à la même prairie avec les mêmes données spectrales que précédemment (figure 47), on obtient le résultat suivant :

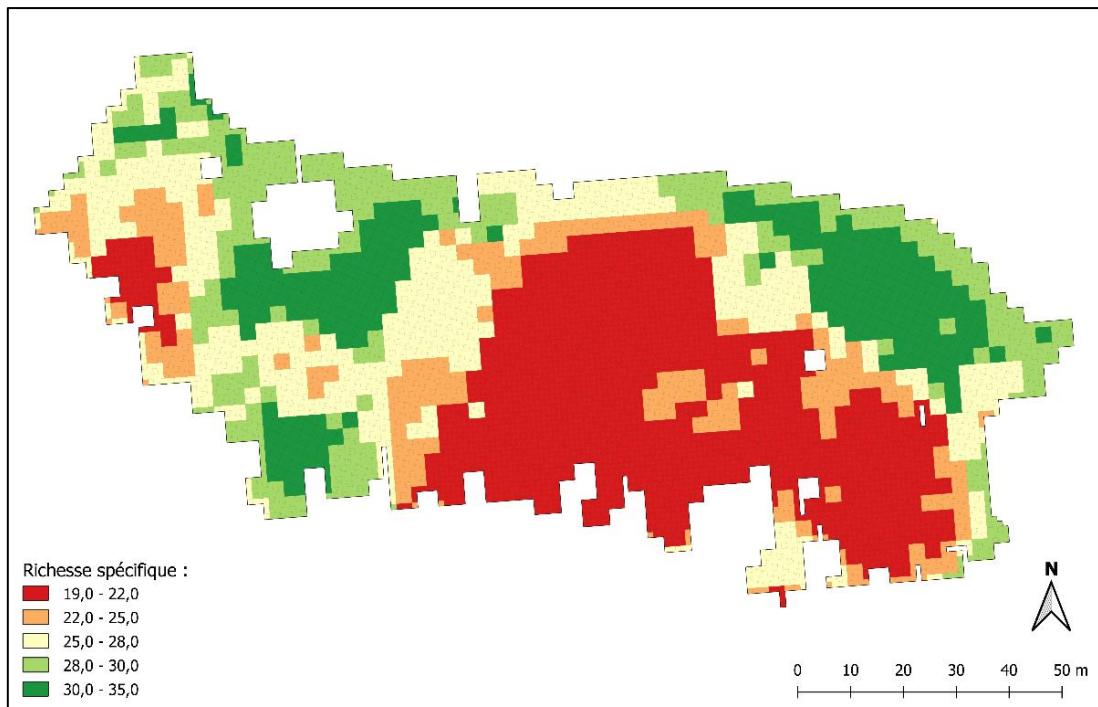


Figure 20 : Application du modèle PlanetScope avec le même train set

On remarque alors des changements comparés à la précédente application, avec une augmentation des RS comprise entre 30 et 35 aux mêmes endroits où ils avaient été identifiés auparavant, et une réévaluation des précédentes classes de RS entre 22 et 25 vers des classes supérieures. On remarque que cette nouvelle version, qui résulte pour rappel d'une rétrogradation du modèle PlanetScope, ressemble davantage au résultat obtenu avec le modèle d'écart-type du GCC avec le drone Phantom. On remarque effectivement à nouveau cette ligne de RS comprise entre 28 et 30 sur la limite nord, et une classe de RS entre 19 et 22, retracant de façon similaire ce groupe au Centre-Sud de la prairie. Avec ces ressemblances basées sur un modèle censé être moins performant, on peut se questionner sur lequel des deux drones, donne une reconstitution plus juste en termes de richesse spécifique.

Une dernière façon d'essayer d'améliorer le modèle de prédiction de la richesse spécifique à partir des informations spectrales du drone Ebee est simple d'intégrer dans le modèle l'ensemble des informations disponibles afin de voir si la réflectance spectrale apporte elle aussi du contenu. L'ensemble des informations spectrales correspond alors à la moyenne du NDVI et son écart-type, ainsi que l'ensemble des moyennes et écart-type des réflectances de vert, rouge, red-edge et infrarouge

proche enregistré par le capteur Ebee, et ce pour toutes les dates disponibles. Soit un total de 47 variables explicatives utilisées dans le modèle Random Forest, soit plus de 3 fois le nombre de variables utilisées pour le modèle PlanetScope. Une fois le modèle créé (figure 48), on obtient un MSE et une variance expliquée bien supérieure à ce qui avait été établit avec le Ebee jusqu'à présent, soit des scores respectifs de : 8.80 et 79.71%, pour un RMSE moyen égal à 2.96, donc toujours de supérieur que le modèle PlanetScope.

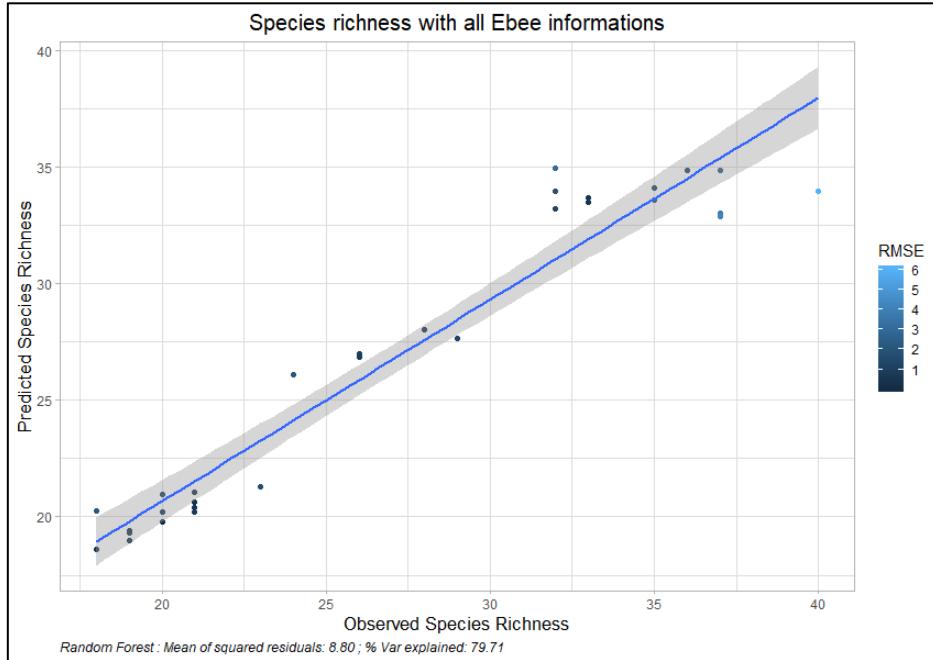


Figure 21 : Comparaison entre richesse spécifique observée et prédictive avec le modèle intégrant toutes les informations spectrales du Ebee

Seulement lorsque l'on observe l'influence des différentes variables (figure 49), on se rend compte que le modèle a très largement mis en avant les valeurs spectrales d'infrarouge proche, red-edge et de vert, toutes datant du 28 mai, les autres exerçant une influence 6 à 10 fois inférieurs que les variables citées précédemment. Ainsi l'on peut se questionner sur la pertinence du modèle et de ses valeurs prédictives, car il paraît difficilement imaginable que ces valeurs de RS ne se basent principalement sur des réflectances du mois de mai, soit un mois et demi avant le dernier comptage d'espèce sur le terrain.

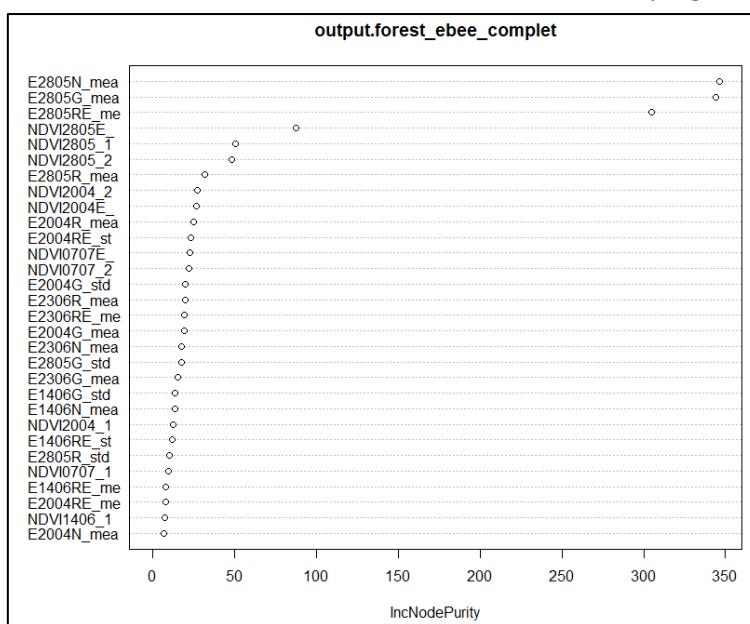


Figure 22 : Influence des différentes variables explicatives du modèle intégrant toutes les données Ebee

Une dernière tentative pour améliorer les modèles et les régressions a été tentée, le principe étant d'intégrer cette fois-ci dans un unique modèle plusieurs données de réflectances provenant à la fois de l'imagerie satellitaire avec PlanetScope, et l'imagerie aérienne avec l'Ebee et le Phantom. Trois modèles ont été créés, le premier consistant à expliquer la richesse spécifique des quadrats à partir de l'ensemble des informations spectrales disponibles. C'est-à-dire la valeur moyenne de NDVI pour les données PlanetScope, les valeurs moyennes, maximales et l'écart-type du NDVI pour l'Ebee, et les moyennes et écart-type du GCC pour le Phantom. Un deuxième modèle reprenant le même concept, mais à partir uniquement des données PlanetScope et Ebee. Et un troisième et dernier modèle en regroupant les données planet avec uniquement les valeurs d'écart-type du Ebee.

Pour les trois modèles les MSE ne dépassent pas 14 et possède une variance expliquée d'environ 84%. Une fois qu'on applique les modèles sur la prairie 5, on remarque que toutes les valeurs de richesse spécifique sont largement rehaussées comparé aux autres modèles utilisant un unique capteur, puisque toute la RS de la prairie est supérieure 22, avec une moyenne à 28.3 et un premiers quartiles à 27.7. En comparaison les moyennes des RS prédictes pour la prairie 5 sont à 23.6 pour le NDVI PlanetScope, 23.7 pour l'écart-type du NDVI et 25.9 pour l'écart-type du GCC. Les zones à fortes richesses spécifiques continuent toujours d'être représentées (figure 50 et annexe 19 & 20), même si les zones à moins forte RS ont disparu pour laisser place à des valeurs comprises entre 25 et 30. À l'exception du modèle Planet/Ebee Écart-type, où la grande majorité de la prairie possèderai une RS comprise entre 25 et 28, ce qui peut être expliqué par les valeurs très faibles d'écart-type comparé aux valeurs de NDVI moyen de PlanetScope, venant ainsi simplifier la régression en fonction de la construction du Random Forest.

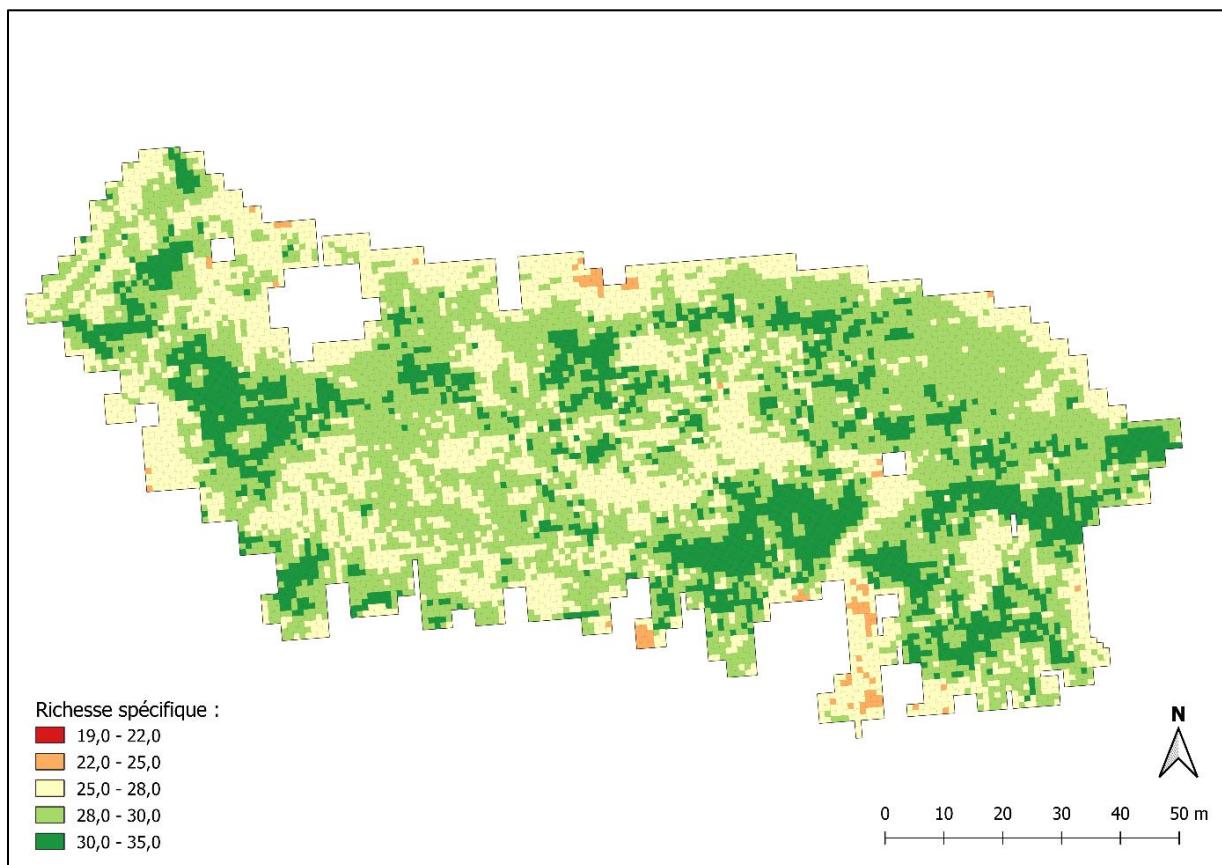


Figure 23 : Application du modèle de prédiction regroupant toutes les données de NDVI et GCC de PlanetScope, Ebee et Phantom

D'autres modèles de prédiction ont tout de même été tentés sur les indices de Shannon, Simpson et d'Eveness, cependant les données n'étaient que disponibles à l'échelle des prairies. Ainsi des modèles se basant sur les valeurs moyennes de NDVI et l'écart-type du NDVI à l'échelle de la prairie ont été testés, et n'ont rapporté aucun résultat satisfaisant ou exploitable, et ce pour chaque indice de biodiversité. Tout d'abord les tests de Shapiro-Wilk n'étaient pas significatifs, ne permettant pas selon la méthodologie appliquée d'effectuer du random forest, mais plutôt d'effectuer une régression linéaire. Les deux ont été testés pour chaque indice, sans que les modèles ne soient significatifs ou en mesure d'expliquer les valeurs d'indices, à partir de donnée de NDVI à l'échelle de la prairie.

8. Discussions

Cette étude porte sur l'apport de l'imagerie aérienne et satellitaire pour le suivi des espaces verts urbains Strasbourgeois. Elle fait partie du projet EvolVille qui vise à mesurer la variabilité des communautés végétales en réponse aux différentes formes urbaines, densités humaines et à la gestion appliquée. Bien que les premières données de biodiversités datent des relevés effectués sur le terrain en 2020, aucune image aérienne n'était disponible pour cette période, que ce soit avec le drone Ebee ou Phantom, seules des images PlanetScope étaient disponibles. Afin que les analyses soient objectives, il a fallu produire ces images aériennes à partir des différents drones, en même temps que les observations de terrain dont l'objectif est de fournir des données sur la biodiversité des EVU pour l'année 2021. Cette gymnastique constante entre donnée de biodiversité et images multispectrales disponibles pour l'année 2021 a constitué un des enjeux majeurs au cours de cette étude. Effectivement, la première phase de ce stage consistait à créer de la donnée, que ce soit en effectuant des survols de drones pour obtenir de l'imagerie aérienne, ou effectuer des mesures avec le spectroradiomètres au sein des différentes EVU. L'objectif initial était, en plus de télécharger progressivement les images PlanetScope entre mars et juillet, d'effectuer un survol quotidien des 15 prairies sélectionnées, afin d'obtenir un suivi pour chaque EVU et pouvoir comparer leurs évolutions en fonction des capteurs et de leurs caractéristiques urbaines. Or nous nous sommes rapidement retrouvés dépassés par le nombre prairies à survoler, et ce pour plusieurs raisons, tout d'abord les ressources humaines et matérielles qui nécessite d'avoir toujours une personne qualifiée pour piloter un drone à disposition. Ensuite par les contraintes liées aux conditions météorologiques, qui n'ont pas toujours été bonnes surtout durant le mois de mai, ainsi que des conditions de vol parfois non optimales, avec par exemple trop de monde autour de la prairie, un vent trop fort, ou du bâti trop proche. Et enfin le besoin d'autorisation à fournir potentiellement pour le survol de drone puisque certains EVU se situent dans des espaces privés, que soit dans une enceinte universitaire comme la prairie 23 et 49, ou bien dans des milieux industriels comme la prairie 59 proche du port autonome. Ainsi, deux mois après le début du stage, sur les EVU 15 sélectionnés, seul 9 avaient été survolé au moins une fois. Un choix a donc dû être pris, soit l'on continuait à vouloir survoler le plus de prairies possibles, et ainsi réduire le nombre de données disponibles pour le suivi de chaque prairie, soit à l'inverse, on se focalisait sur des EVU en particulier afin d'assurer un suivi via imagerie aérienne. La deuxième solution a été adoptée, afin d'éviter une comparaison entre imagerie aérienne et satellitaire inégale avec d'un côté environ 14 images PlanetScope disponible pour chaque prairie, et de l'autre 1 à 3 images drones par EVU, prisent entre mars et juillet. La plupart des survols de drones ont ainsi été effectués dans les prairies situées dans le parc de Poutalès, car à proximité de l'une de l'autre, ramenant ainsi un total de 5 images disponibles pour les prairies avec les deux drones. Expliquant ainsi pourquoi les comparaisons entre modèles et capteurs se font toutes focaliser sur ces prairies du parc de Poutalès. Mais également pourquoi l'analyse de l'évolution du NDVI ou GCC de l'ensemble des prairies en fonction de leurs milieux urbains et leurs caractéristiques, ne se basent presque uniquement que sur les données PlanetScope, car couvrant toutes les EVU sélectionnées à chaque date.

En se renseignant sur ce qui a déjà été fait à partir de UAV, on se rend compte que peu d'articles relatent des problèmes similaires. Effectivement, comme expliquée en introduction, l'utilisation des UAVs dans la recherche est encore très récente, et repose principalement sur la comparaison de résultats obtenus via différentes sources (Emilien et al., 2021). La plupart des études, quel que soit le milieu étudié, privilégient avant tout les données multisources plutôt que multitemporelles, et ce, en mélangeant imagerie aérienne, satellitaire et même spectroradiomètre. Ces études cherchent toutes à vérifier le potentiel des UAVs en le comparant ou l'intégrant dans des modèles avec des images satellites, en passant principalement par la classification de milieux (Feng et al., 2015; Martin et al., 2018; Rupasinghe et al., 2019) ou de l'estimation d'indices (Karpina et al., 2016; Maimaitijiang et al., 2020; Nikolakopoulos et al., 2019; Puliti et al., 2015). L'ensemble de ces études n'utilisent qu'une image aérienne par zone d'étude pour leurs classifications ou régression, et les quelques articles utilisant plusieurs images aériennes n'en comportent que très peu avec des intervalles très longs entre chaque prise, de l'ordre de la saison ou de l'année (Bhatnagar et al., 2021; Puliti et al., 2015). Ainsi l'on comprend simplement que le suivi de la végétation via UAV n'en est encore qu'à ses tout débuts, et qu'il reste encore beaucoup à découvrir, et ce encore plus concernant les espaces verts urbains. Puisque comme l'explique Feng en 2015, les études concernant la végétation urbaine sont actuellement principalement axées sur la cartographie forestière, la surveillance des parcours et l'extraction de la végétation riveraine, etc.

L'utilisation du spectroradiomètre a également connu des difficultés similaires lors de la récolte de données, entre 2 et 4 mesures par prairies, la reproduction quotidienne des mesures pour chaque prairie a également demandé du temps pour des résultats peu convaincant. L'objectif du spectroradiomètre étant de fournir un quatrième capteur pour le suivi de la végétation, cette fois-ci localisé de façon très précise sur des bouts de prairie. Or les résultats de l'évolution du NDVI et des autres bandes spectrales n'ont pas été très concluants, comme cela a été démontré précédemment, et ce, en partie dû à la grande disparité de luminance captée d'une date à une autre. Effectivement, dans les quelques prairies ayant reçu plus de 2 mesures, principalement celles du parc de Pourtalès, on remarque que la valeur de luminance, que l'on peut traduire comme l'intensité lumineuse par unité de surface, semble directement influencer la valeur de reflectance. On remarque que pour de très nombreuses prairies (1, 2, 6, 49, 55, 59, 62) la luminance du 28 mai est la plus forte enregistré parmi toutes leurs mesures, et correspond à chaque fois la date où la réflectance était la plus élevée, et ce principalement pour le proche infrarouge, influençant directement les valeurs de NDVI. Or le 28 mai ne correspond pas pour toutes les prairies à leurs valeurs de luminances la plus élevée, et dans ce cas-là la réflectance se retrouve justement diminuée. Il se peut simplement que le spectroradiomètre soit moins adapté qu'un drone ou un satellite pour établir un suivi de la végétation dans le temps. Cet appareil est utilisé afin d'obtenir à un moment précis le profil spectral d'une entité, afin de l'étudier ultérieurement, ou de comparer ce profil spectral avec d'autres entités. Il n'est ainsi pas sûr que le CIMEL CE 313 soit adapté aux changements de conditions météorologiques, car optimisé pour fournir un profil spectral selon les conditions lors de la mesure. Cela expliquera ainsi pourquoi la luminance varie autant, et pourquoi l'évolution du NDVI est très différente d'une prairie à une autre. Il suffirait que la couverture nuageuse évolue au sein de la même journée ou que la météo ne soit pas la même entre deux dates pour venir fausser l'enregistrement spectral et donc le suivi de la végétation. Lorsque l'on observe l'utilisation des spectroradiomètres et des UAV dans les autres articles de recherche, on remarque qu'il n'est non pas utilisé comme un élément de comparaison, mais uniquement comme une donnée supplémentaire à intégrer dans un modèle (Gilliot et al., 2017; Nabucet, 2018). À chaque fois, les mesures avec le spectroradiomètre sont effectuées le même jour que le passage d'un satellite ou le survol d'un drone, afin de faire corréler les mesures avec les images multispectrales, l'appareil n'est jamais utilisé comme un outil pour suivre l'évolution de la végétation. Un moyen d'utiliser le spectroradiomètre comme un outil pour le suivi de la végétation herbacée aurait été de sélectionner moins de points à mesurer sur une ou deux prairies elles aussi présélectionnées. Et de répéter ces mesures de manières quotidiennes en prenant en compte plus précisément les paramètres météorologiques lors de la mesure, telle que la couverture nuageuse ou l'ensoleillement.

Concernant le suivi de la végétation, on constate l'imagerie aérienne et satellitaire donne des résultats très satisfaisants sur le suivi de la végétation. Les drones semblent légèrement plus aptes à fournir un suivi que les données satellites, car ils semblent légèrement plus sensibles aux écarts d'indices entre prairies, spécialement avec l'Ebee, dont la caméra Sequoia+ est avant tout dédiée à l'agriculture. Cependant cette affirmation est difficile à confirmer, car l'évolution du NDVI repose principalement sur celui de la donnée PlanetScope, car possède une plus d'images que celui des drones ayant seulement 5 images disponibles, uniquement localisées sur les prairies du parc de Pourtalès. Or si les écarts de NDVI sont plus visibles sur les prairies survolées par le Ebee, d'autres écarts sont également formés visibles sur les prairies uniquement analysées via PlanetScope. Et ce manque d'entités et de données à comparer constitue un des majeurs problèmes sur la comparaison du suivi de la végétation entre capteurs. Effectivement on observe que l'évolution du NDVI connaît de nombreuses perturbations sur les données PlanetScope, or il existe très peu de dates où l'on peut comparer exactement les valeurs de NDVI entre deux capteurs lors de ces perturbations. Il en existe deux pour la comparaison Ebee/PlanetScope, il s'agit de la perturbation du 21 avril et du 19 juin, dont la première n'est pas détectée sur le drone Ebee un jour avant, et la seconde est détectée sur le Ebee quelques jours plus tard, mais avec une diminution du NDVI moins importante que celle enregistrée sur PlanetScope. Les autres valeurs du 02 juin, 13 juin et 7 juillet sont très proches d'un capteur à l'autre, signe que les deux capteurs suivent une évolution plus ou moins similaire. Il est difficile d'expliquer ces perturbations, déjà car il n'y a pas assez de données côté drone pour espérer comparer ces résultats, mais également, car il est difficile d'affirmer quel facteur entre la gestion, fréquentation, température et précipitation semble influencer le plus cette évolution. D'autant plus qu'il est pour le moment complexe d'affirmer pour quelle raison le NDVI chute de manière très rapide à partir de juillet. Gartzia en 2016 expliquait que les facteurs environnementaux comme la température ou les précipitations sont plus fortement corrélés à l'augmentation de la biomasse et de la verdure, tandis que les facteurs anthropiques sont plus fortement corrélés à leurs diminutions. Or cette affirmation tenait pour les prairies de montagnes, beaucoup plus sensible aux variations qu'une prairie évoluant en milieu urbain. Si l'on applique tout de même cette logique, les fauches qui ont débuté en juillet pourraient être responsables de cette baisse. Pourtant ces fauches n'ont pas été appliquées partout, elles sont principalement localisées à Pourtalès et les terrains privés, or cette baisse est également observée sur des prairies non entretenues, sans pourtant créer de distinction sur l'importance de cette diminution entre prairies. Une piste pour y voir plus clair serait de comparer ce suivi avec celui des années précédentes, afin de vérifier s'il s'agit d'un phénomène récurrent, ainsi que de comparer celui de cette année avec d'autres capteurs comme le satellite Sentinel-2 ou Landsat 8.

L'évaluation de l'apport de l'imagerie aérienne et satellitaire ne se base pas uniquement sur la comparaison de leurs suivis de la végétation dans le temps. Elle peut également s'établir à partir de l'apport d'un type d'image multispectrale sur une autre, cet apport peut être traduit par la ressemblance des deux types de données en fonction de leurs résolutions spatiales et spectrales. Ainsi l'objectif des régressions linéaires entre bandes spectrales des différents capteurs avait pour but initial de vérifier s'il était possible de simuler la valeur spectrale d'un capteur à partir d'une autre donnée. Mais également de vérifier dans un second temps si les deux bandes spectrales que l'on compare à partir de données différentes sont corrélées entre elles ou non. Puisque le suivi de la végétation passe par le calcul d'indices de végétations comme le NDVI ou le GCC. Il est important de savoir si l'indice que l'on calcule à partir d'un drone représente bien la même chose qu'un indice calculé à partir d'une image satellite. On constate justement via ces régressions que même si les bandes spectrales ne sont pas nécessairement corrélées entre elles d'un capteur à l'autre, ce qui peut être expliqué par leurs différentes fenêtres d'acquisition spectrale (figure 19), les indices de végétations eux le sont nettement plus. Cela s'explique par le fait que ces indices reposent sur un ratio de réflectance spectrale, ce qui permet à des indices provenant de source différente de ressortir avec un ratio très proche l'un de l'autre. On remarque tout de même que le NDVI du PlanetScope et Ebee sont davantage corrélés que le GCC du PlanetScope et Phantom. Une des explications potentielles provient du fait que tout d'abord les fenêtres d'acquisition spectrale de l'Ebee et de PlanetScope sont beaucoup plus

similaires entre elles qu'avec celle du drone Phantom. Ensuite le calcul des deux indices ne repose pas sur les mêmes longueurs d'onde, le NDVI par exemple nécessite les réflectances du rouge ainsi que celles de l'infrarouge proche, domaine de la lumière réagissant particulièrement bien avec la végétation, et donc davantage discriminant. À l'inverse, le GCC nécessite trois longueurs d'onde, le bleu, le vert et le rouge, dont les réflexions et absorptions sont moins importantes que le couple rouge/infrarouge, mais le GCC a déjà été prouvé efficace pour l'analyse de la végétation (Larrinaga and Brotons, 2019; Sonnentag et al., 2012), et reste corrélé au NDVI (Liu and Wu, 2020). Cependant trois variables à intégrer dans le calcul peuvent être amenées à créer davantage d'écart lors de la comparaison des résultats, notamment lorsque les fenêtres d'acquisitions spectrales sont aussi différentes qu'entre Phantom/PlanetScope. Enfin, les différences de temporalité et de résolution spatiale peuvent interférer sur la corrélation entre capteurs. Effectivement les données comparées ne sont pas prises aux mêmes dates, ce qui pourrait expliquer des différences de valeurs en partie par des changements météorologiques. Même chose pour les échelles d'analyse sélectionnée pour les régressions, on constate que plus l'échelle est grande, plus les corrélations sont fortes, cela s'explique par le calcul de la moyenne qui écrase les valeurs extrêmes au profit de valeurs similaires. Or on remarque que la croissance de la corrélation avec une échelle d'analyse plus grande est plus importante dans le couple Ebee/PlanetScope que Phantom/PlanetScope. Cela peut venir de la nature des indices comparés comme expliqués auparavant, mais aussi potentiellement par le fait que la résolution spatiale du Phantom soit déjà trop fine comparée à celle du Ebee, au point que les moyennes évoluent moins que celles du Ebee, même avec une échelle d'analyse plus élevée.

Comme expliqué précédemment, la coopération entre UAV et satellite selon Emilien (2021) peut prendre jusqu'à 4 formes. Celle la plus utilisé dans cette étude aura été l'explication multiscalaire, qui consiste à appliquer une méthodologie sur les deux données et comparé les résultats pour faire avancer l'analyse et l'interprétation. C'est le cas avec les suivis des espaces herbacés urbains, via les indices de végétation, qui permettent de confirmer les tendances observées avec une donnée en la comparant à un autre type de capteur et d'y trouver de potentielles explications pour de phénomènes observés. Ce type de complémentarité fonctionne également pour la création de modèles destinés à simuler spatialement la richesse spécifique d'une prairie à partir d'un algorithme de random forest. Effectivement les différents modèles testés avec chaque type de capteurs ont donné des résultats très encourageants, et ce, même si les estimations de RS diffèrent d'une donnée à une autre, même au sein d'un même capteur. Car si tous les modèles créés ne se valent pas, ils constituent tout de même un parfait exemple de l'apport combiné de l'imagerie aérienne et satellitaire pour l'analyse des EVU. Effectivement, il est difficile sans connaissances concrètes en écologie et biodiversité d'affirmer parmi tous ces modèles, lequel retranscrit au mieux la composition spécifique d'une prairie. Si certains semblent rapporter une distribution cohérente avec ce que l'on attendrait de la répartition de la RS au sein d'une prairie. Notamment les modèles utilisant les valeurs de NDVI de PlanetScope, l'écart-type du NDVI du Ebee, et l'écart-type du GCC du Phantom. Tous les modèles créés permettent cependant d'affirmer qu'il existe au sein de la prairie 5, pris en exemple dans cette étude, des zones précises et délimitées à quelques mètres près, ayant plus ou moins de RS que le reste de la prairie. Cette affirmation se base sur l'interprétation multiple des différents modèles, dans lesquels on remarque à chaque fois les mêmes zonages de RS qui ressortent par rapport à la prédition moyenne de la prairie. Ainsi s'il est difficile d'affirmer avec un unique capteur, drone comme satellite, que la richesse spécifique est repartie d'une façon précise accordée selon son modèle. La comparaison avec d'autres capteurs et l'accumulation des mêmes observations constitue un exemple précis de l'apport de la coopération entre UAV et satellite pour le suivi de la végétation. Car même si aucune valeur précise de RS n'en ressort, ce qui doit être parfaitement faisable à partir de quelques connaissances sur le sujet et des observations sur le terrain, on dégage tout de même des tendances, et ce, applicable sur toutes les EVU. Rechercher une tendance plutôt qu'une valeur numérique précise de RS permet de plus de faire davantage confiance aux modèles créés, et donc, de les appliqués à plusieurs prairies en fonction des données spécifiquement disponibles pour ces prairies. L'apport des drones par rapport au satellite est par ailleurs largement visible via ces résultats, on constate les avantages de la très haute résolution

spatiale apportée par les drones, qui permettent de donner un résultat à une échelle de 1m², et même moins si nécessaire, contre 9m² pour PlanetScope. On remarque même que la diversité spectrale, expliquée par l'écart-type de l'indice de végétation calculé en fonction du drone, permet de fournir des résultats très intéressants, plus que la moyenne, ce qui n'est pas envisageable pour le satellite au vu de sa trop grande résolution spatiale.

Concernant le développement de ces modèles, plusieurs pistes peuvent être explorées pour tenter d'améliorer les résultats ou les interprétations. La première consisterait déjà d'appliquer les modèles existant à davantage de prairies, afin de comparer à nouveau les résultats en capteurs, et vérifier que les affirmations expliquées précédemment tiennent toujours. Effectivement, chaque modèle a été testé sur la prairie 5, car il s'agit de la seule prairie disponible pour chaque capteur, et dont la reconstitution à partir des images drones DJI Phantom 4 en orthophoto a toujours fonctionné. Certaines reconstitutions des images Phantom, ont parfois été loupé, sans que de raison apparente soient identifiées, spécialement pour la prairie 1 et 5, où des bouts de prairies étaient manquants sur la donnée finale. Expliquant ainsi le choix de la prairie 5 pour tester les modèles, afin de s'assurer que chaque unité de 1m² puisse avoir une information spectrale correcte afin de pouvoir comparer de manière objectives les résultats entre capteurs. De plus, le calcul de l'information spectral à des résolutions spatiales aussi fines demande beaucoup de ressource informatique et de temps de traitements, nécessitant de se focaliser directement sur une EVU plutôt que plusieurs à la fois. Enfin, à l'inverse des autres capteurs, le drone Phantom nécessite un survol pour chaque prairie, créant ainsi une image pour chaque EVU survolé à chaque date, nécessitant davantage de pré et post traitements que les autres images pour reclasser les valeurs spectrales par période. Toutes ces contraintes ont aussi poussé à choisir une unique prairie à tester, c'est pourquoi appliquer ces modèles à d'autres prairies permettrait dans un premier temps de confirmer les observations effectuées.

D'autres pistes consisteraient simplement à continuer de mélanger les données entre elles afin de trouver des modèles qui fonctionnent mieux que ceux actuels, ainsi que d'observer les prédictions sur des prairies avec un environnement urbain différent. De continuer à créer de la donnée afin de l'intégrer dans les modèles existants, car il a été montré qu'un des avantages du modèle de PlanetScope est sa forte résolution temporelle, même si à donnée égale avec l'Ebee, son modèle reste théoriquement plus performant. Même chose concernant le nombre de prairies disponibles par capteurs, seules 4 prairies possédaient des données sur leurs biodiversités pour les images aériennes contre 9 pour PlanetScope, ce qui influence forcément la construction du modèle de prédiction. Une autre piste consisterait à intégrer également des données non spectrales aux modèles comme les paramètres climatiques journaliers : température et précipitation. Ces données seraient les mêmes pour chaque prairie et unité d'analyse, et auraient certainement peu d'influence sur les résultats d'un point de vue spatial, mais permettrait sans doute d'accompagner le random forest dans la discrimination de variables explicatives. Enfin, beaucoup de données concernant la biodiversité des prairies n'ont pas été utilisées dans cette étude, seule la richesse spécifique existante autour du 11 juillet a été simulée, alors que des informations concernant cette RS à différente période était disponible, autour de mi-avril, début mai, mi-mai, début juin et mi-juin. Il serait très intéressant de reproduire ces modèles pour estimer la richesse spécifique à chacune de ces périodes, appliquer ce résultat sur une prairie, et observer comment la richesse spécifique de la prairie évolue spatialement et temporellement. Le même principe pourrait être appliqué à d'autres données de biodiversités, notamment concernant l'état végétatif des espèces herbacées, c'est-à-dire prédire spatialement pour une période donnée le nombre de plantes en fleurs, en fruits ou sèches au sein d'une EVU. En répétant ces estimations sur plusieurs années, à partir de données spectrales et climatiques, il serait possible de vérifier les observations faites par Miller-Rushing et Primack en 2008, où ils constataient que la floraison des espèces herbacées avait lieu de plus en plus tôt dans l'année. Ces observations portaient justement sur des communautés végétales évoluant dans un contexte urbain, dans la ville de Concord au Massachusetts aux États-Unis, l'article explique que la raison de ce décalage de floraison proviendrait du changement climatique. Ils démontrent que les plantes fleurissent en moyenne 3.07

plutôt pour chaque augmentation de 1°C des températures mensuelles moyennes, et que cet écart touche davantage les plantes non natives à ce milieu que les espèces natives. Un décalage de la floraison, même de quelques jours, peut-être dramatique pour le bon fonctionnement d'un écosystème, car il risque de modifier beaucoup d'autres événements phénologiques configurés en partie sur cette floraison. Par exemple, les plantes qui réagissent particulièrement vite aux changements de température pourraient fleurir avant l'apparition de leurs pollinisateurs, ce qui réduirait leur nombre. Avant l'émergence de leurs pollinisateurs, diminuant ainsi leurs chances de reproduction, engendrant une boucle de rétroaction négative. Il serait ainsi très intéressant dans le cadre du projet EvolVille de pouvoir vérifier si ces observations s'appliquent également dans les espaces verts urbains de l'Eurométropole de Strasbourg. Et ce d'autant plus que l'augmentation de la température sera de plus en plus fréquente avec les phénomènes de changement climatique et d'urbanisation.

Finalement, il est important de rappeler que cette étude prend place dans le projet EvolVille, dont les analyses de terrain ont officiellement débuté l'année dernière, et que l'un des objectifs de ce projet étant la création d'un observatoire des espaces verts urbains dans l'Eurométropole de Strasbourg. Ainsi cette évaluation de l'apport de l'imagerie aérienne et satellitaire pour le suivi de la végétation constitue une première étape pour déterminer les besoins et les choix d'utilisations du matériel et méthodes à utiliser pour la suite du projet. Cette étude constitue de ce fait un des premiers suivis via imagerie multispectrale des prairies sélectionnées, et d'autres sont amenés à être fait, à partir de nouvelles données multispectrales et de biodiversité, et des anciennes données déjà récoltées. Ainsi de ce fait, les suivis de la végétation herbacée sont amenés à être de plus en plus précis en les comparant aux suivis précédent, facilitant l'interprétation de l'évolution de la végétation strasbourgeoise. Même chose concernant la qualité des modèles de prédictions, avec l'arrivée de nouvelles données de biodiversités établies par des analyses terrain étalée sur plusieurs années, l'échantillon de données entrantes pour construire le modèle sera plus important, augmentant les chances d'optimiser les modèles déjà existants. De plus, la mise en place progressive des données phénologiques à l'échelle des quadrats permettra d'effectuer les mêmes modèles pour l'estimation d'indices de biodiversité comme Shannon et Simpson, spatialement répartie au sein des prairies étudiées. Concernant cette étude, il aurait intéressant également de pousser l'analyse des suivis et des prédictions en analysant les résultats en fonction de chaque type de EVU, notamment en explorant un peu plus la notion d'espace vert urbain, qui est très large et qui peut regrouper à la fois, des friches, des gazons et des prairies. Chaque classe ayant un rapport à la gestion et la fréquentation différentes d'une autre. Cependant les classes ont pour la plupart été fixées en 2020, sans que toutes les prairies aient pu en recevoir une, limitant ainsi une analyse potentielle. L'avancement progressif d'EvolVille permettra à l'avenir de justement apporter ce type d'analyse et ainsi être capable mesurer la variabilité des communautés végétales en réponse aux différentes formes urbaines, densités humaines et à la gestion appliquée, au sein de la ville de Strasbourg.

9. Conclusion

Pour conclure, si l'étude des espaces herbacés urbains reste encore aujourd'hui marginale, de plus en plus de projets dédiés à ce sujet et dirigé par des chercheurs ou des institutions territoriales commencent à voir le jour. Cela le cas d'EvolVille, composé de communautés de chercheurs et de services de l'Eurométropole de Strasbourg, dont l'objectif est de co-construire une connaissance suffisante pour faire face aux enjeux environnementaux actuels et futur dans une logique de développement urbain durable. L'acquisition de ces connaissances passe par plusieurs étapes, la première consistante à l'identification de ces espaces herbacés en milieux urbains, la deuxième par une observation sur le terrain de la composition phénologique de ces espaces. La troisième consistant à suivre l'évolution de ces EVU dans le temps, que ce soit à travers leurs richesses spécifiques et d'autres données de biodiversité, ou via différents indices de végétation comme le NDVI. Ce suivi effectué à partir d'images multispectrales va alors chercher à comparer ces évolutions d'indices en fonction des différents milieux urbains dans lesquels les espaces étudiés évoluent, ainsi que d'autres facteurs anthropiques comme la gestion et la fréquentation du terrain.

Depuis quelques années maintenant, le développement des UAVS a permis un regain d'intérêt pour l'imagerie aérienne, apportant une résolution spatiale bien supérieure à celle proposée par les satellites, et une utilisation libre sans se soucier de la couverture nuageuse. Ces avantages pouvant être très intéressants pour le suivi de végétation herbacé afin de discerner la signature spectrale des différentes communautés végétales qui composent ces prairies. Lorsque l'on compare le suivi effectué par les drones SenseFLy Ebee et DJI Phantom 4 avec celui du satellite PlanetScope, on se rend compte les valeurs de NDVI ou GCC sont très proche l'un de l'autre, notamment pour le couple Ebee/Plante. On constate cependant les drones nécessite beaucoup de ressources pour être appliqués correctement. Rendant leurs utilisations plus complexes sur le long terme avec finalement, moins d'images disponibles que ce que propose les images satellites, limitant ainsi les analyses et observations envisageables avec de telles données.

Cependant l'utilisation des UAVs pour la prédition d'indice de biodiversité semble très prometteuse, car même avec 5 images contre 14 pour le modèle PlanetScope, les prédictions de richesse spécifique permettent une distribution spatiale beaucoup plus précise que celle apportée par satellite. Finalement, les deux types d'imageries multispectrales semblent parfaitement adaptés au suivi des espaces herbacés urbains. Les UAVs permettent un suivi ciblé et précis des milieux et de leurs communautés à partir de leurs très hautes résolutions spatiales, à condition d'être en mesure de récupérer suffisamment de données. Et les données PlanetScope permettent via une grande résolution temporelle d'avoir accès à un état des lieux quotidien des zones étudiées, en se limitant davantage à des échelles d'analyses plus hautes comme des bouts de prairies ou la prairie dans son ensemble.

Bibliographie

- Antrop, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. Urban Plan.* 67, 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Aurélien DELBAERE, 2011. Planification de la gestion du patrimoine arboré des espaces verts publics de la ville de Strasbourg.
- Barbey, C., Helbert, J., Jaën, A., Pagot, E., Samalens, J.-C., Valette, L., Germain, C., Guyon, D., Wigneron, J.-P., 2014. Complémentarité des images Pléiades et drone pour la viticulture de précision dans le cadre du programme EarthLab.
- Bertram, C., Rehdanz, K., 2015. The role of urban green space for human well-being. *Ecol. Econ.* 120, 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.013>
- Bhatnagar, S., Gill, L., Regan, S., Waldren, S., Ghosh, B., 2021. A nested drone-satellite approach to monitoring the ecological conditions of wetlands. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 174, 151–165. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2021.01.012>
- Boutefeu, E., 2007. La nature en ville : des enjeux paysagers et sociétaux — Géoconfluences [WWW Document]. URL <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/paysage/PaysageViv.htm> (accessed 4.14.21).
- Brindley, P., Cameron, R.W., Ersøy, E., Jorgensen, A., Maheswaran, R., 2019. Is more always better? Exploring field survey and social media indicators of quality of urban greenspace, in relation to health. *Urban For. Urban Green.* 39, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.015>
- Brown, M.E., Pinzon, J.E., Didan, K., Morisette, J.T., Tucker, C.J., 2006. Evaluation of the consistency of long-term NDVI time series derived from AVHRR, SPOT-vegetation, SeaWiFS, MODIS, and Landsat ETM+ sensors. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 44, 1787–1793. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2005.860205>
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Schwarz, K., 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Front. Ecol. Environ.* 5, 80–88. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[80:SHIWER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[80:SHIWER]2.0.CO;2)
- Carlson, B.Z., Corona, M.C., Dentant, C., Bonet, R., Thuiller, W., Choler, P., 2017. Observed long-term greening of alpine vegetation—a case study in the French Alps. *Environ. Res. Lett.* 12, 114006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa84bd>
- Choler, P., 2015. Growth response of temperate mountain grasslands to inter-annual variations in snow cover duration. *Biogeosciences* 12. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3885-2015>
- Clergeau, P., 2007. Une écologie du paysage urbain.
- Colombo, R., Busetto, L., Fava, F., Di Mauro, B., Migliavacca, M., Cremonese, E., Galvagno, M., Rossini, M., Meroni, M., Cogliati, S., Panigada, C., Siniscalco, M.C., Morra di Cella, U., 2011. Phenological monitoring of grassland and larch in the Alps from Terra and Aqua MODIS images 43(3), 83–96. <https://doi.org/10.5721/ItJRS20114336>
- Colomina, I., Molina, P., 2014. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 92, 79–97. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.02.013>

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cranz, G., 1989. The Politics of Park Design: A History of Urban Parks in America. <https://doi.org/10.7551/mitpress/5469.001.0001>
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Duvigneaud, P., 1974. A synthesis of ecology: populations, communities, ecosystems, biosphere and noosphere. *Synth. Ecol. Popul. Communities Ecosyst. Biosphere Noosphere*.
- Elmqvist, T., Redman, C.L., Barthel, S., Costanza, R., 2013. History of Urbanization and the Missing Ecology, in: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 13–30. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_2
- Emilien, A.-V., Thomas, C., Thomas, H., 2021. UAV & satellite synergies for optical remote sensing applications: A literature review. *Sci. Remote Sens.* 3, 100019. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2021.100019>
- Estel, S., Kuemmerle, T., Alcántara, C., Levers, C., Prishchepov, A., Hostert, P., 2015. Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series. *Remote Sens. Environ.* 163, 312–325. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.028>
- Feng, Q., Liu, J., Gong, J., 2015. UAV Remote Sensing for Urban Vegetation Mapping Using Random Forest and Texture Analysis. *Remote Sens.* 7, 1074–1094. <https://doi.org/10.3390/rs70101074>
- Fensholt, R., Rasmussen, K., Nielsen, T.T., Mbow, C., 2009. Evaluation of earth observation based long term vegetation trends — Intercomparing NDVI time series trend analysis consistency of Sahel from AVHRR GIMMS, Terra MODIS and SPOT VGT data. *Remote Sens. Environ.* 113, 1886–1898. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.04.004>
- Floreano, D., Wood, R.J., 2015. Science, technology and the future of small autonomous drones. *Nature* 521, 460–466. <https://doi.org/10.1038/nature14542>
- Fontana, F., Rixen, C., Jonas, T., Aberegg, G., Wunderle, S., 2008. Alpine Grassland Phenology as Seen in AVHRR, VEGETATION, and MODIS NDVI Time Series - a Comparison with In Situ Measurements. *Sensors* 8, 2833–2853. <https://doi.org/10.3390/s8042833>
- Gartzia, M., Pérez-Cabello, F., Bueno, C.G., Alados, C.L., 2016. Physiognomic and physiologic changes in mountain grasslands in response to environmental and anthropogenic factors. *Appl. Geogr.* 66, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.007>
- Giannetti, F., Chirici, G., Gobakken, T., Næsset, E., Travaglini, D., Puliti, S., 2018. A new approach with DTM-independent metrics for forest growing stock prediction using UAV photogrammetric data. *Remote Sens. Environ.* 213, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.05.016>
- GIEC, 2019. Special Report on Climate Change and Land — IPCC site.
- GIEC, 1995. Seconde évaluation du GIECChangement de climat 1995.

Gilliot, J.-M., Vaudour, E., Michelin, J., HOUOT, S., 2017. Estimation des teneurs en carbone organique des sols agricoles par télédétection par drone. Rev. Francaise Photogramm. Teledetection 105–115.

Glenn, E.P., Huete, A.R., Nagler, P.L., Nelson, S.G., 2008. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. Sensors 8, 2136–2160.

Goepp, S., 2007. Origine, histoire et dynamique des Hautes-Chaumes du massif vosgien. Déterminismes environnementaux et actions de l'Homme.

Granero-Belinchon, C., Adeline, K., Lemonsu, A., Briottet, X., 2020. Phenological Dynamics Characterization of Alignment Trees with Sentinel-2 Imagery: A Vegetation Indices Time Series Reconstruction Methodology Adapted to Urban Areas. Remote Sens. 12, 639.
<https://doi.org/10.3390/rs12040639>

Gros, C., 2020. Impact de l'urbanisation sur la flore des espaces herbacés et ses traits fonctionnels.

Hall, F.G., Huemmrich, K.F., Goetz, S.J., Sellers, P.J., Nickeson, J.E., 1992. Satellite remote sensing of surface energy balance: Success, failures, and unresolved issues in FIFE. J. Geophys. Res. Atmospheres 97, 19061–19089. <https://doi.org/10.1029/92JD02189>

Henderson, V., 2003. The Urbanization Process and Economic Growth: The So-What Question. J. Econ. Growth 8, 47–71. <https://doi.org/10.1023/A:1022860800744>

Holtmeier, F.-K., Broll, G., 2005. Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. Glob. Ecol. Biogeogr. 14, 395–410. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00168.x>

Immitzer, M., Atzberger, C., Koukal, T., 2012. Tree Species Classification with Random Forest Using Very High Spatial Resolution 8-Band WorldView-2 Satellite Data. Remote Sens. 4, 2661–2693.
<https://doi.org/10.3390/rs4092661>

Imran, H.A., Gianelle, D., Rocchini, D., Dalponte, M., Martín, M.P., Sakowska, K., Wohlfahrt, G., Vescovo, L., 2020. VIS-NIR, Red-Edge and NIR-Shoulder Based Normalized Vegetation Indices Response to Co-Varying Leaf and Canopy Structural Traits in Heterogeneous Grasslands. Remote Sens. 12, 2254. <https://doi.org/10.3390/rs12142254>

Karpina, M., Jarząbek-Rychard, M., Tymków, P., Borkowski, A., 2016. UAV-BASED AUTOMATIC TREE GROWTH MEASUREMENT FOR BIOMASS ESTIMATION. ISPRS - Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci. XLI-B8, 685–688. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLI-B8-685-2016>

Kothencz, G., Kolcsár, R., Cabrera-Barona, P., Szilassi, P., 2017. Urban Green Space Perception and Its Contribution to Well-Being. Int. J. Environ. Res. Public. Health 14, 766.
<https://doi.org/10.3390/ijerph14070766>

Lara, M.J., Nitze, I., Grosse, G., Martin, P., McGuire, A.D., 2018. Reduced arctic tundra productivity linked with landform and climate change interactions. Sci. Rep. 8, 1–10.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20692-8>

Larrinaga, A.R., Brotons, L., 2019. Greenness Indices from a Low-Cost UAV Imagery as Tools for Monitoring Post-Fire Forest Recovery. Drones 3, 6. <https://doi.org/10.3390/drones3010006>

- Lee, D.O., 1984. Urban climates. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 8, 1–31. <https://doi.org/10.1177/030913338400800101>
- Liu, Y., Wu, C., 2020. Understanding the role of phenology and summer physiology in controlling net ecosystem production: a multiscale comparison of satellite, PhenoCam and eddy covariance data. *Environ. Res. Lett.* 15, 104086. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb32f>
- Lubove, R., 1967. The Urbanization Process: An Approach to Historical Research. *J. Am. Inst. Plann.* 33, 33–39. <https://doi.org/10.1080/01944366708977992>
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- Maes, W.H., Steppe, K., 2019. Perspectives for Remote Sensing with Unmanned Aerial Vehicles in Precision Agriculture. *Trends Plant Sci.* 24, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.11.007>
- Maimaitijiang, M., Sagan, V., Sidike, P., Daloye, A.M., Erkbol, H., Fritschi, F.B., 2020. Crop Monitoring Using Satellite/UAV Data Fusion and Machine Learning. *Remote Sens.* 12, 1357. <https://doi.org/10.3390/rs12091357>
- Martin, F.-M., Müllerová, J., Borgniet, L., Dommaget, F., Breton, V., Evette, A., 2018. Using Single- and Multi-Date UAV and Satellite Imagery to Accurately Monitor Invasive Knotweed Species. *Remote Sens.* 10, 1662. <https://doi.org/10.3390/rs10101662>
- Mehrotra, N., Srinivasan, S., 2019. Analysing Drone and Satellite Imagery using Vegetation Indices [WWW Document]. Technol. Wildl. URL <https://www.techforwildlife.com/blog/2019/1/22/analysing-drone-and-satellite-imagery-using-vegetation-indices> (accessed 5.19.21).
- Miller-Rushing, A.J., Primack, R.B., 2008. Global warming and flowering times in Thoreau's Concord: a community perspective. *Ecology* 89, 332–341. <https://doi.org/10.1890/07-0068.1>
- Muratet, A., Broutin, J., 2006. Diversité végétale en milieu urbain (l'exemple des Hauts-de-Seine).
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J., Porcher, E., 2007. The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* 10, 661. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9047-6>
- Muratet, A., Porcher, E., Devictor, V., Moret, J., Wright, S., Machon, N., 2008. Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management. *Applied Vegetation Science* 11, 451–460. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18530>
- Myers-Smith, I.H., Forbes, B.C., Wilmking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K.D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., Lévesque, E., Boudreau, S., Ropars, P., Hermanutz, L., Trant, A., Collier, L.S., Weijers, S., Rozema, J., Rayback, S.A., Schmidt, N.M., Schaeppman-Strub, G., Wipf, S., Rixen, C., Ménard, C.B., Venn, S., Goetz, S., Andreu-Hayles, L., Elmendorf, S., Ravolainen, V., Welker, J., Grogan, P., Epstein, H.E., Hik, D.S., 2011. Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environ. Res. Lett.* 6, 045509. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045509>
- Myndeni, R.B., Williams, D.L., 1994. On the relationship between FAPAR and NDVI. *Remote Sens. Environ.* 49, 200–211. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90016-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90016-7)
- Nabucet, J., 2018. Apport des données de télédétection à très haute résolution spatiale pour la cartographie de la végétation en milieu urbain.

- Nikolakopoulos, K., Kyriou, A., Koukouvelas, I., Zygouri, V., Apostolopoulos, D., 2019. Combination of Aerial, Satellite, and UAV Photogrammetry for Mapping the Diachronic Coastline Evolution: The Case of Lefkada Island. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 8, 489. <https://doi.org/10.3390/ijgi8110489>
- Parmesan, C., Yohe, G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42. <https://doi.org/10.1038/nature01286>
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., Stenseth, N.Chr., 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol. Evol.* 20, 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Pickett, S.T.A., Grove, J.M., 2009. Urban ecosystems: What would Tansley do? *Urban Ecosyst.* 12, 1–8. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0079-2>
- Picot, X., 2004. Thermal comfort in urban spaces: impact of vegetation growth: Case study: Piazza della Scienza, Milan, Italy. *Energy Build.*, Proceedings of the International Conference on Solar Energy in Buildings CISBAT 2001 36, 329–334. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2004.01.044>
- Puliti, S., Ørka, H.O., Gobakken, T., Næsset, E., 2015. Inventory of Small Forest Areas Using an Unmanned Aerial System. *Remote Sens.* 7, 9632–9654. <https://doi.org/10.3390/rs70809632>
- Rapinel, S., Mony, C., Lecoq, L., Clément, B., Thomas, A., Hubert-Moy, L., 2019. Evaluation of Sentinel-2 time-series for mapping floodplain grassland plant communities. *Remote Sens. Environ.* 223, 115–129. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.018>
- Ringenbach, N., 2004. Bilan radiatif et flux de chaleur en climatologie urbaine : Mesures,modélisation et validation sur Strasbourg (These de doctorat). Université Louis Pasteur (Strasbourg) (1971-2008).
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., Pounds, J.A., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
- Rupasinghe, P.A., Milas, A.S., Arend, K., Simonson, M.A., Mayer, C., Mackey, S., 2019. Classification of shoreline vegetation in the Western Basin of Lake Erie using airborne hyperspectral imager HSI2, Pleiades and UAV data. *Int. J. Remote Sens.* 40, 3008–3028. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1539267>
- Sellers P.J, P.J., 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *Int. J. Remote Sens.* 6, 1335–1372. <https://doi.org/10.1080/01431168508948283>
- Selmi, W., 2016. Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine Application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg.
- Sonnentag, O., Hufkens, K., Teshera-Sterne, C., Young, A.M., Friedl, M., Braswell, B.H., Milliman, T., O'Keefe, J., Richardson, A.D., 2012. Digital repeat photography for phenological research in forest ecosystems. *Agric. For. Meteorol.* 152, 159–177. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.09.009>
- Spanner, M.A., Pierce, L.L., Peterson, D.L., Running, S.W., 1990. Remote sensing of temperate coniferous forest leaf area index The influence of canopy closure, understory vegetation and background reflectance. *Int. J. Remote Sens.* 11, 95–111. <https://doi.org/10.1080/01431169008955002>
- Stenseth, N.C., Mysterud, A., 2005. Climate, changing phenology, and other life history traits: Non-linearity and match-mismatch to the environment. *Proc Natl Acad Sci USA* 99,

Tredici, P.D., 2010. Spontaneous Urban Vegetation: Reflections of Change in a Globalized World. *Nat. Cult.* 5, 299–315. <https://doi.org/10.3167/nc.2010.050305>

Tucker, C.J., Pinzon, J.E., Brown, M.E., Slayback, D.A., Pak, E.W., Mahoney, R., Vermote, E.F., Saleous, N.E., 2005. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data. *Int. J. Remote Sens.* 26, 4485–4498. <https://doi.org/10.1080/01431160500168686>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019. World urbanization prospects: the 2018 revision.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395. <https://doi.org/10.1038/416389a>

Wang, J., Yang, D., Detto, M., Nelson, B.W., Chen, M., Guan, K., Wu, S., Yan, Z., Wu, J., 2020. Multi-scale integration of satellite remote sensing improves characterization of dry-season green-up in an Amazon tropical evergreen forest. *Remote Sens. Environ.* 246, 111865. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111865>

Woebbecke, D.M., Meyer, G.E., Bargen, K.V., Mortensen, D.A., 1995. Color indices for weed identification under various soil, residue, and lighting conditions. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 38, 259–269.

Wu, S., Wang, J., Yan, Z., Song, G., Chen, Y., Ma, Q., Deng, M., Wu, Y., Zhao, Y., Guo, Z., Yuan, Z., Dai, G., Xu, X., Yang, X., Su, Y., Liu, L., Wu, J., 2021. Monitoring tree-crown scale autumn leaf phenology in a temperate forest with an integration of PlanetScope and drone remote sensing observations. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 171, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.10.017>

Wulder, M.A., Masek, J.G., Cohen, W.B., Loveland, T.R., Woodcock, C.E., 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sens. Environ.*, Landsat Legacy Special Issue 122, 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.010>

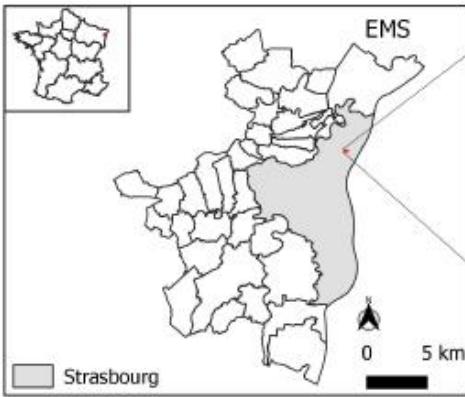
Zone Atelier Environnementale Urbaine, 2021. In Situ n°17 - Evolville. Zone Atelier Environnementale Urbaine. URL <https://zaeu-strasbourg.eu/in-situ-n17-evolville/> (accessed 7.19.21).

Zoran, M.A., Savastru, R.S., Savastru, D.M., Dida, A.I., Ionescu, O.M., 2013. Urban vegetation land covers change detection using multi-temporal MODIS Terra/Aqua data, in: *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XV*. Presented at the *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XV*, International Society for Optics and Photonics, p. 888720. <https://doi.org/10.1117/12.2028710>

Annexes

Annexe 1 : Fiche de présentation des EVU et de leurs mesures de spectroradiomètre

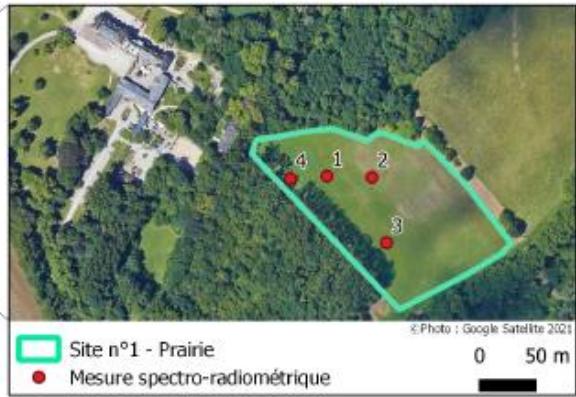
Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°1 - Prairie



Strasbourg

EMS

0 5 km



Site n°1 - Prairie

● Mesure spectro-radiométrique

© Photo : Google Satellite 2021

0 50 m





DESCRIPTION : Le site n°1 est une des prairies environnant le Château de Pourtalès. Il se situe à l'Est de ce dernier, dans un cadre forestier, à l'écart du bâti. Ce site est peu fréquenté, parcouru par quelques promeneurs. La végétation sur place n'a ainsi pas été tondu et la hauteur végétale a augmenté jour après jour.

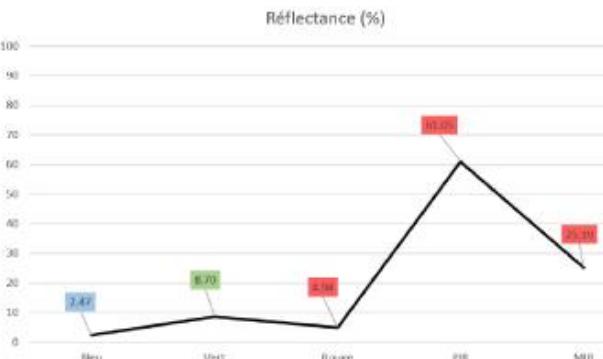
Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 4 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 47 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 278 individus.





Wavelength (nm)	Reflectance (%)
Bleu	3.47
Vert	6.70
Rouge	1.00
Bleu	66.00
Rouge	36.00

Auteur.es et contacts

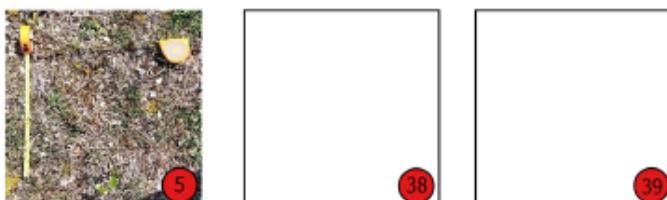
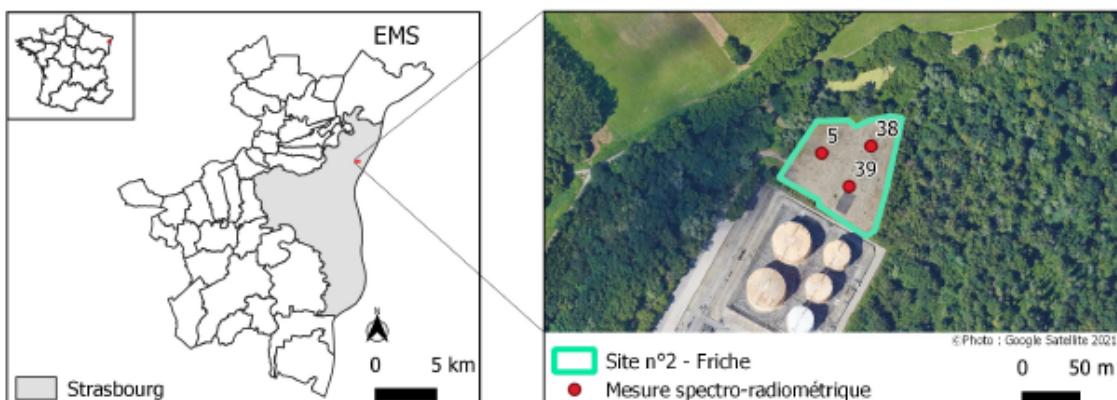
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°2 - Friche



DESCRIPTION : Le site n°2 est une friche, où les végétaux se développent sur des graviers. Il se situe au Nord du dépôt pétrolier du SES D1 (Société Européenne de Stockage - Rubis Terminal) de Strasbourg, à proximité du domaine du Château de Pourtalès. Ce site n'est pas destiné aux promenades publiques et n'est pas entretenu régulièrement.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 15 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 74 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

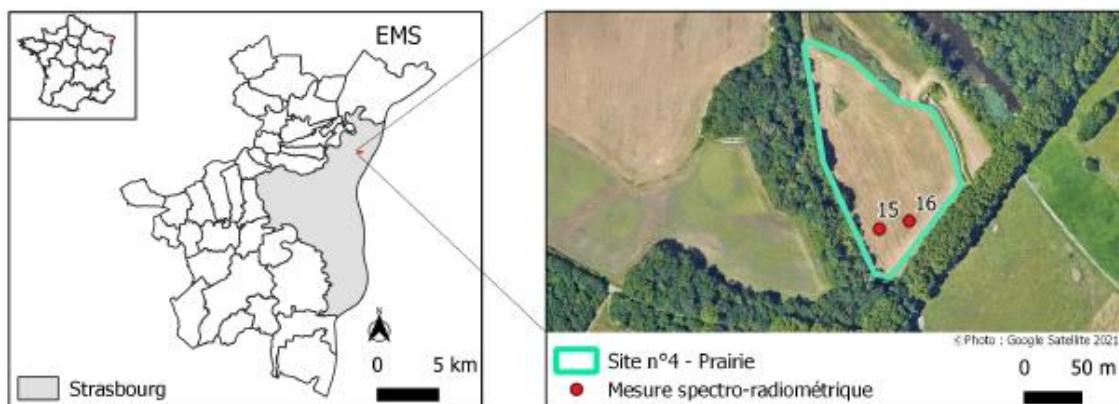
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnementale Urbaine (ZAEU) –
Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°4 - Prairie



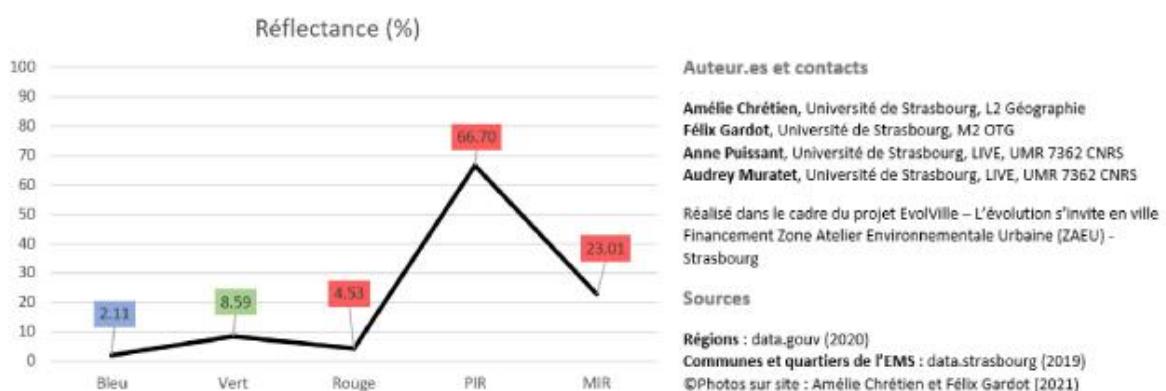
DESCRIPTION : Le site n°4 est une des prairies du parc de Poutalès, à environ 650m au Nord-Est du château. Ce site est assez éloigné du parcours de promenade et est peu fréquenté. Son entretien n'est ainsi pas régulier et nous avons pu observer la croissance de la végétation au fil des semaines.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 2 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

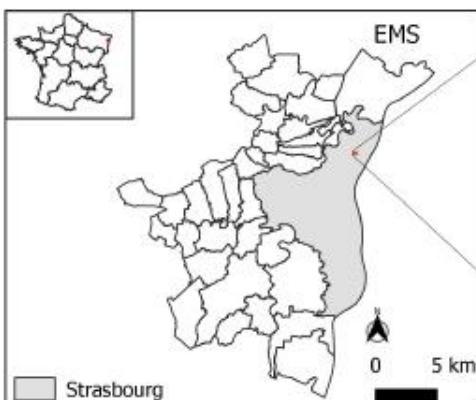
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 32 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 160 individus.

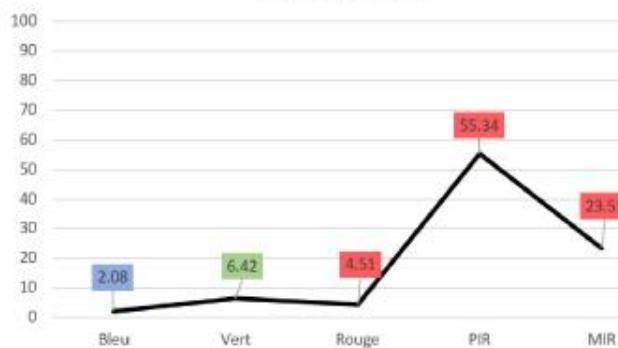


Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°5 - Prairie



DESCRIPTION : Le site n°5 est une des prairies du parc de Pourtalès, à environ 360 m au Nord-Est du château. Ce site est assez éloigné du parcours de promenade et est peu fréquenté. Son entretien n'est ainsi pas régulier et nous avons pu observer la croissance de la végétation au fil des semaines. Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 2 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques. Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage. Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps. La richesse spécifique s'élève à 17 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 99 individus.

Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

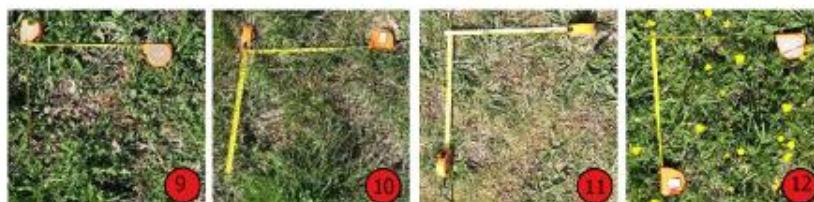
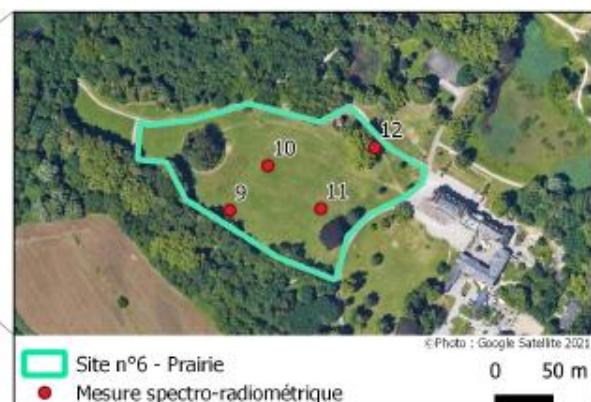
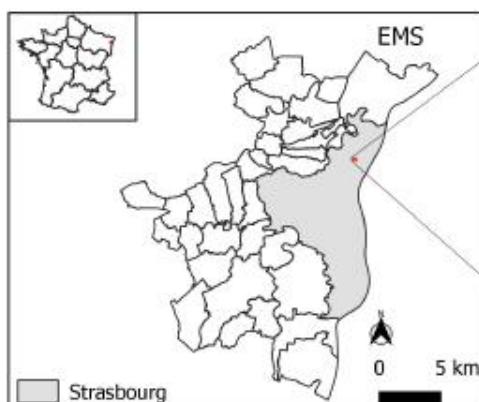
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°6 - Prairie



DESCRIPTION : Le site n°6 est une prairie accessible depuis le château de Pourtalès. Cet espace est prisé par les promeneurs et les touristes qui s'y reposent en saison estivale. Cette prairie est fréquentée, et entretenue régulièrement par la tonte. Plusieurs épisodes de tonte durant l'étude ont influé les résultats des mesures.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 4 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

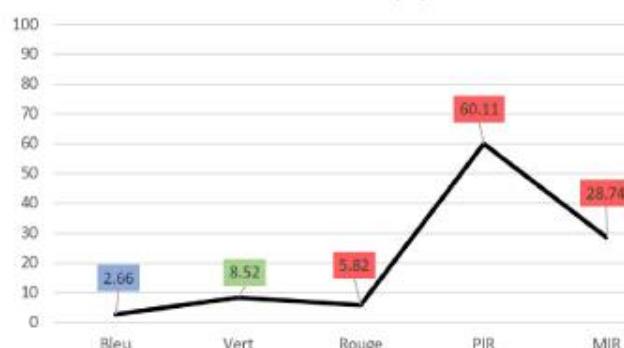
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 39 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 249 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

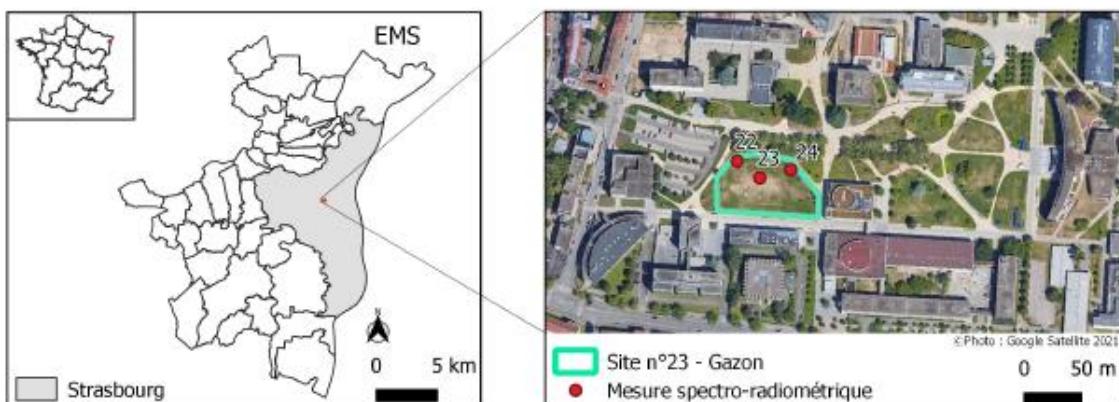
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbain (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°23 - Gazon



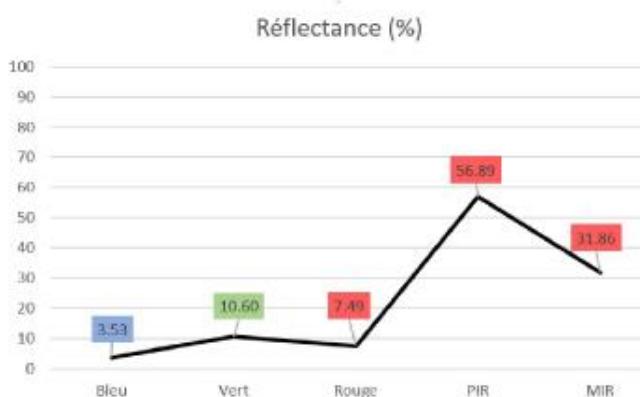
DESCRIPTION : Le site n°23 est un gazon situé en plein centre du campus de l'Université de Strasbourg. Cet espace est très fréquenté par les étudiants, particulièrement à des fins sportives (football), expliquant le gradient de végétation au centre. C'est ainsi un espace surveillé et entretenu régulièrement.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 11 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 99 individus.



Auteur.es et contacts

Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

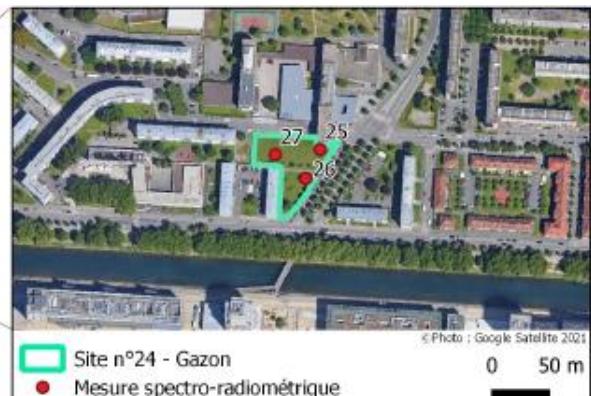
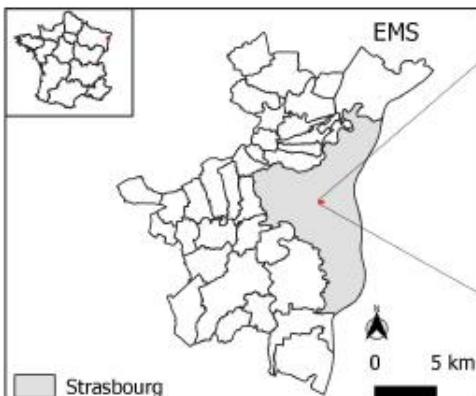
Réalisé dans le cadre du projet Evolville – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) - Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg

Site n°24 - Gazon



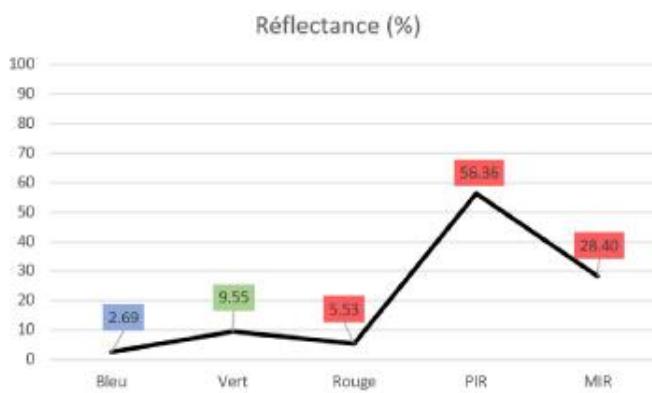
DESCRIPTION : Le site n°24 est un gazon situé sur le côté Sud de la résidence universitaire Paul Appell. Le site est entouré d'un bâti résidentiel dense. Il est ainsi peu fréquenté et utilisé à des fins récréatives, mais entretenue régulièrement à des fins esthétiques du quartier.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 11 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 132 individus.



Auteur.es et contacts

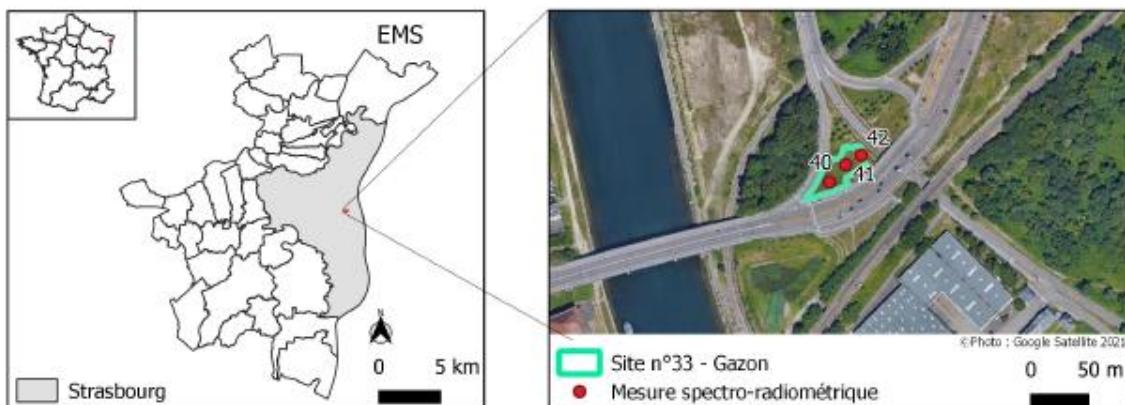
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
 Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
 Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
 Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet Evolville – L'évolution s'invite en ville
 Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) -
 Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
 Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
 ©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°33 - Gazon



DESCRIPTION : Le site n°33 est une petite parcelle de gazon, située au bord de la route E52 reliant le quartier du Neudorf, au Port-du-Rhin, puis Kehl (Allemagne). Ce gazon a une utilité uniquement décorative. Cependant, en raison de la forte circulation routière, l'espace est tout de même entretenu assez régulièrement.

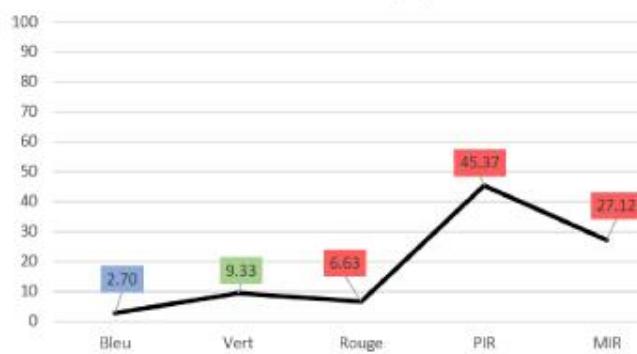
Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 28 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 176 individus.

Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

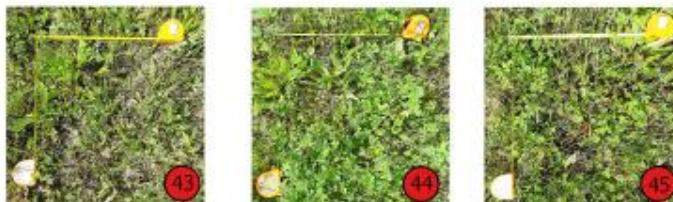
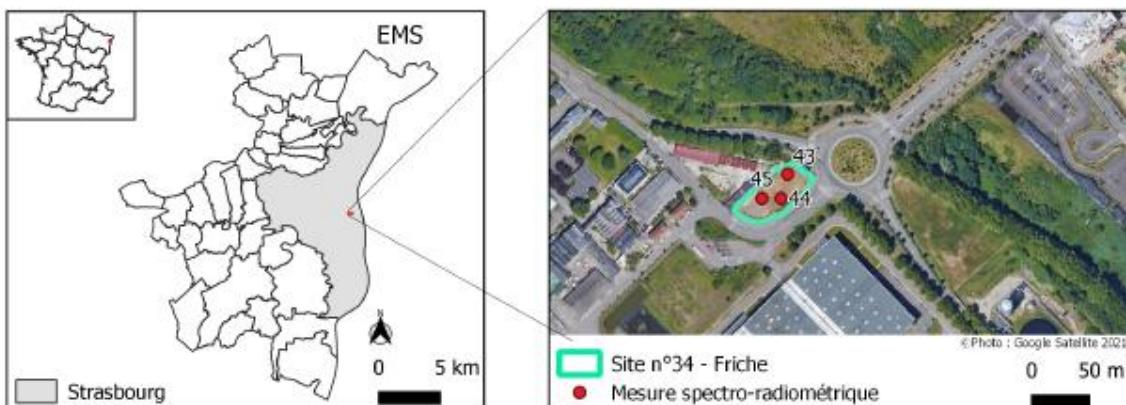
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbain (ZAEU) –
Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°34 - Friche



DESCRIPTION : Le site n°34 est une friche située dans le quartier de Port-du-Rhin. Elle s'étend au bord de la route, dans un espace urbain et industriel. Le site n'est ni fréquenté, ni entretenu régulièrement. Nous avons ainsi pu observer une croissance régulière de la végétation le long de l'étude.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

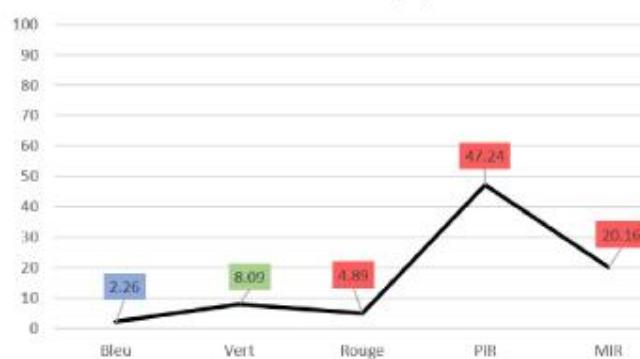
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 33 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 132 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

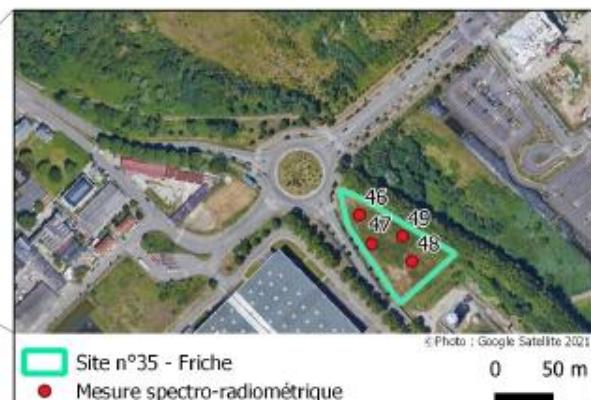
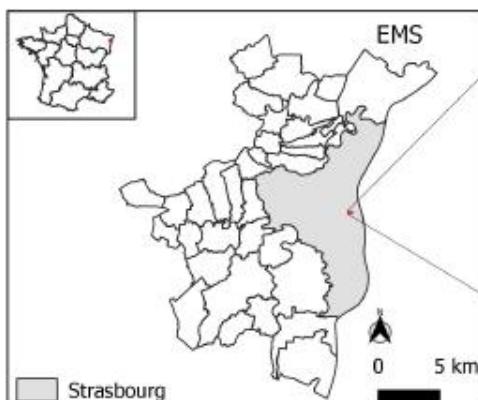
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°35 - Friche



DESCRIPTION : Le site n°35 est une friche, à la végétation très dense et développée. Elle situe dans le quartier de Port-du-Rhin, au bord de la route, dans un espace urbanisé et industriel. Elle n'est pas du tout entretenue, ni fréquentée, expliquant le fort développement de la végétation.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 4 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

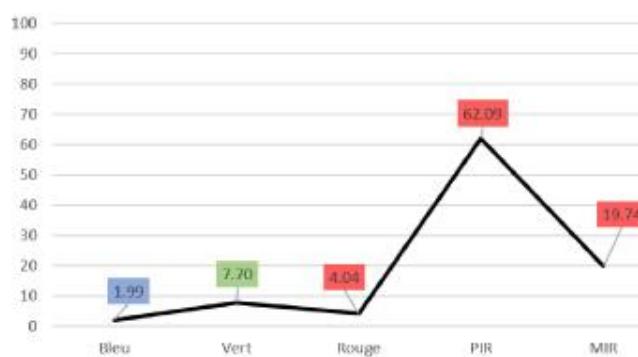
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 44 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 174 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

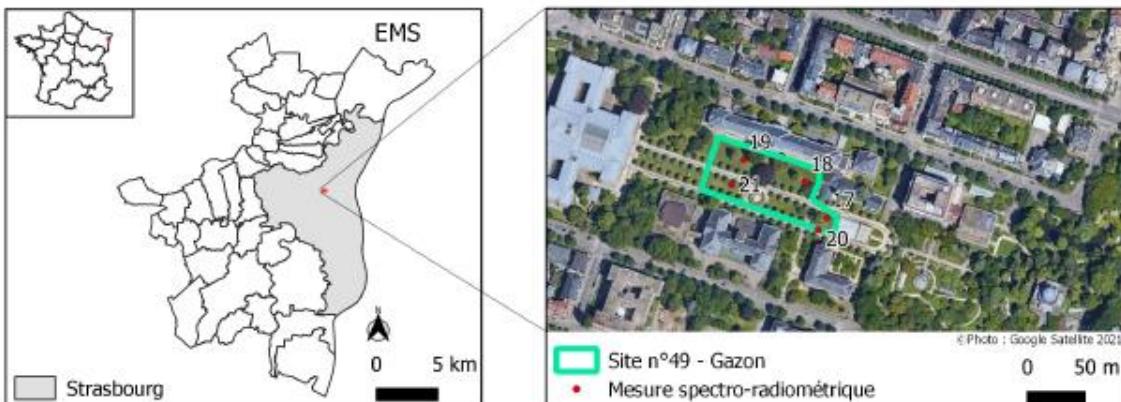
Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbain (ZAEU) –
Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg

Site n° 49 - Gazon



DESCRIPTION : Le site n° 49 est le "Jardin du Palais Universitaire". Il se situe dans le quartier du Conseil des XV, à l'Est du Palais Universitaire dont il porte le nom. Entouré par des bâtiments universitaires, ce site de type gazon se situe proche de l'hyper-centre dans un quartier culturel et étudiant. L'espace est ainsi entretenu régulièrement et très fréquenté.

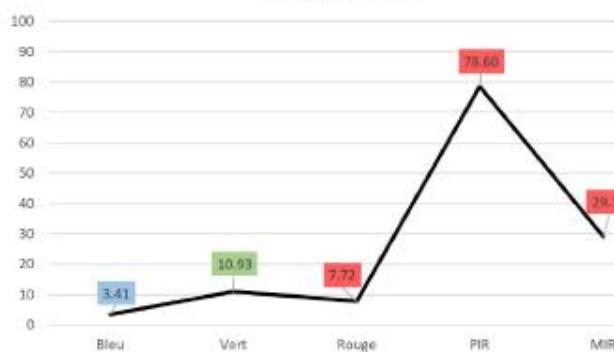
Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 5 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage. Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 23 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 110 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

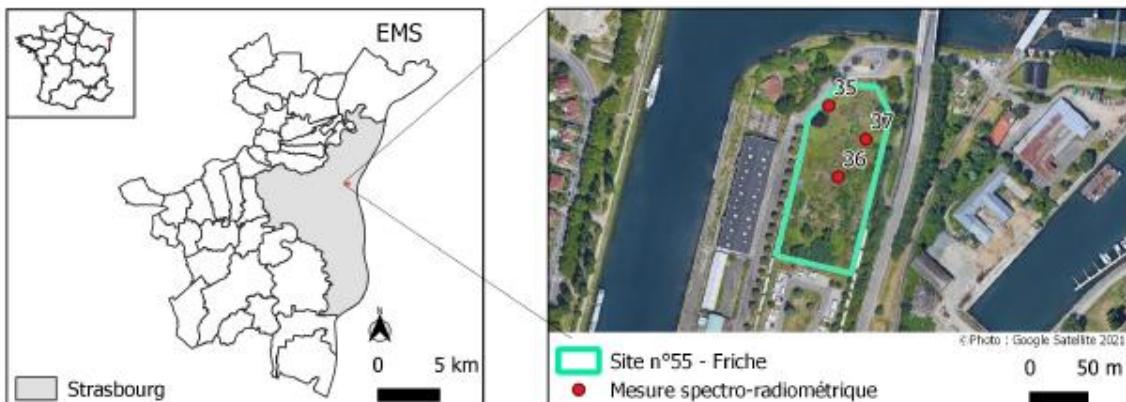
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°55 - Friche



DESCRIPTION : Le site n°55 est une friche située dans le port du Rhin, à proximité quasiment immédiate des canaux. Le site est dans un espace industriel, entouré de parkings et entreprises de stockage. La friche n'est pas fréquentée ni entretenue régulièrement.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

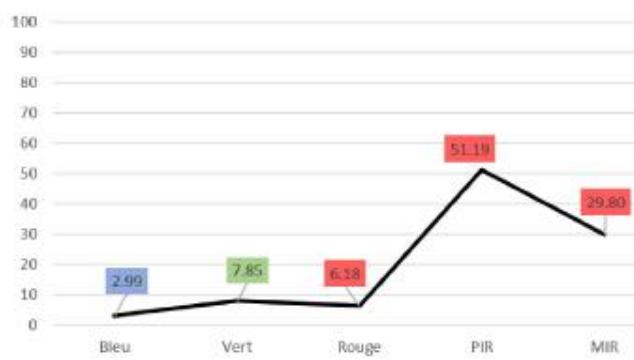
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 43 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 177 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

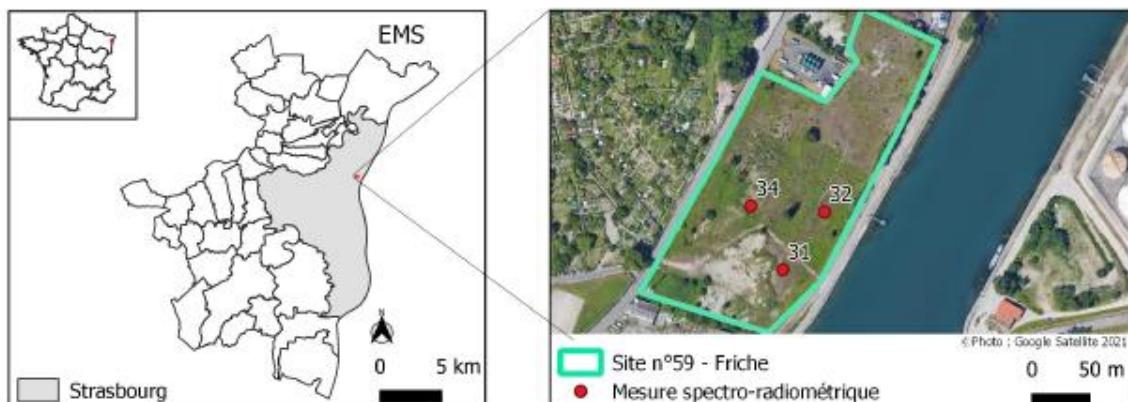
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnemental Urbain (ZAEU) –
Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°59 - Friche



DESCRIPTION : Le site n°59 est une friche se situant dans un espace mixte du quartier de la Robertsau. En effet, la friche s'étend entre des quais du port du Rhin à l'Est et des jardins et habitat pavillonnaire à l'Ouest. De plus, elle est entourée d'usines de stockage énergétique au Nord et au Sud. Néanmoins la friche est peu fréquentée et entretenue.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

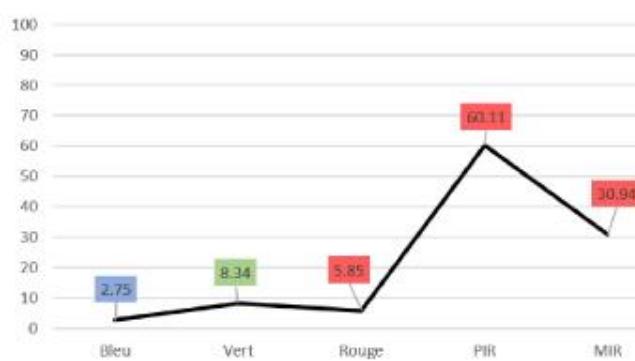
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 45 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 176 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie

Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG

Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet Evolville – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnementale Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

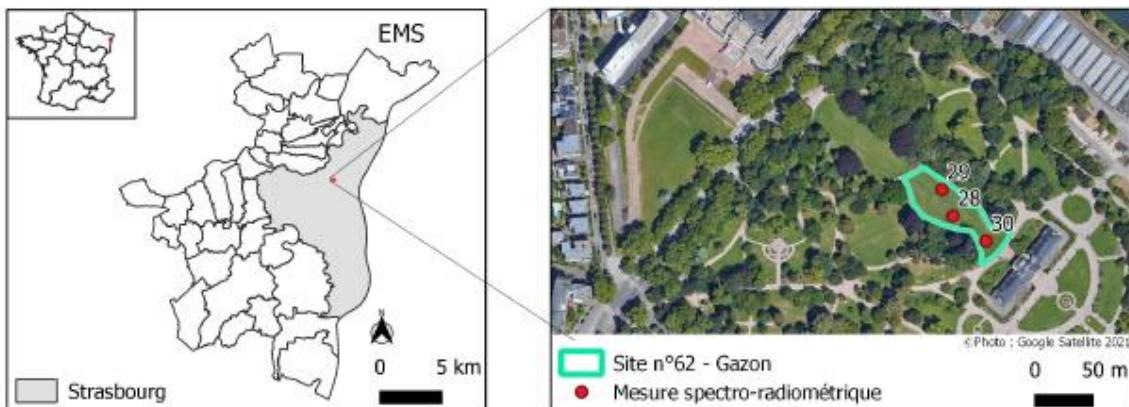
Sources

Régions : data.gouv (2020)

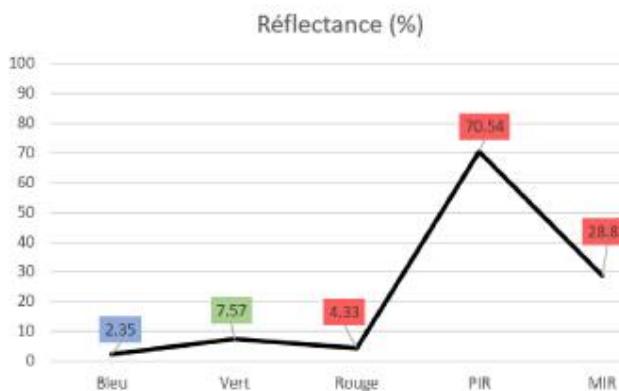
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)

©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°62 - Gazon



DESCRIPTION : Le site n°62 est un gazon situé au coeur du parc de l'Orangerie, dans le quartier des XV, à proximité des institutions européennes. Le site est très fréquenté par les habitants et les touristes, en toute saison. Il est ainsi entretenu régulièrement. Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques. Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage. Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps. La richesse spécifique s'élève à 9 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 72 individus.



Auteur.es et contacts

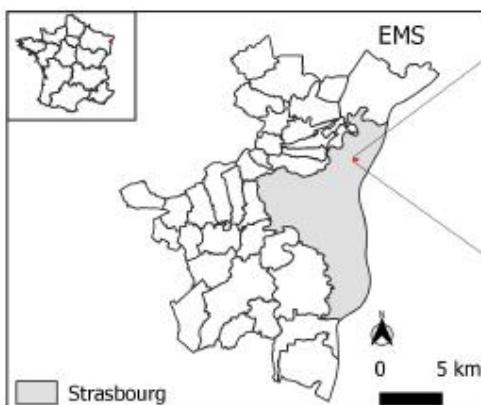
Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG
Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnementale Urbaine (ZAEU) – Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)

Spectro-radiométrie de terrain à l'Eurométropole de Strasbourg Site n°69 - Gazon



DESCRIPTION : Le site n°69 est un grand espace de gazon, situé en face du château de Pourtalès, dans le quartier de la Robertsau. Le site est très fréquenté et utilisé. Il est ainsi régulièrement entretenu, à la fois pour l'aspect pratique et esthétique.

Les photographies numérotées ci-dessus représentent les 3 surfaces de 30 cm² utilisées pour les mesures spectro-radiométriques.

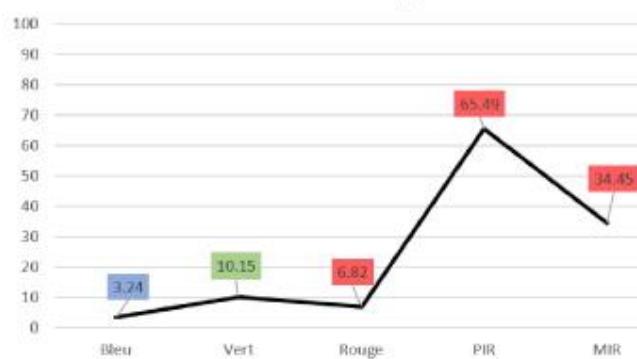
Le graphique ci-dessous représente la signature spectrale moyenne de ces surfaces, sur toute la durée de l'étude, c'est à dire le rapport entre l'énergie incidente (dans le domaine du visible et du proche infrarouge) et l'énergie réfléchie par le sol, exprimé en pourcentage.

Ces mesures sont répétées durant la période végétative (entre avril et septembre) afin d'étudier la variabilité de la réponse spectrale de cet espace dans le temps.

La richesse spécifique s'élève à 20 espèces floristiques répertoriées sur le site, pour un nombre total de 140 individus.



Réflectance (%)



Auteur.es et contacts

Amélie Chrétien, Université de Strasbourg, L2 Géographie
Félix Gardot, Université de Strasbourg, M2 OTG

Anne Puissant, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS
Audrey Muratet, Université de Strasbourg, LIVE, UMR 7362 CNRS

Réalisé dans le cadre du projet EvolVille – L'évolution s'invite en ville
Financement Zone Atelier Environnementale Urbaine (ZAEU) –
Strasbourg

Sources

Régions : data.gouv (2020)
Communes et quartiers de l'EMS : data.strasbourg (2019)
©Photos sur site : Amélie Chrétien et Félix Gardot (2021)



Annexe 2 : Carte d'indice d'accessibilité pour les prairies, afin de définir lesquelles sont prioritaire à survoler

Passage	SITE	CARRÉ	FAMILLE	Spécie	phénologie
1	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Poa pratensis</i>	B
1	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Taraxacum</i>	B
2	site 01	carré 01	Lamiaceae	<i>Ajuga reptans</i>	B
2	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>	B
2	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Poa pratensis</i>	B
2	site 01	carré 01	Ranunculaceae	<i>Ranunculus acris</i>	B
2	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Tragopogon pratensis</i>	B
2	site 01	carré 01	Plantaginaceae	<i>Veronica chamaedrys</i>	B
2	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Taraxacum</i>	BC
3	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	B
3	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i>	B
3	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Avenula pubescens</i>	B
3	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	B
3	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	B
3	site 01	carré 01	Polygonaceae	<i>Rumex acetosa</i>	B
3	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	B
3	site 01	carré 01	Plantaginaceae	<i>Veronica chamaedrys</i>	B
3	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Vicia segetalis</i>	B
3	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>	BC
3	site 01	carré 01	Ranunculaceae	<i>Ranunculus acris</i>	BC
4	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Crepis capillaris</i>	B
4	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	B
4	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	B
4	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Poa pratensis</i>	B
4	site 01	carré 01	Orobanchaceae	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	B
4	site 01	carré 01	Boraginaceae	<i>Symphtym officinale</i>	B
4	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i>	BC
4	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Festuca rubra</i>	BC
4	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i>	BC
4	site 01	carré 01	Ranunculaceae	<i>Ranunculus acris</i>	BC
4	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	BC
4	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Tragopogon pratensis</i>	C
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i>	B
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Bromus hordeaceus</i>	B
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Elytrigia repens</i>	B
5	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Lathyrus pratensis</i>	B
5	site 01	carré 01	Rubiaceae	<i>Galium album</i>	BC
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	BC
5	site 01	carré 01	Orobanchaceae	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	BC
5	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	BC
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i>	BCD
5	site 01	carré 01	Caprifoliaceae	<i>Knautia arvensis</i>	C
5	site 01	carré 01	Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	C
5	site 01	carré 01	Ranunculaceae	<i>Ranunculus acris</i>	C
5	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Tragopogon pratensis</i>	C
5	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Trifolium repens</i>	C
5	site 01	carré 01	Plantaginaceae	<i>Veronica chamaedrys</i>	C
5	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Poa trivialis</i>	D
6	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Lotus corniculatus</i>	B
6	site 01	carré 01	Malvaceae	<i>Malva moschata</i>	B
6	site 01	carré 01	Amaryllidaceae	<i>Allium oleraceum</i>	BC
6	site 01	carré 01	Geraniaceae	<i>Geranium pratense</i>	BC
6	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Lathyrus pratensis</i>	BC
6	site 01	carré 01	Fabaceae	<i>Trifolium pratense</i>	BC
6	site 01	carré 01	Rubiaceae	<i>Galium album</i>	C
6	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	C
6	site 01	carré 01	Plantaginaceae	<i>Veronica chamaedrys</i>	C
6	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Arrhenatherum elatius</i>	CD
6	site 01	carré 01	Poaceae	<i>Avenula pubescens</i>	CD
6	site 01	carré 01	Orobanchaceae	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	CD
6	site 01	carré 01	Asteraceae	<i>Tragopogon pratensis</i>	D

Annexe 3 : Évolution des espèces en fleur, en fruit ou sec dans le quadrat n°1 de l'EVU n°1 (Phénologie : B = En fleur ; C = en fruit ; D = sec)

Annexe 4 : Nombre d'individu de chaque famille floristique relevé en 2021 pour les EVU observées

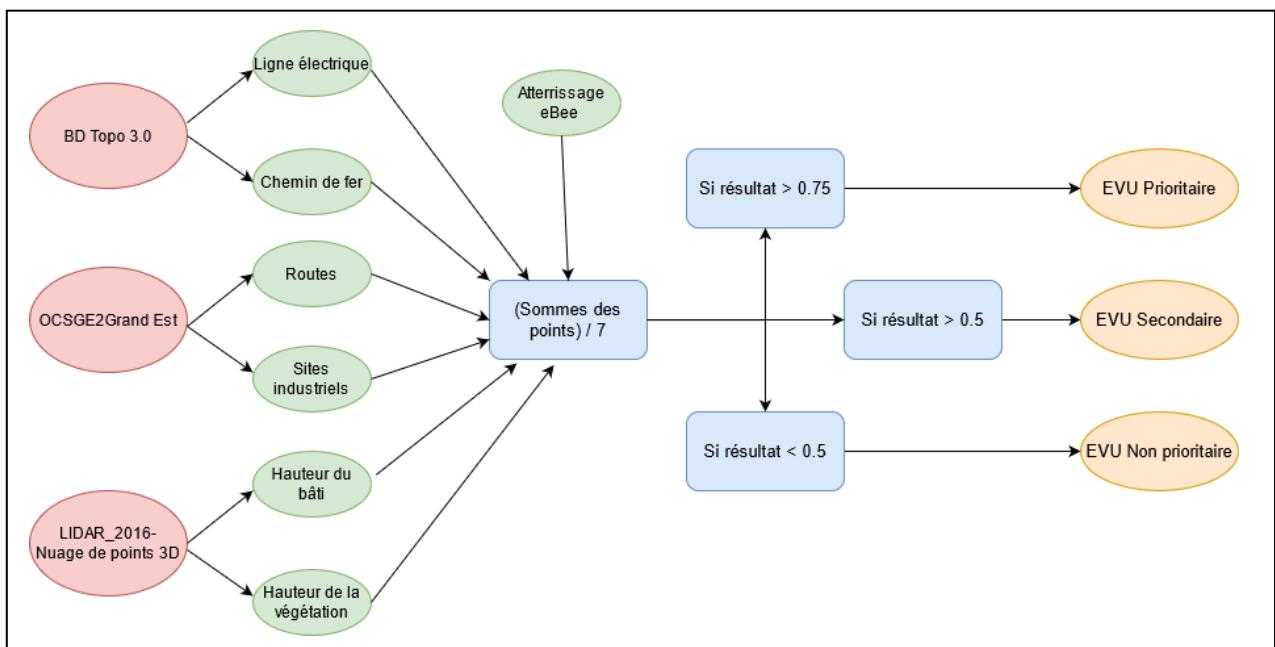
Somme de Valeurs FAMILLE *		Asteraceae	Boraginaceae	Bassicaceae	Capitifoliaceae	Caryophyllaceae	Cochleariaceae	Convolvulaceae	Culicidae	Cyperaceae	Fabaceae	Geraniaceae	Hypoxidaceae	Lamiaceae	Lamiales	Lamiaceae	Lamiaceae	Malvaceae	Plantaginaceae	Diochanthaceae	Ranunculaceae	Pimelodaceae	Rubiaceae	Total général	
SITE	* Ailesse																								
site 01	15	3	7								1	53	5				1	12			2		1	205	
site 04	4	13	1	1							1	23					10	10	55	2	9		1	133	
site 06	26	8	1	10							2	52					10	10	6	84	3		6	7	222
site 23	1	4	1		7						12	1					4	4	32						60
site 22											33	14							13	17					89
site 33	20	5	3								44	20							34	3					196
site 49	16	7						2	1	18	10								22	16					96
site 55	4	15	1							1	36								10	26					82
site 56	2	11								1	38	2							4	18					41
site 62	7										6								5	18					18
site 63	1	8									37								5	13					4
site 74	31	1	9							1	35							2	2	22	31	2	1	6	168
site 73	10	15	1							5	1							5	1	17	23	1	1	1	79
Total général	2	164	3	33	12	76	1	2	8	392	53	5	2	19	2	22	173	43	9	1	39	1	50	1517	

Annexe 5 : Données de biodiversité de 2020 disponible pour les prairies sélectionnées

Prairies :	1	2	4	5	6	23	24	33	34	35	49	55	59	62	69
Richesse floristique	47	15	32	17	39	11	11	28	33	44	23	43	45	9	20
Début de floraison	Mai	Mai	Mai	Mai	Mai	Avril	Avril	Avril	Mai	Mai	Avril	Mai	Mai	Avril	Mai
Fin de floraison	Août	Juillet	Septembre	Octobre	Octobre	Septembre	Septembre	Septembre	Septembre	Septembre	Octobre	Septembre	Septembre	Septembre	Septembre
% d'espèces pollinisées par les insectes	76%	59%	62%	58%	56%	52%	52%	55%	58%	57%	49%	57%	57%	57%	81%
% d'espèces vivaces	79%	30%	95%	76%	90%	78%	78%	79%	53%	64%	84%	84%	72%	92%	99%
% d'espèces reproduction majoritairement sexuée	61%	64%	50%	71%	59%	77%	60%	56%	80%	69%	68%	68%	56%	56%	49%
Richesse spécifique	47	15	32	17	39	11	11	28	33	44	23	43	45	9	20
Nombre total individus	278	74	160	99	249	99	132	176	132	174	110	177	176	72	140
Shannon diversity index	3,574253084	2,447297231	3,162850358	2,2309544	3,4556610994	2,334439119	2,349964555	3,01407053	3,12370356	3,347111032	2,785827498	3,49729612	3,495855335	2,74526575	0,91639249
Evenness Index (Shannon)	0,928341834	0,903711922	0,912660705	0,89188675	0,943511077	0,931856134	0,937883318	0,90452972	0,894808121	0,834498771	0,888800076	0,91873323	0,932806576	0,91639249	0,91639249
Equitability index	0,97140994	0,907071455	0,966667925	0,911976912	0,96822775	0,989103169	0,989239321	0,951538284	0,958073155	0,958276897	0,958273155	0,958273155	0,958273155	0,958273155	0,958273155
Simpson diversity index			faible	moyenne	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte	forte
Fréquentation			faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible	faible
Gestion															
Bâti 1	Espace naturel ou agricole	Espace vert urbain	Espace naturel ou agricole	Forêt	Espace vert urbain	Espace naturel ou agricole	Espace naturel ou agricole	Espace associé aux réseaux routiers	Espace associé aux réseaux routiers	Espace vert urbain					
Bâti 2	Espace vert urbain		Espace vert urbain		Espace vert urbain	Bâti mitoyen ou collectif	Bâti mitoyen ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif	Espace à limite ou collectif
ESMVeg2017	Forêt	Végétation basse	N/A maïs pelouse	Prairie	Prairie	N/A maïs pelouse	Prairie	N/A maïs pelouse	Prairie	N/A maïs pelouse	Prairie	N/A maïs pelouse	Prairie	N/A maïs pelouse	Prairie

QUADRAT	TOT 6 passages (y compris végétatif)	mi-avril	deb-mai	mi-mai	deb-juin	mi-juin	deb-juillet
quadrat 01	35	2	7	11	12	16	13
quadrat 02	32	1	8	13	11	14	9
quadrat 03	37	2	10	14	16	13	10
quadrat 04	35	1	7	16	18	13	12
quadrat 05	35	2	6	11	18	10	9
quadrat 06	37	0	5	13	17	15	14
quadrat 07	33	0	6	10	15	15	13
quadrat 08	33	4	5	11	14	11	11
quadrat 09	37	1	8	9	16	16	11
quadrat 10	37	1	4	14	16	11	12
quadrat 11	36	1	6	10	17	14	17
quadrat 12	32	0	7	13	16	12	11
quadrat 13	32	1	7	10	18	12	10
quadrat 14	39	1	4	11	19	15	11
quadrat 15	40	1	5	11	17	18	16

Annexe 6 : Richesse spécifique totale et par passage pour chaque quadrat de l'EVU n°1

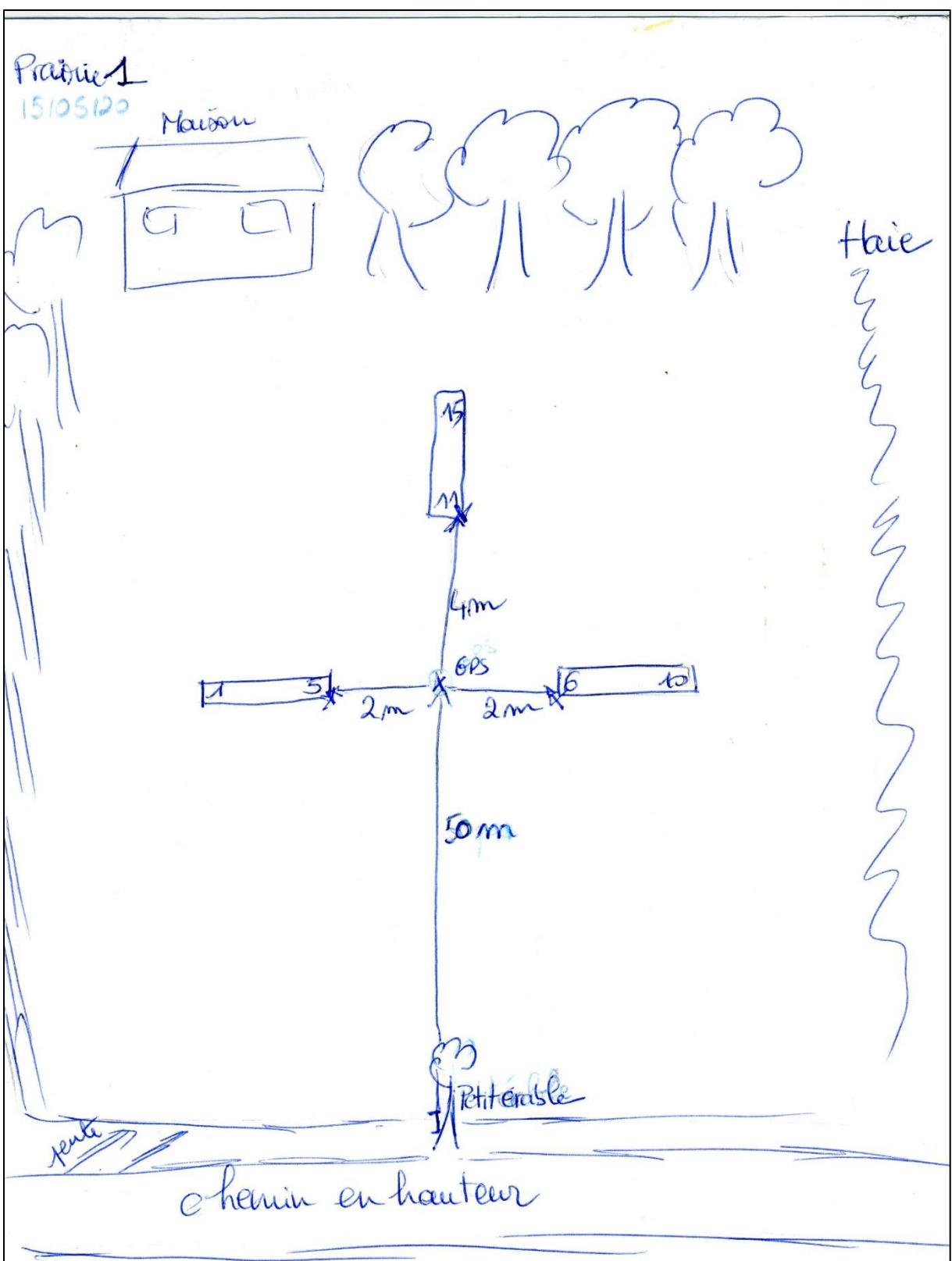


Annexe 7 : Méthodologie appliquée pour le calcul de l'indice d'accèsibilité des EVU

Annexe 8 : Résultat de la classe urbaine majoritaire

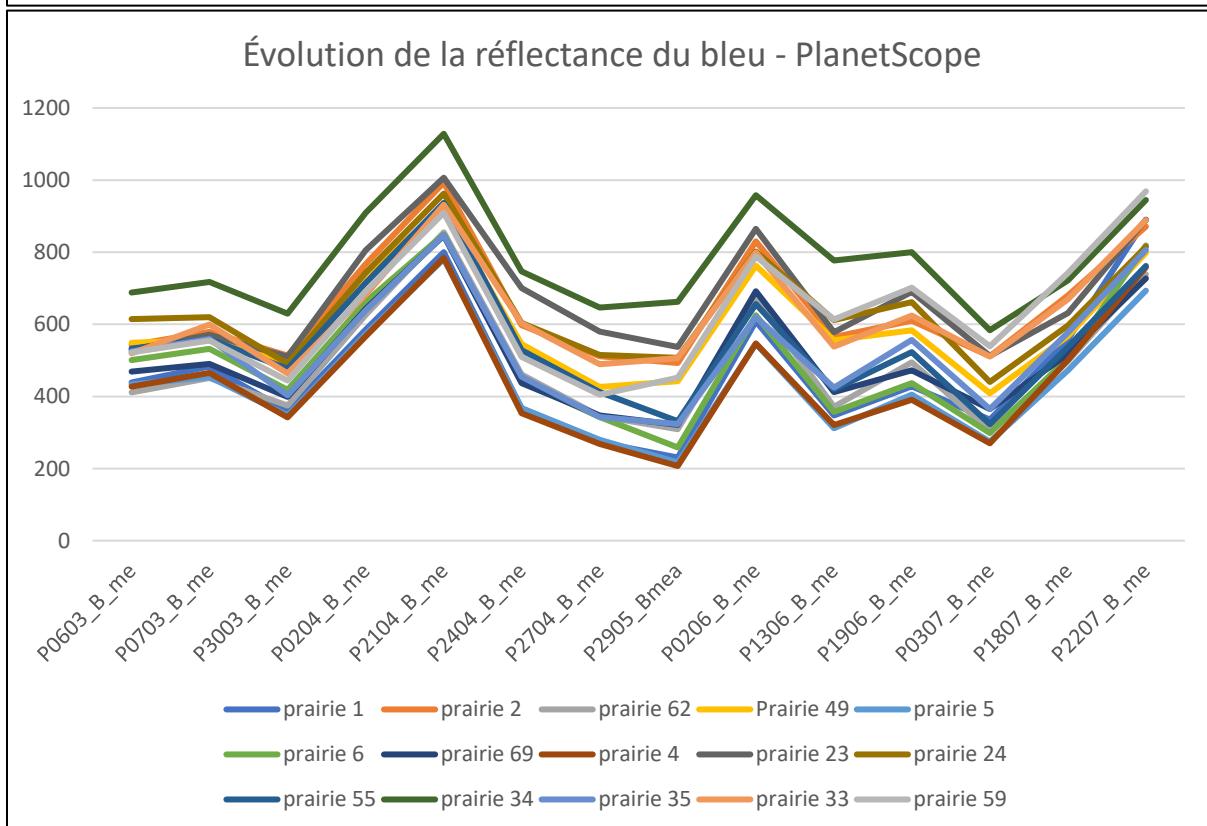
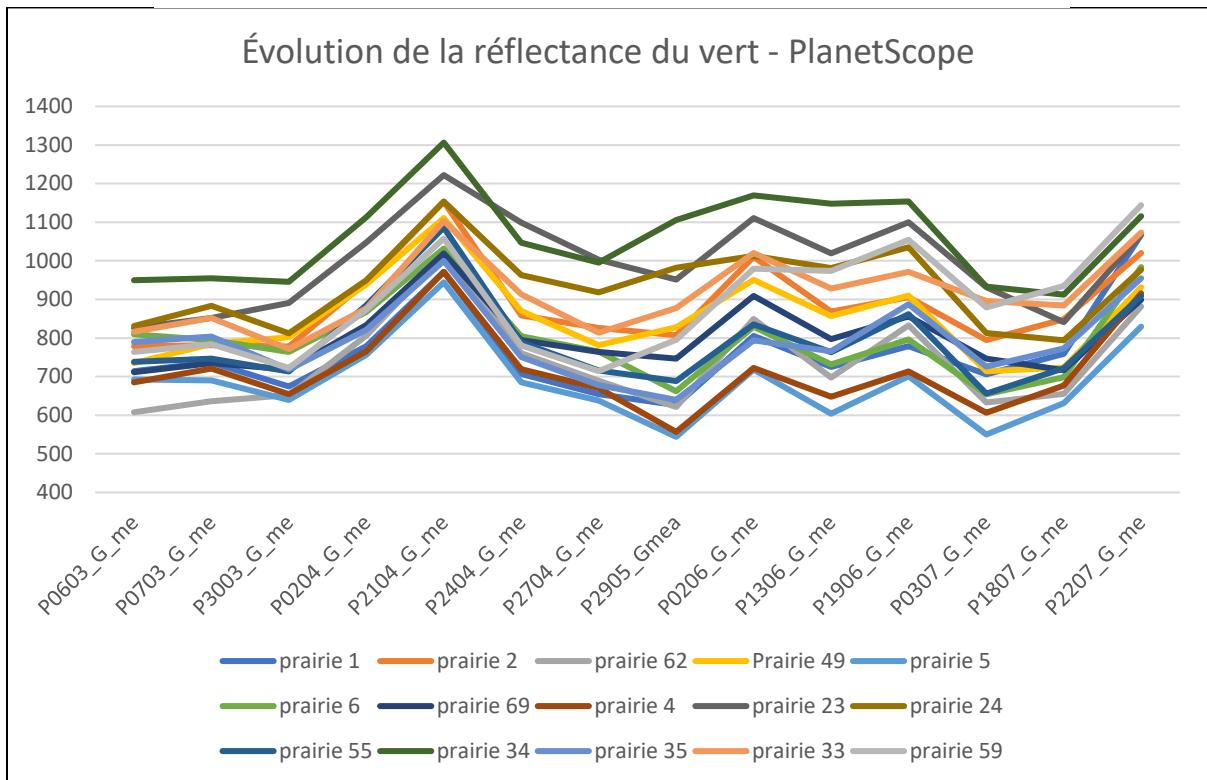


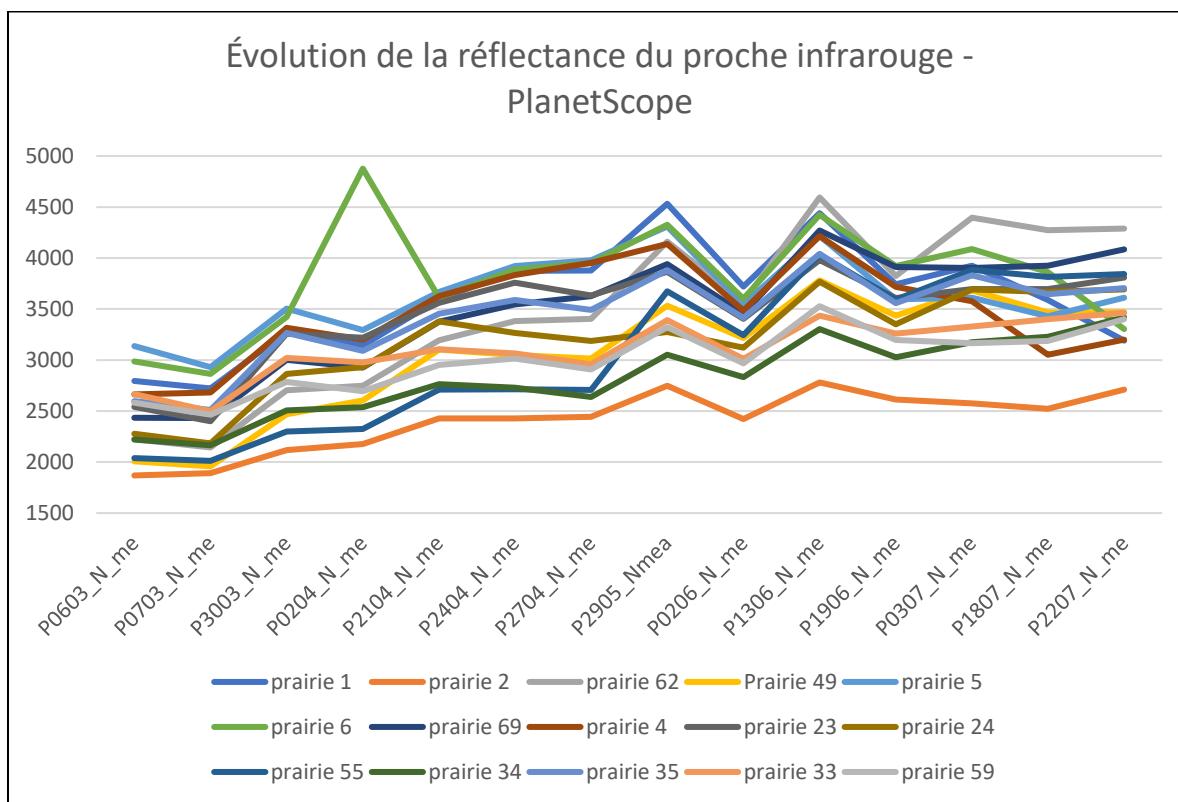
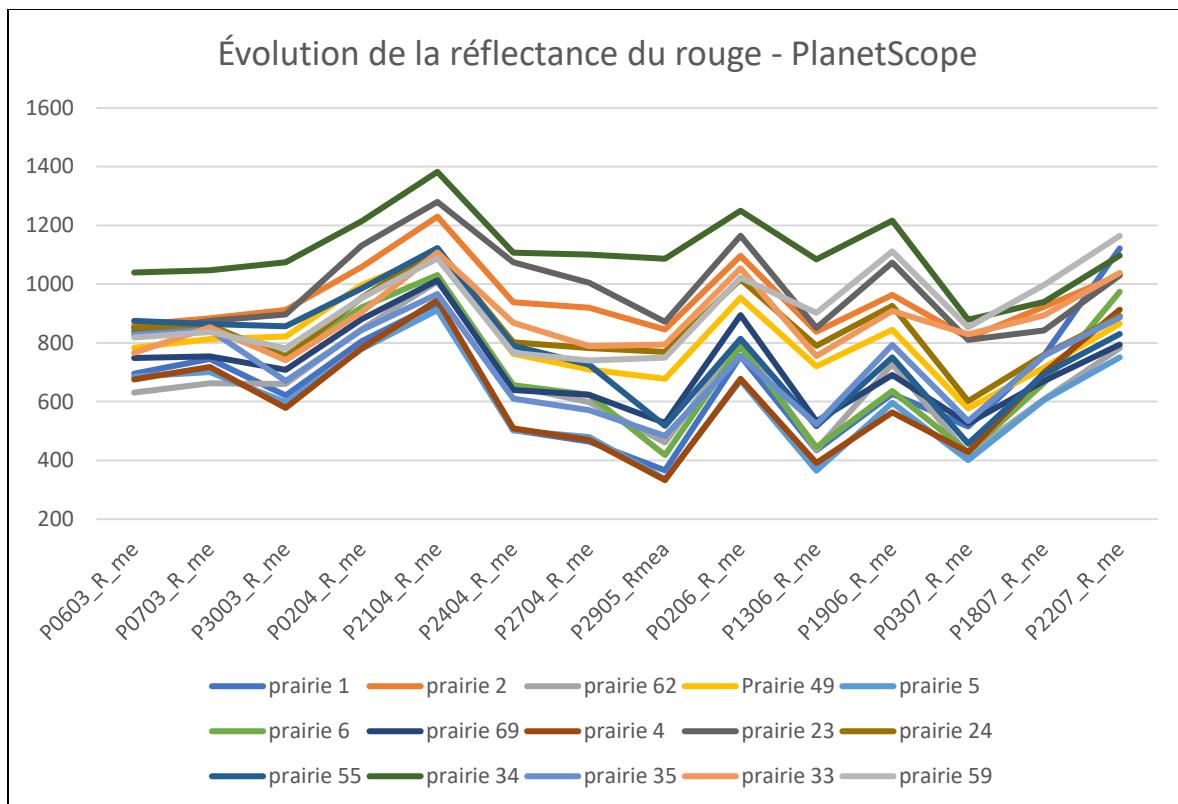
Annexe 9 : Exemple de reconstitution des quadrats (en bleu) sur l'EVU 1

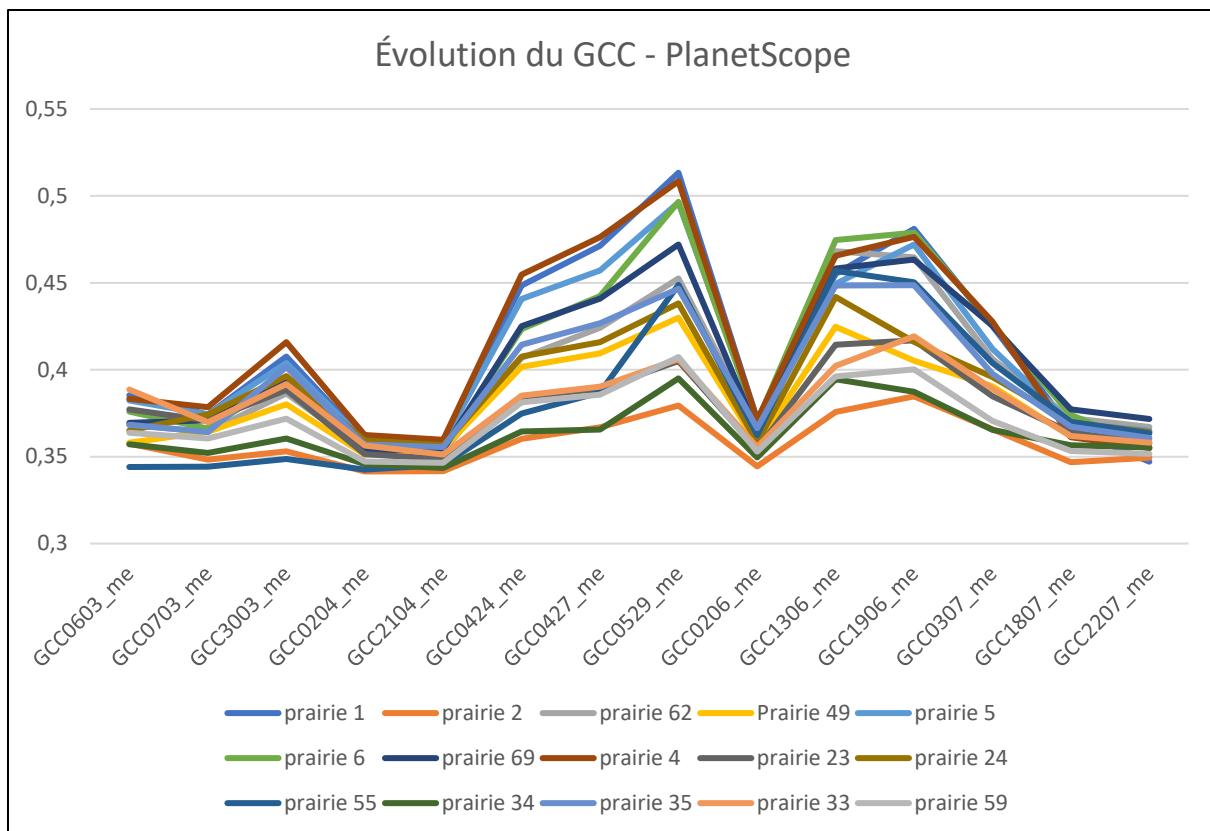


Annexe 10 : Exemple de note avec la position des quadrats et un point GPS pour l'EVU 1

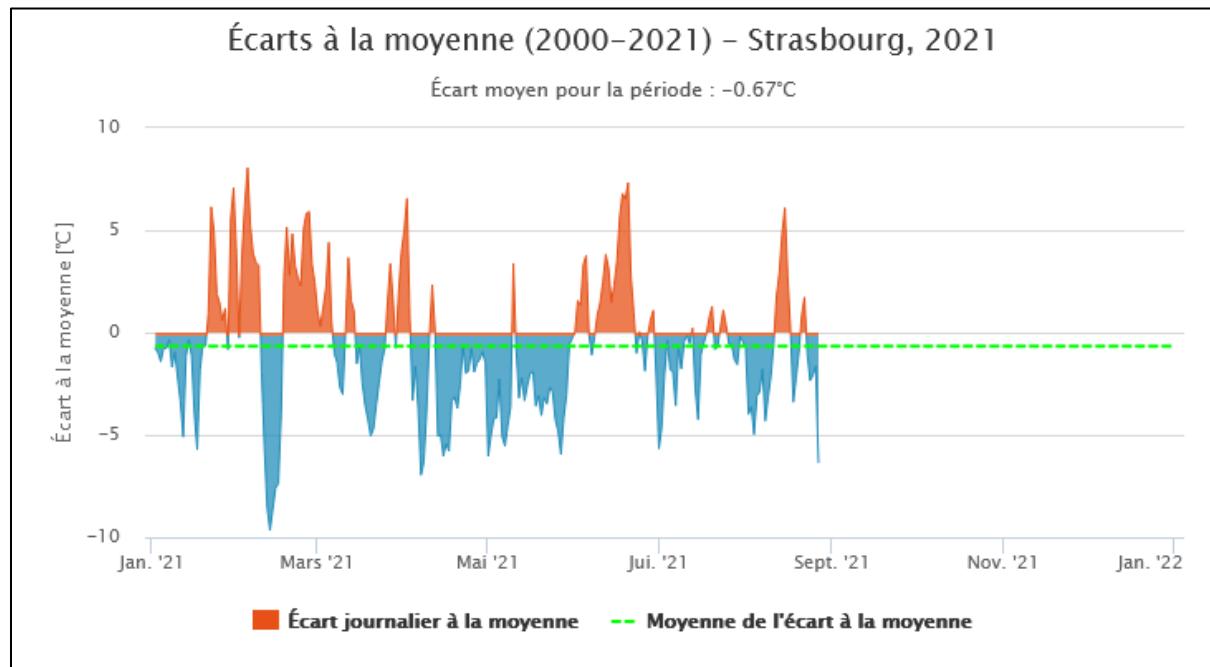
Annexe 11 : Exemple de note avec la position des quadrats et un point GPS pour l'EVU 1



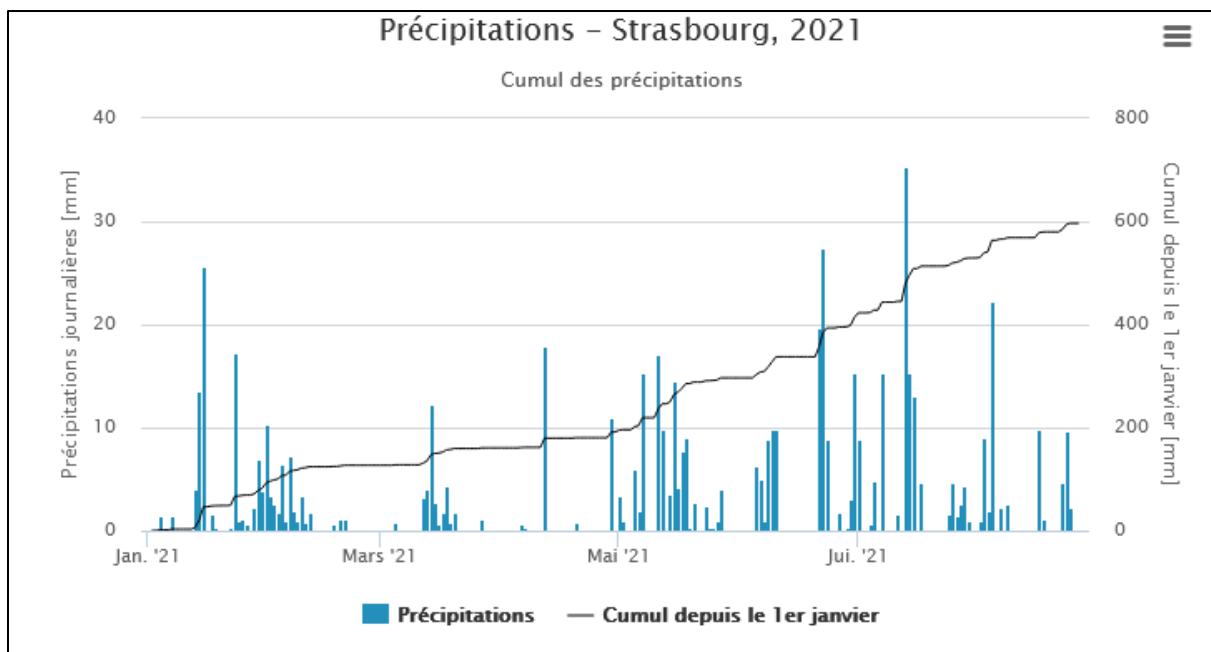




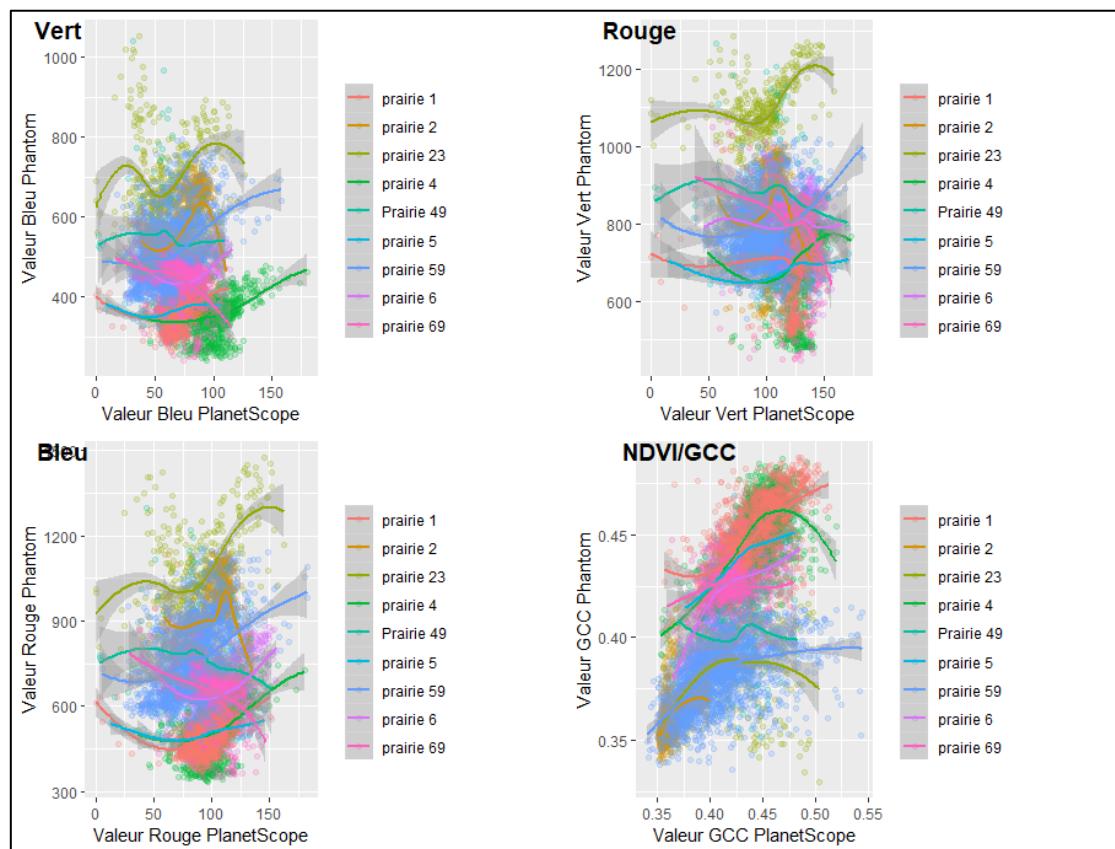
Annexe 12 : Évolution du GCC à partir des données PlanetScope



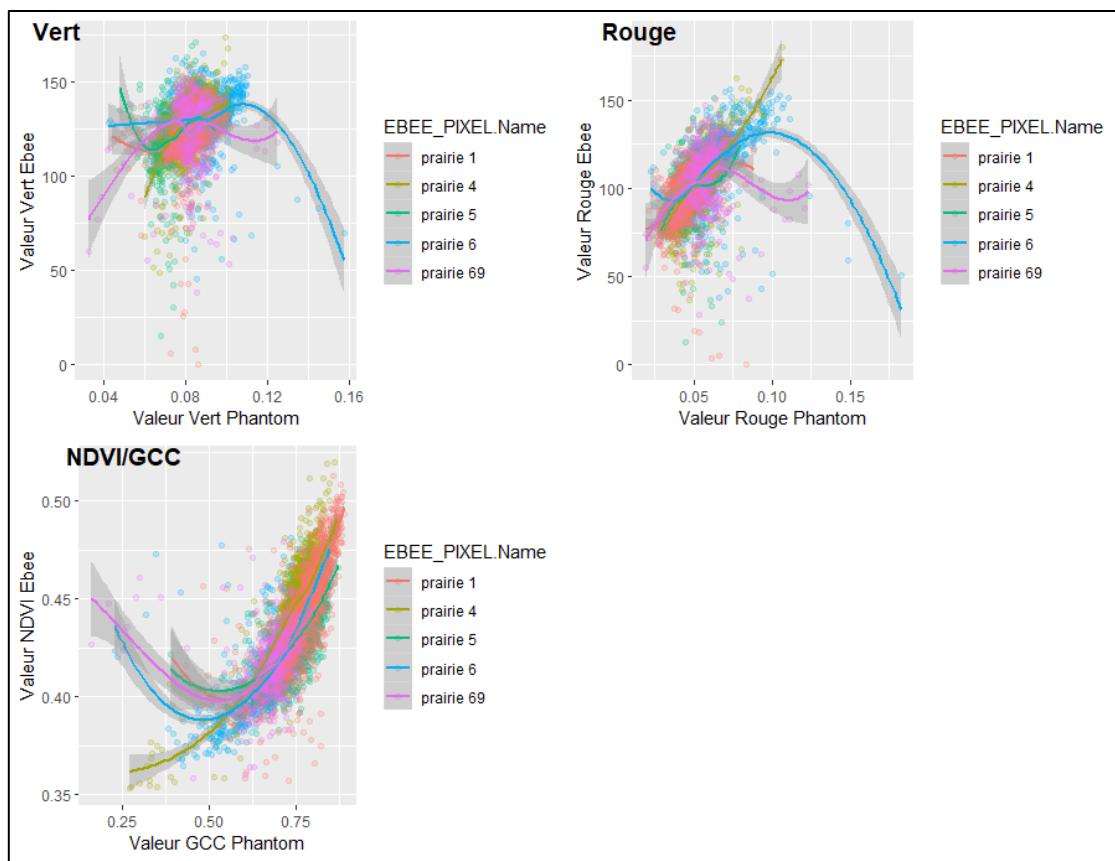
Annexe 13 : Écarts des températures journalières de l'année 2021 en fonction de la moyenne des températures journalière de 2000 à 2021 ; source : <https://prevision-meteo.ch/climat/mensuel/strasbourg>



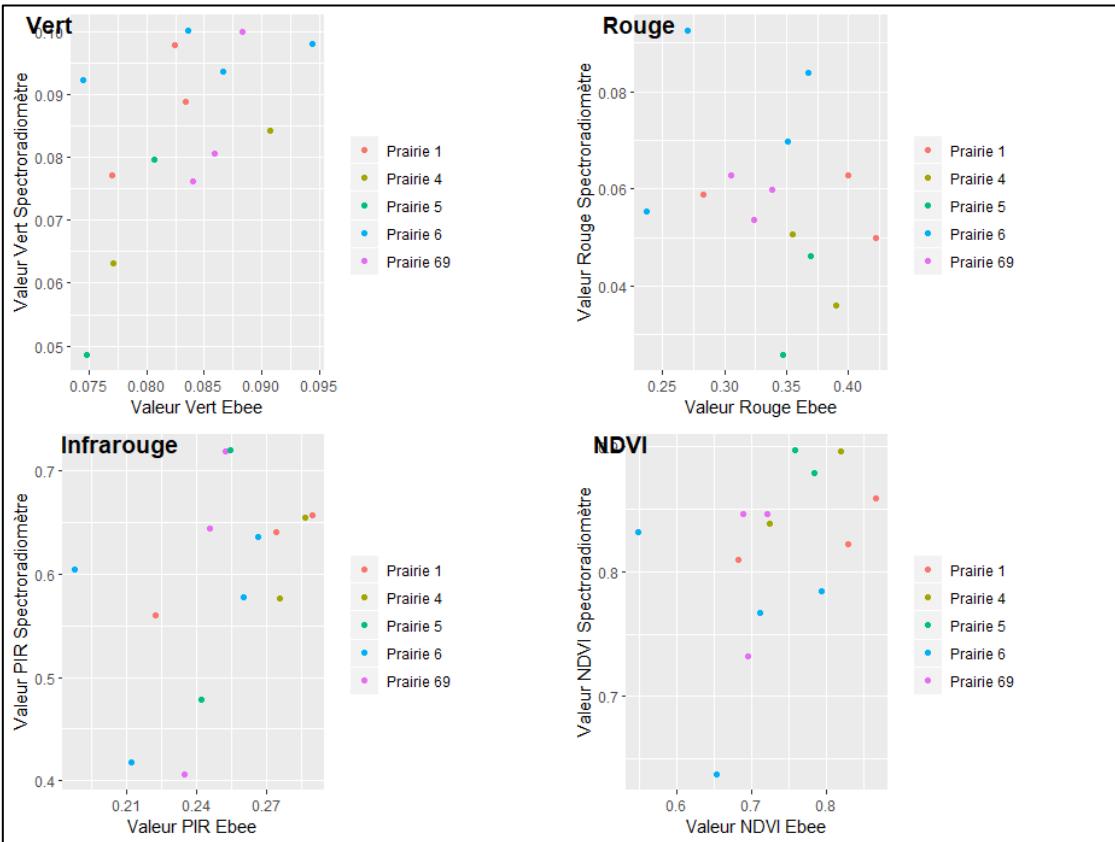
Annexe 14 : Précipitations et somme des précipitations à Strasbourg pour l'année 2021 ; source : <https://prevision-meteo.ch/climat/mensuel/strasbourg>



Annexe 15 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Phantom et PlanetScope à l'échelle d'un PixelScope

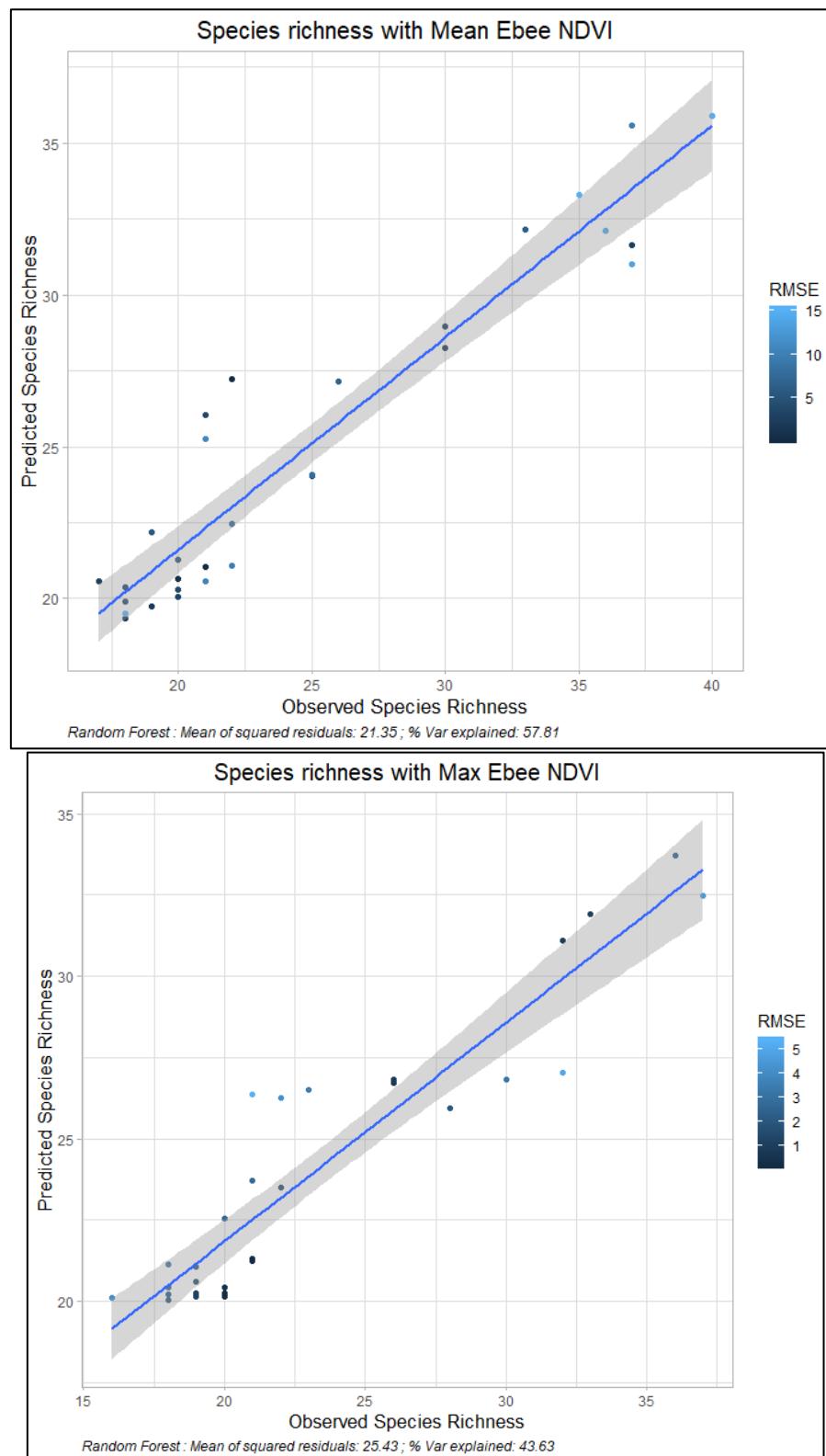


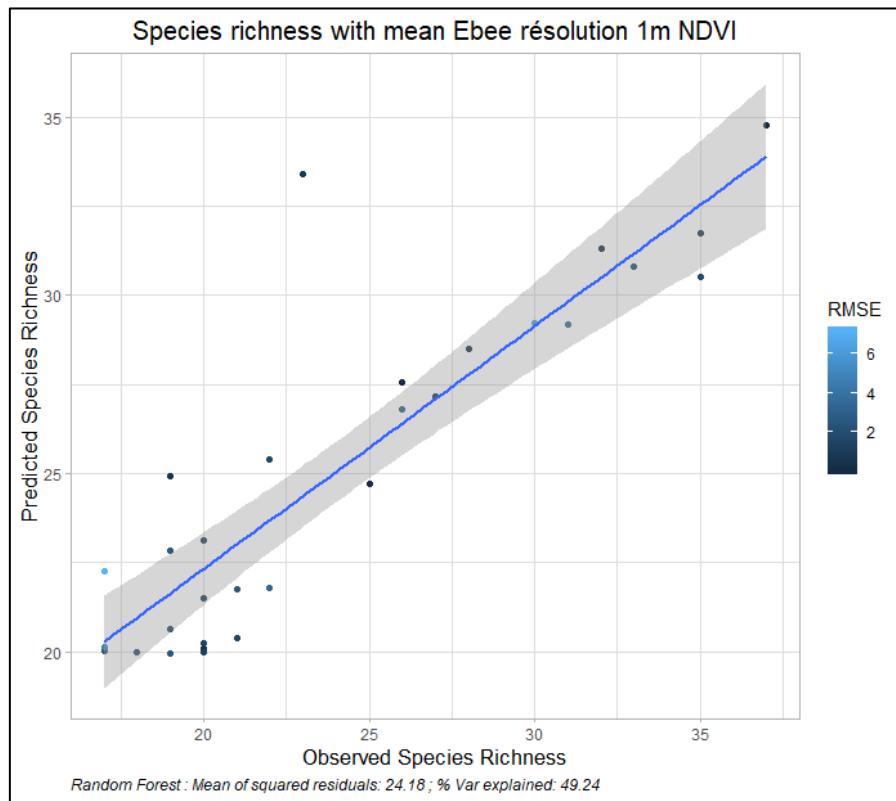
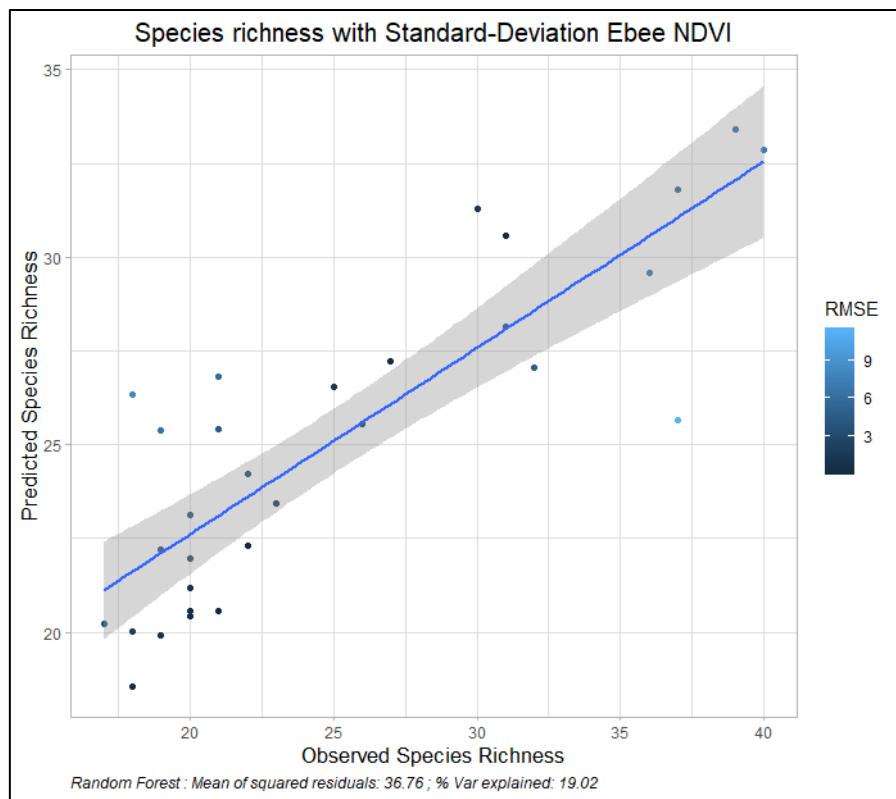
Annexe 16 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Ebee et Phantom

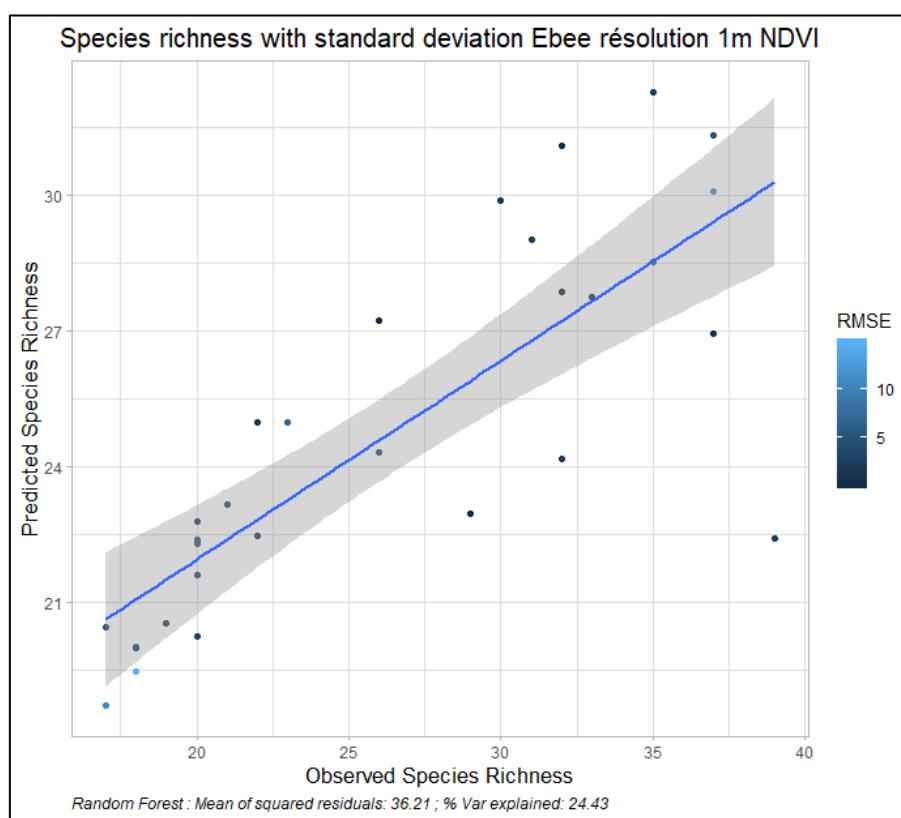
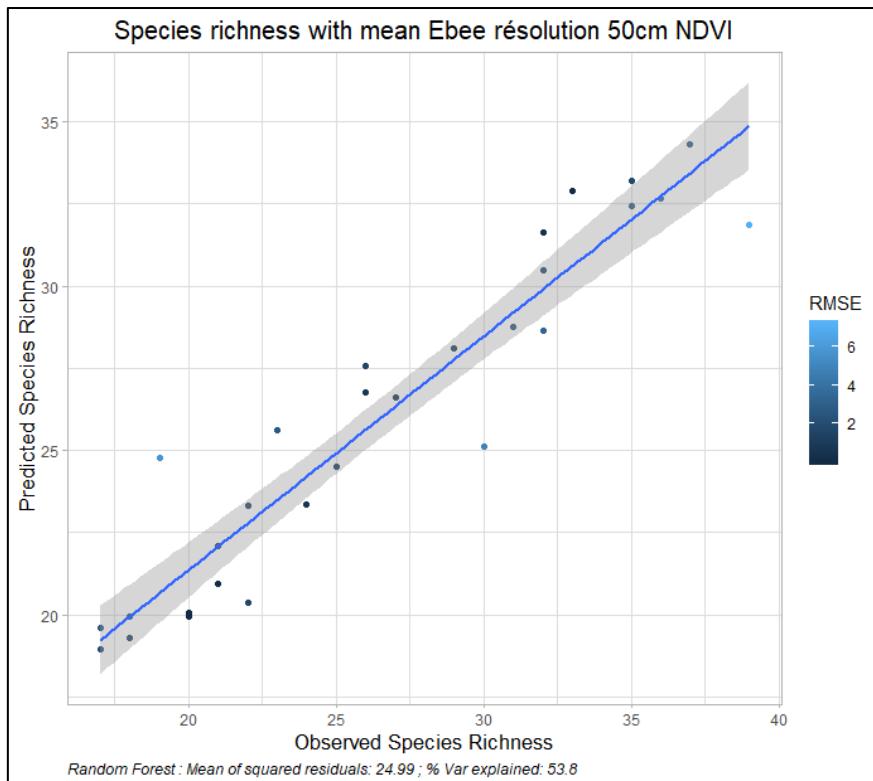


Annexe 17 : Comparaison des valeurs des différentes bandes spectrales entre les images Ebee et les mesures du Spectroradiomètre

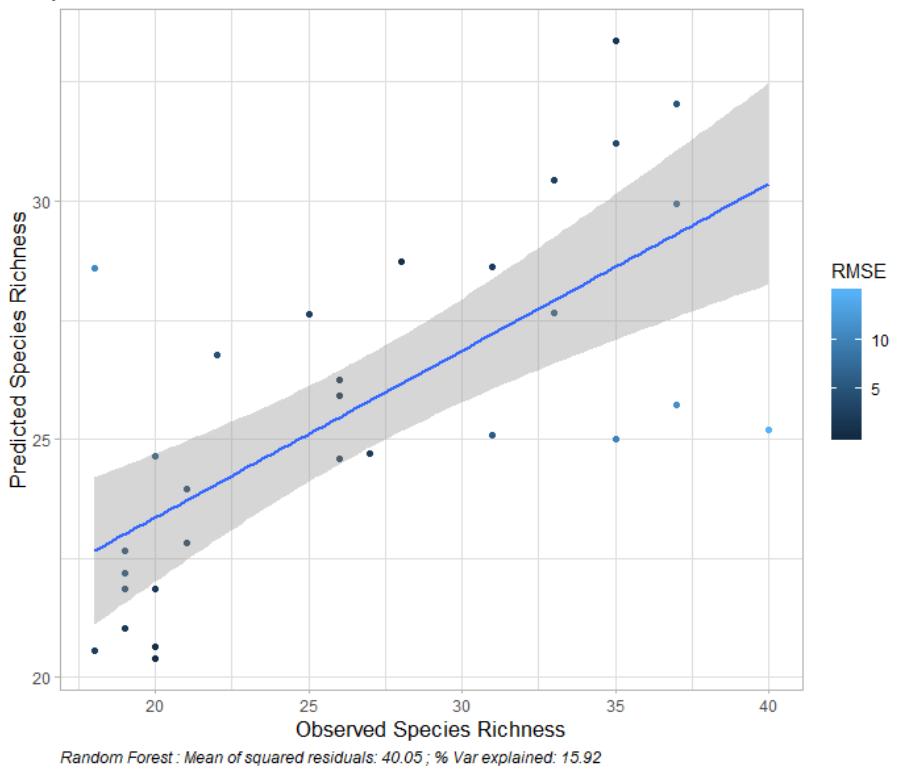
Annexe 18 : Comparaison de la richesse spécifique observée et prédictive à partir du modèle RF utilisant les valeurs de NDVI du Ebee, de GCC du Phantom, et du NDVI du PlanetScope



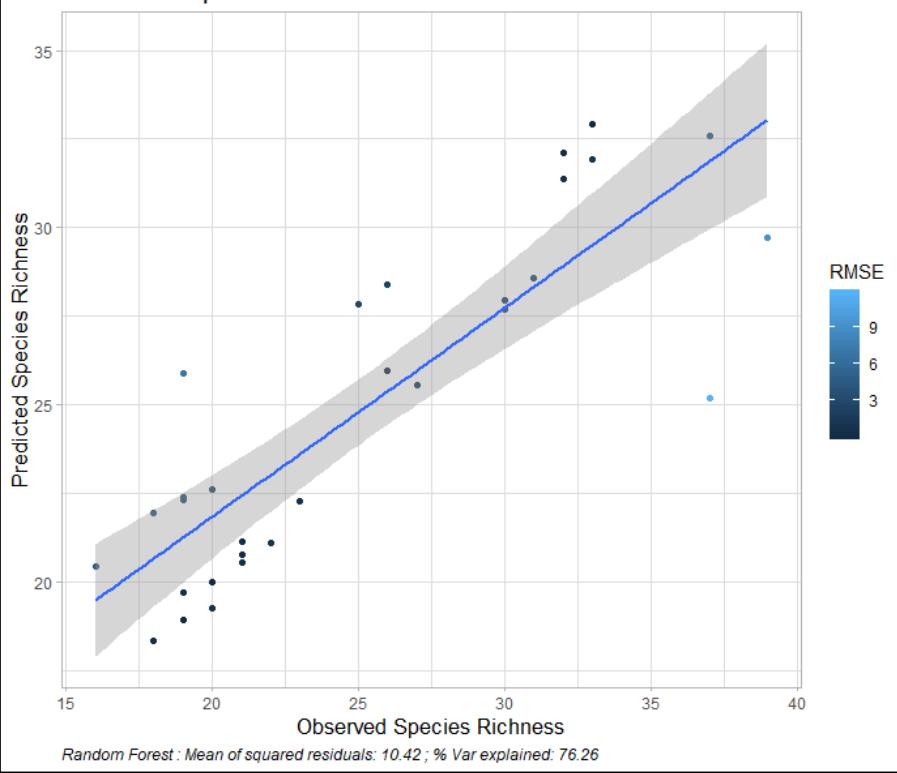


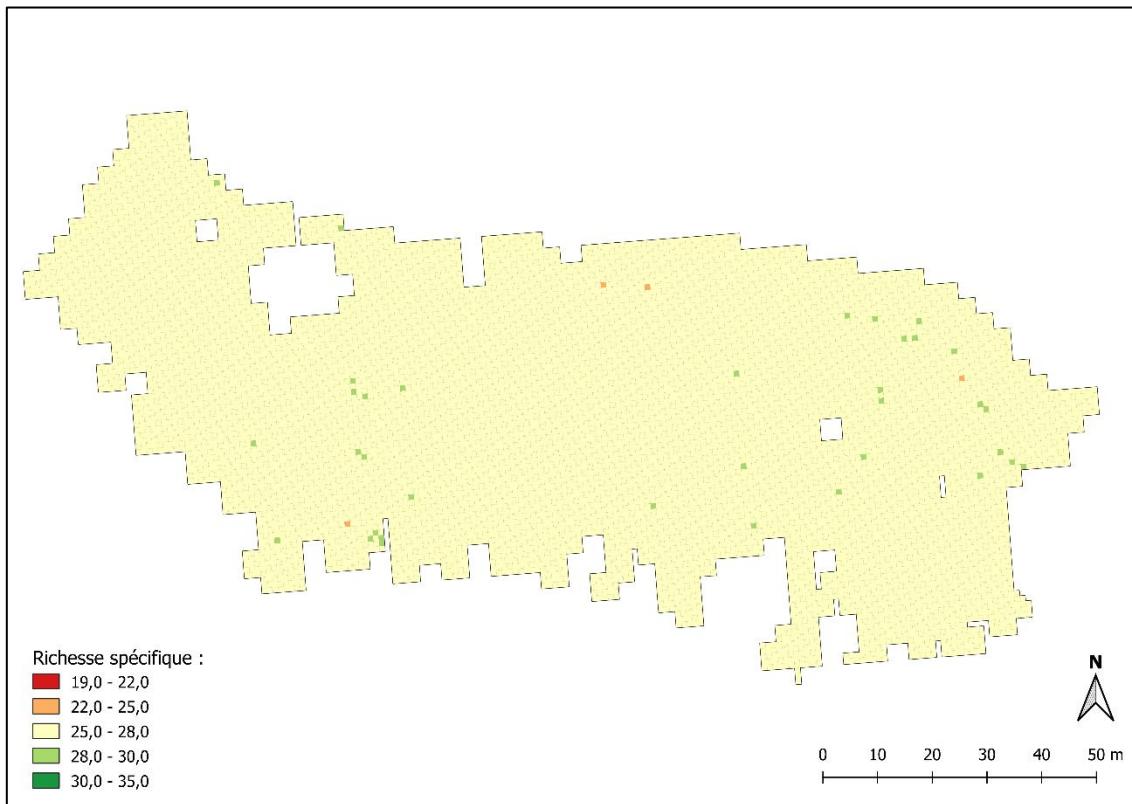
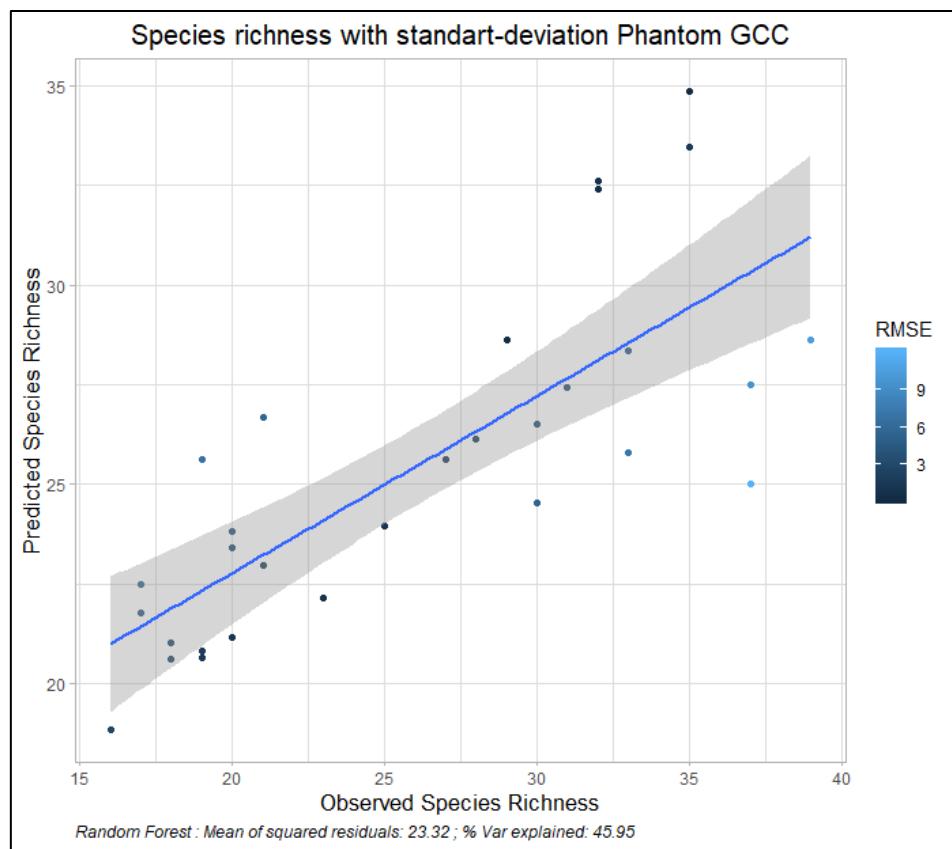


Species richness with standard deviation Ebee résolution 50cm NDVI

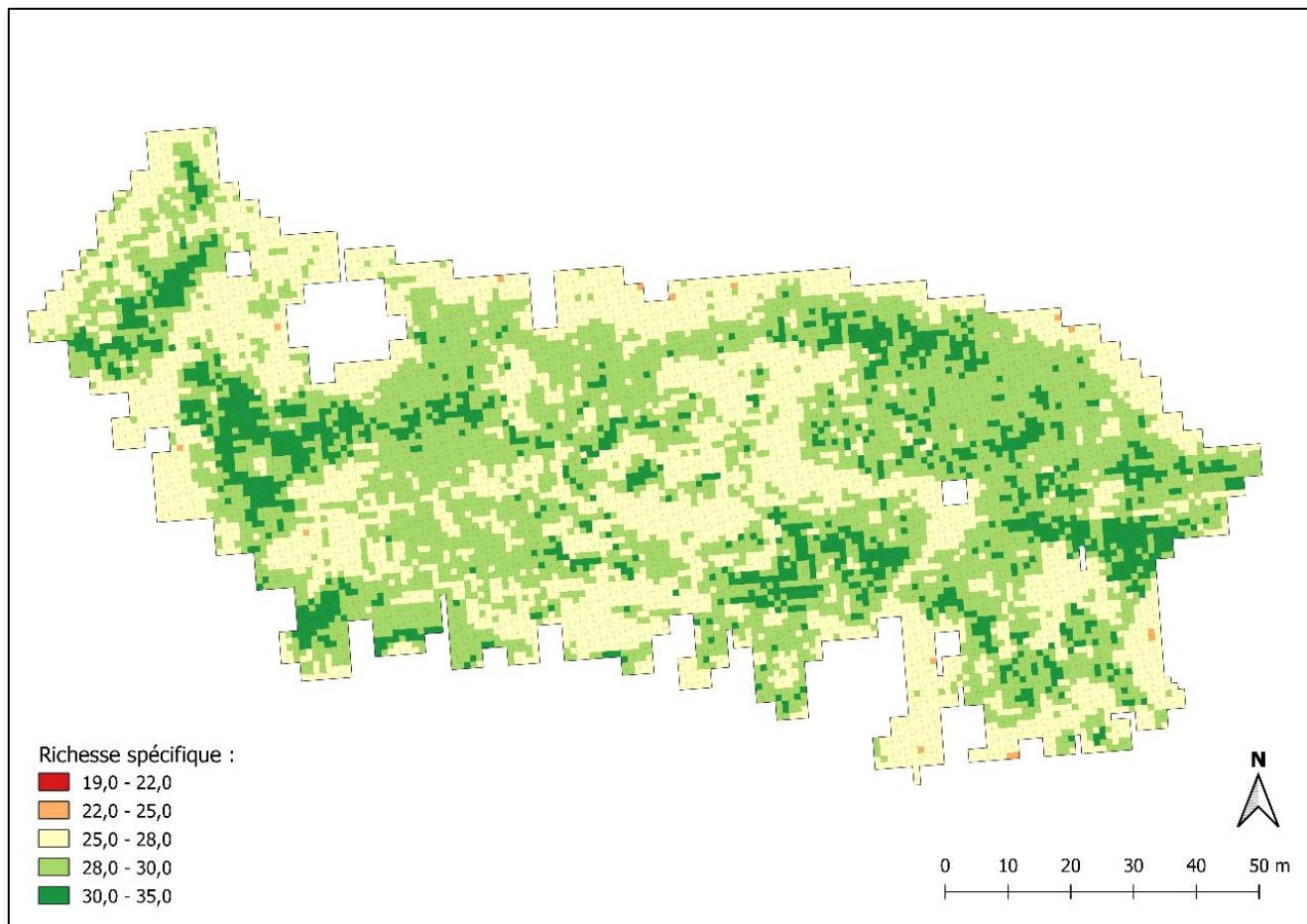


Species richness with mean Phantom GCC





Annexe 19 : Résultat de l'application du modèle de prédiction de richesse spécifique regroupant les valeurs NDVI du PlanetScope et les valeurs d'écart-type du NDVI du Ebee



Annexe 20 : Résultat de l'application du modèle de prédiction de richesse spécifique regroupant les valeurs NDVI du PlanetScope et les valeurs d'écart-type du NDVI du Ebée

```

34 NDVI_STDV = ggplot(EBEE_QUADRATS,aes(EBEE_QUADRATS$NDVI0707_1,EBEE_QUADRATS$TOTVEGE,colour = EBEE_QUADRATS$NAME)) + geom_point(alpha=0.9) + geom_smooth(formula = y ~ x, method = "Loess", se = TRUE, aes(group = EBEE_QUADR
35
36 #2) test de shapiro de st-dv NDVI 23/06 -> si pas loi normale, alors Random Forest
37 #3) Shapiro test(samp1le(EBEE_QUADRATS$NDVI1406_1),size=60) #si la p-value est significative -> l'chantillon ne suit pas une loi normale.
38 shapiro.test(samp1le(EBEE_QUADRATS$NDVI1406_1),size=60)
39
40 #3) creation data frame
41 #3) creation data frame
42 NDVI_STDV$data <- data.frame(EBEE_QUADRATS$NDVI2004_1,EBEE_QUADRATS$NDVI1406_1,EBEE_QUADRATS$NDVI2306_1,EBEE_QUADRATS$NDVI0707_1)
43 NDVI_STDV$data.train <- data.frame(sample.n(NDVI_STDV$data, size=40))
44 NDVI_STDV$data.pred <- data.frame(sample.n(NDVI_STDV$data, size=30))
45
46 #4) create the forest. (ST-dv NDVI 23/06 expliqu? par les valeurs de NDVI des pixels planet)
47 output_forest_stdv <- randomForest(EBEE_QUADRATS.TOTVEGE ~ EBEE_QUADRATS.NDVI2004_1+EBEE_QUADRATS.NDVI1406_1+EBEE_QUADRATS.NDVI2306_1+EBEE_QUADRATS.NDVI0707_1,
48 data = NDVI_STDV$data_train, ntree=600)
49
50 #5) view the forest results.
51 print(output_forest_stdv)
52
53
54 #6) find number of trees that produce lowest test MSE
55 which.min(output_forest_stdv$mse)
56
57 #7) find RMSE of best model
58 sqrt(output.Forest$test$rmse[which.min(output.forest$mse)])
59
60 #8) plot the test MSE by number of trees
61 plot(output_forest_stdv)
62
63 #9) produce variable importance plot
64 varImpPlot(output_forest_stdv)
65
66 #10) Importance of each predictor
67 print(importance(output_forest_stdv,type = 2))
68
69 #11) Appliquer le mod?e avec le set test
70 pred_stdv = predict(output_forest_stdv,NDVI_STDV$data$pred)
71
72 ## Compute RMSE
73 RMSE = sqrt((pred_stdv-NDVI_STDV$data$pred)^2/EBEE_QUADRATS.TOTVEGE)^2
74 mean_RMSE = mean(RMSE)
75 NDVI_STDV$data$pred$RMSE = RMSE
76 NDVI_STDV$data$pred$pred = pred_stdv
77
78 p1 = ggplot(NDVI_STDV$data$pred, aes(x = EBEE_QUADRATS.TOTVEGE, y = pred )) + geom_point(aes(color = RMSE)) +
79 geom_smooth(method = "lm") + theme.light() + ylab("Predicted Species Richness")+
80 xlab("Observed Species Richness")+ggnote("Predicted Species Richness"+
81 "Mean of squared residuals: 36.76 ; % variance explained: 19.02" ) + labs(caption = "Random Forest : Mean of squared residuals: 36.76 ; % variance explained: 19.02" ) +theme(
82 plot.title = element.text(hjust = 0.5, size=15),
83 plot.subtitle = element_text(hjust = 0.5),
84 axis.title = element_text(size=13),
85 plot.caption = element_text(hjust = 0, face= "italic", size=9)
86 )
87 p1
88

```

Annexe 21 : Exemple du code utilisé pour créer des modèles de prédictions via Random Forest



Master Observation de la Terre et Géomatique

2020-2021

RESUME :

Le récent regain d'intérêt pour l'imagerie aérienne avec la démocratisation progressive des drones de moins de quelques kilos permet d'offrir une alternative aux images satellites, qui reste aujourd'hui majoritairement utilisées dans le monde de la recherche. Cet outil permettant d'obtenir des images multispectrales à une résolution spatiale de l'ordre du centimètre sur des espaces et des périodes choisies au préalable, constitue une véritable opportunité pour le suivi des espaces herbacés urbains, milieu encore trop peu étudié. Cependant ces espaces évoluant dans un milieu anthropique, c'est-à-dire un milieu avec beaucoup de bâtis et d'activités humaines, il est important de vérifier si un drone peut être utilisé correctement dans ces conditions. Et ainsi, évaluer son apport pour un suivi de la végétation herbacée et la prédiction d'indice, en le comparant aux résultats obtenus via imagerie satellitaire, qui correspond à des données plus accessibles, avec davantage de résolution temporelle et d'emprise spatiale. Il en a été conclu que parmi les deux drones utilisés : un SenseFly Ebee et un DJI Phantom 4, l'Ebee semble parfaitement adapté au suivi de la végétation et la prédiction d'indices, notamment grâce à son emprise spatiale et à sa bande infrarouge proche que le Phantom ne possède pas. Le Phantom a obtenu de moins bons résultats que les autres capteurs, mais a pu être utilisé dans des espaces à fortes activités anthropiques, ce qui n'est pas envisageable pour le Ebee, car nécessitant des espaces ouverts. Finalement le satellite a obtenu de meilleurs résultats sur les suivis et prédictions, notamment grâce au large échantillon de données que lui apportent son emprise spatiale et sa résolution temporelle. Mais le satellite présente des limites en termes de prédictions à cause de sa résolution spatiale, ne permettant pas analyse intra-prairie très poussée, ce qui n'est pas le cas pour les images aériennes.

MOTS-CLES : Suivi de la végétation, drone, PlanetScope, espace herbacé urbain

ABSTRACT:

The recent interest in aerial imagery with the gradual democratization of drones weighing less than a few kilograms, offers an alternative to satellite images, which are still mainly used in the research world. This tool allows to obtain multispectral images with a spatial resolution of the order of a centimeter on areas and periods chosen beforehand, and constitutes a real opportunity for the monitoring of urban grasslands, an environment that is still too little studied. However, these areas evolve in an anthropic environment, i.e. an environment with a lot of buildings and human activities, it is important to verify if a drone can be used correctly in these conditions. And so, to evaluate its contribution for a monitoring of the herbaceous vegetation and the prediction of index, by comparing it with the results obtained via satellite imagery, which corresponds to more accessible data, with more temporal resolution and spatial coverage. It was concluded that among the two drones used: a SenseFly Ebee and a DJI Phantom 4, the Ebee seems to be perfectly adapted to vegetation monitoring and index prediction, in particular thanks to its spatial coverage and its near infrared band which the Phantom does not have. The Phantom obtained less good results than the other sensors, but could be used in areas with high anthropic activities, which is not possible for the Ebee because it requires open spaces. Finally, the satellite obtained better results on monitoring and predictions, particularly thanks to the large sample of data that its spatial coverage and temporal resolution provides. However, the satellite has limitations in terms of predictions because of its spatial resolution, which does not allow for very deep intra-grassland analysis, which is not the case for aerial images.

KEYWORDS: Vegetation monitoring, drone, PlanetScope, urban grassland